

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a rostlinné produkce



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv ošetření neonikotinoidy na funkční odpověď
arboreálních pavouků rodu *Philodromus* (Araneae,
Philodromidae)**

Diplomová práce

Bc. Anděla Šimečková

Zájmové chovy zvířat N-PETIM

doc. Mgr. Stanislav Korenko, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "**Vliv ošetření neonikotinoidy na funkční odpověď arboreálních pavouků rodu *Philodromus* (Araneae, Philodromidae)**" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19. 04. 2024 _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Mgr. Stanislavu Korenkovi, Ph.D za cenné rady při psaní práce, pomoc při naplánování experimentu a za jeho vstřícnost a ochotu. Dále bych chtěla poděkovat Bc. Filipu Solarovi za spolupráci při realizování experimentu. Mé velké díky patří rovněž Mgr. Evě Líznarové, PhD. za její ochotu a pomoc při statistickém zpracování výsledků.

Vliv ošetření neonikotinoidy na funkční odpověď arboreálních pavouků rodu *Philodromus* (Araneae, Philodromidae)

Souhrn

Neonikotinoidy patří mezi syntetické insekticidy na bázi nikotinu, používané v zemědělství k ochraně rostlin proti škůdcům. Řadí se mezi neurotoxické látky, které napadají nervovou soustavu hmyzu a mohou způsobit paralýzu či smrt. Tyto selektivní insekticidy by měly mít zanedbatelný vliv na necílové organismy, mezi které patří také pavouci. Pavouci jsou jedni z nejhojnějších a nejrozmanitějších přirozených predátorů, kteří přispívají k redukci škodlivého hmyzu. Některé postupy ochrany proti škůdcům jako je například aplikace pesticidů, však mohou jejich biokontrolní potenciál narušit.

Současné studie ukazují, že i selektivní insekticidy mají negativní účinky na necílové skupiny bezobratlých živočichů. Mohou je ovlivňovat jak v subletálních účincích – vliv na rozmnožování, pohyb, lov, schopnost obrany proti predátorům, tak letálně – smrt.

V experimentální části této diplomové práce byl zkoumán vliv ošetření neonikotinoidy s účinnou látkou thiaklopid na funkční odpověď pavouků rodu *Philodromus* (Araneae, Philodromidae). Byl zkoumán účinek insekticidu na predační aktivitu (konzumování kořisti a overkilling) a dlouhodobé přežití ošetřených jedinců v porovnání s kontrolní neošetřenou skupinou. Byl také pozorován vliv reziduí insekticidu na predační aktivitu po 14 dnech od aplikace. Pavouci byli rozděleni do 5 skupin podle počtu nabízených octomilek (N=1-12). V každé skupině byl udržován konstantní počet nabízené kořisti podle počtu dané skupiny. Krmění bylo provedeno v 7 kolech po 30 minutách. Každé kolo se zaznamenával počet zkonsumovaných a počet pouze zabitých octomilek.

Výsledky experimentu ukázaly, že tarzální kontakt pavouků rodu *Philodromus* s účinnou látkou thiaklopid snižuje predační aktivitu. Ošetření insekticidem nemělo na tento rod pavouků letální účinky. Mortalita se výrazně nelišila od kontrolní skupiny, nicméně přípravek způsoboval paralýzu. Rezidua použitého insekticidu měla marginálně významný vliv na predační aktivitu.

Klíčová slova: *Philodromus*, neonikotinoidy, funkční odpověď, predační aktivita, arboreální pavouci

Effect of neonicotinoid treatment on the functional response of arboreal spiders of the genus *Philodromus* (Araneae, Philodromidae)

Summary

Neonicotinoids are nicotine-based synthetic insecticides used in agriculture to control plant pests. They are neurotoxic substances that attack the nervous system of insects and can cause paralysis or death. These selective insecticides should have a negligible effect on non-target organisms, including spiders. Spiders are one of the most abundant and diverse natural predators that contribute to the control of pests. However, some pest control practices, such as pesticide application, can reduce their biocontrol potential.

Current studies show that even selective insecticides have negative effects on non-target invertebrate species. They can affect them both sublethally - affecting breeding, movement, hunting, ability to defend against predators - and lethally - death.

In the experimental part of this thesis the effect of neonicotinoid treatment with the active substance thiacloprid on the functional response of spiders of the genus *Philodromus* (Araneae, Philodromidae) was investigated. The effect of the insecticide on predatory activity (prey consumption and overkilling) and long-term survival of treated individuals compared to an control group was investigated. The effect of insecticide residues on predation activity 14 days after application was also observed. The spiders were divided into 5 groups according to the number of fruit flies offered (N=1-12). In each group, the number of offered prey was kept constant according to the number of that group. Feeding was done in 7 rounds every 30 minutes. Each round, the amount of consumed and killed flies was recorded.

The results of the study showed that tarsal contact of *Philodromus* spiders with the active ingredient thiacloprid reduced predation activity. The insecticide treatment had no lethal effects on this spider genus. The mortality rate was not significantly different from the control group, however, the treatment caused paralysis. Residues of the insecticide had a marginally significant effect on predation activity.

Keywords: *Philodromus*, neonicotinoids, functional response, predation activity, arboreal spiders

Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Pavouci jako účinní bioregulátoři	10
3.1.1	Predační specializace pavouků	10
3.1.2	Výběr kořisti	12
3.1.3	Obsazení trofické niky	13
3.1.4	Listovníkovití (Philodromidae)	13
3.2	Funkční odpověď	15
3.2.1	Základní typy funkční odpovědi	15
3.2.2	Zvláštní typy funkční odpovědi	16
3.3	Pesticidy na bázi neonikotinoidů	17
3.3.1	Použití	17
3.3.2	Princip působení	17
3.3.3	Expozice necílových organismů	18
3.3.4	Degradace neonikotinoidů	18
3.3.5	Thiaklopid	19
3.4	Vliv pesticidů na pavouky	19
3.4.1	Letální účinky	20
3.4.2	Subletální účinky	20
3.4.3	Nepřímé účinky	22
4	Metodika	24
4.1	Odchyt a chov pokusných pavouků rodu <i>Philodromus</i>	24
4.2	Chov <i>Drosophila</i>	25
4.3	Vliv neonikotinoidů na prediční aktivitu	25
4.4	Vliv reziduí neonikotinoidů na prediční aktivitu	26
4.5	Mortalita a vypuštění pavouků	26
4.6	Statistická analýza	26
5	Výsledky	28

5.1	Predační aktivita.....	28
5.1.1	Kontrolní skupina	28
5.1.2	Ošetřená skupina	30
5.2	Vliv ošetření neonicotinody.....	32
5.2.1	Vliv neonicotinoidů na predační aktivitu	32
5.2.2	Vliv neonicotinoidů na počet zkonzumované kořisti.....	32
5.2.3	Vliv neonicotinoidů na overkilling (počet nadbytečně zabité kořisti)	33
5.3	Vliv neonicotinoidů na mortalitu a paralýza	34
5.4	Rezidua	35
5.4.1	Vliv reziduí neonicotinoidů na predační aktivitu	35
5.4.2	Vliv reziduí neonicotinoidů na počet zkonzumované kořisti.....	35
5.4.3	Vliv reziduí neonicotinoidů na overkilling	36
6	Diskuse	38
6.1	Subletální a letální vliv neonicotinoidů	38
6.2	Budoucí výzkum	39
7	Závěr	40
8	Literatura.....	41
9	Zdroje obrázků	53

1 Úvod

Pavouci jsou jedni z nejhojněji se vyskytujících predátorů v různých agroekosystémech, a proto tvoří podstatnou část přirozených predátorů škůdců (Marc et al. 1999). Pesticidy však mohou na pavouky působit různými způsoby, které ovlivňují jejich početní a funkční odpovědi a snižují jejich biokontrolní potenciál (Pekár 2012). Pavouci rodu *Philodromus* jsou jedni z nejhojněji se vyskytujících pavouků v komerčních sadech v Evropě (Bogya et al. 1999). Jsou aktivní po celý rok včetně zimy, mohou tedy kořist chytat i při nízkých teplotách (Korenko et al. 2010). To jim dává vysoký biokontrolní potenciál, protože mohou snížit růst populace škůdce v počátečních fázích (Korenko & Pekár 2010).

Rozsáhlé používání insekticidů v zemědělství má negativní účinky na necílové organismy, včetně snížení jejich schopnosti přirozené regulace škůdců (Paul & Thygarajan 1992). Insekticidy mohou způsobit smrt organismů zajišťujících jejich přirozenou regulaci (letální účinky) nebo ovlivnit některé další vlastnosti jejich biologie, aniž by došlo k usmrcení jedinců (subletální účinky). Subletální účinky na dlouhověkost, plodnost, rychlost vývoje, poměr pohlaví, míru predace a mobilitu predátorů nejsou zatím dobře prozkoumány (Moura et al. 2006).

Regulace škůdce predátorem silně závisí na dvou hlavních složkách interakce predátor-kořist: početní a funkční reakci predátora. Funkční odpověď - schopnost predátora zvýšit rychlost odchytu kořisti v reakci na zvýšenou hustotu kořisti, má zvláštní význam, protože ji lze využít k předpovědi účinnosti kontroly za určitých podmínek (Riechert & Lockley 1984). Přesto jen několik studií zkoumalo vliv pesticidů na funkční odezvu přirozených predátorů (Ambrose et al. 2008).

Je známo, že pavouci jsou velmi citliví na některé insekticidy (Stark et al. 1995). Selektivní insekticidy by měly mít zanedbatelný vliv na přirozené predátory, zejména pokud je účinná látka velmi specifická. Několik studií však dokazuje, že i selektivní insekticidy mají negativní účinky na přirozené predátory (Poletti et al. 2007).

V této diplomové práci je v laboratorních podmínkách zkoumán vliv neonikotinoidového insekticidu na funkční odpověď arboreálních pavouků rodu *Philodromus*. Je zde vyhodnocen vliv na predační aktivitu ihned po aplikaci insekticidu a reziduální vliv 14 dní od aplikace. Je zde také popsán vliv přípravku na mortalitu.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této práce bylo v laboratorních podmínkách studovat funkční odpověď pavouků rodu *Philodromus* (Walckenaer 1826). Zjistit efekt ošetření insekticidem na bázi neonikotinoidů na funkční odpověď pavouků. Byla studována predáční aktivita (konzumování kořisti a overkilling).

Hypotézy:

1. Predáční aktivita (všechna ulovená kořist, včetně overkilling) a funkční odpověď u pavouků rodu *Philodromus* je ovlivněna ošetřením přípravkem s účinnou látkou thiakloprid.
2. Velikost pavouka (délka celého těla) pozitivně koreluje s predáční aktivitou (feeding a overkilling).
3. Větší pavouci jsou odolnější a jejich predáční aktivita je méně ovlivněná chemickým ošetřením.
4. Ošetření insekticidem snižuje příjem potravy (feeding).
5. Ošetření insekticidem zvyšuje agresivitu a počet nadbytečně usmrcené kořisti (overkilling).

3 Literární rešerše

3.1 Pavouci jako účinní bioregulátoři

V současné době je na celém světě známo více než 52 000 druhů pavouků, kteří vykazují velmi rozmanité způsoby života a potravního chování (World Spider Catalog 2024). Tyto organismy jsou vybaveny vysoce vyvinutým smyslovým systémem, který jim poskytuje podrobné informace o potenciálních predátorech a kořisti v jejich okolí. Hlavně díky těmto specializacím, mají vysokou evoluční úspěšnost (Barth 1997). Pavouci jsou obligátní masožravci, živí se hlavně hmyzem a v menší míře i jinými pavouky nebo jinými bezobratlými (Pekár & Toft 2015). Velmi zřídka jsou schopni ulovit živočichy jiného kmene než jsou členovci a někdy dokáží konzumovat i rostlinné materiály (Nyffeler et al. 2016).

Ačkoli mají pavouci vysokou funkční odpověď, jejich početnost je nedostatečná kvůli nízkému tempu nárůstu populace (způsobenému především pomalým vývojem) a omezenému šíření (Riechert 1999). Proto žádný druh pavouka není schopen držet krok s vysokým tempem nárůstu populace škůdců (Oraze & Grigarick 1989). Vzhledem k tomu, že přirozené společenstvo pavouků se skládá z různých gild, které se zaměřují na různé členovce, přispívá společenstvo jako celek ke snížení početnosti různých škůdců (Riechert 1999). Pavouci jsou proto považováni za důležité přirozené predátory, kteří pomáhají snižovat populace škůdců, zejména na začátku sezóny, kdy ještě nejsou přítomni jiní specializovaní predátoři (Birkhofer et al. 2008).

3.1.1 Predační specializace pavouků

Pavouci vykazují značnou behaviorální rozmanitost v souvislosti s různými strategiemi predace a velkou schopností odolávat nepříznivým ekologickým podmínkám. Pavouci mají účinné mechanismy přežití vzhledem k tomu, že jsou tak četní a rozšíření. Jejich schopnost přežít v extrémních podmínkách a šířit se pomocí vláken pavučin jim umožnila obsadit širokou škálu různých pozemských biotopů (Thomas et al. 2003).

Jejich vysoká populační hustota a druhová početnost, se vyskytuje jak v přírodních ekosystémech, tak i v agroekosystémech. Vzhledem k těmto vlastnostem a převážné hmyzožravosti jsou pavouci považováni za jedny z hlavních predátorů hmyzu (Sarma et al. 2013). Z analýz potravy vyplývá, že pavouci jsou predátory škodlivého hmyzu například Aphididae (mšicovití), Isotomidae (poskokovití), Sciaridae (smutnicovití), Acari (roztoči), Sphaeroceridae (mrvnatkovití) (Aldelweireldt 1994). Mohou se živit také několika různými druhy Diptera (dvoukřídlí), jako například Drosophilidae (octomilkovití) a Muscidae (mouchovití) (Huseynov 2008). Je známo, že se pavouci mohou živit i užitečnými členovci jako je například *Apis mellifera* (Linné 1758), Chrysopidae (zlatoočkovití) nebo Coccinellidae (slunéčkovití) (Nentwig 1983).

Aby byla regulace hmyzích škůdců účinná musí být predátor schopen nejen snížit jejich hustotu na úroveň pod ekonomický práh, ale také tuto hustotu dlouhodobě stabilizovat (Maloney et al. 2003). Pokud populace škůdců není stabilní, může predátor

způsobit lokální vymizení kořisti a následně sám vyhynout, což by mohlo způsobit druhotné ohnisko výskytu škůdce (Pedigo 2001).

Pavouci jsou také schopni ovlivňovat poškození rostlin býložravým hmyzem svou pouhou přítomností. Bylo prokázáno, že poškození rostlin hmyzími býložravci je nižší, když jsou pavouci na vegetaci přítomni, než když nejsou. Účinky jsou patrné i tehdy, když se pavouci hmyzem ve skutečnosti neživí (Maloney et al. 2003). Snyder a Wise (2000) zjistili, že brouci *Diabrotica undecimpunctata howardi* (Barber 1947), snížili konzumování rostlin dýně v přítomnosti slíd'áka *Hogna helluo* (Walckenaer 1837), i když byl pavouk od brouků oddělen sít'ovou bariérou. Pavouci dokáží snižovat početnost larev motýlů v jabloňových sadech, protože se jimi živí, ale bylo také dokázáno, že larvy mají tendenci opustit jabloňovou větev v pouhé přítomnosti pavoučího predátora (Marc et al. 1999). Podobné výsledky byly zjištěny i u tabáku, kde pavouci čeledi plachetnatkovití (Linyphiidae) zabránili poškození rostlin larvami motýla *Spodoptera litura* (Fabricius 1775). Larvy opouštěly rostliny, které byly obsazeny pavouky. Tento jev je znám také u mšic, vrtalek a kříšů (Riechert & Lockley 1984).

Pavouci regulují populace také díky jejich schopnosti nadbytečně zabíjet kořist, což znamená, že chytají a zabíjejí více kořisti, než kolik dokážou zkonzumovat (Maloney et al. 2003). Riechert a Lockley (1984) uvádějí, že pavouk může zabít až padesátinásobek počtu kořisti, kterou spotřebuje. Persons (1999) zjistil, že slíd'ák *Schizocosa ocreata* (Hentz 1844) zabíjí více cvrčků, než kolik jich dokáže zkonzumovat, a to i když je nasycen. Toto nadbytečné zabíjení (overkilling) bylo zdokumentováno i u jiných druhů (Persons 1999). Někteří pavouci tvořící sítě mohou také pochytnat více hmyzu, než jsou schopni zkonzumovat. Snovačka *Nephila clavipes* (Linnaeus 1767), tvoří žluté hedvábné sítě, které lákají hmyz, který by byl normálně přitahován květy a novými listy (Craig et al. 1996). V pavučině může být v jednom okamžiku přítomno až 1000 kusů hmyzu, přičemž pavouk mnoho z nich ignoruje (Nyffeler et al. 1994). Bylo prokázáno, že nadbytečné zabíjení kořisti zvyšuje vliv pavouků na regulaci populace hmyzí kořisti (Riechert 1999). Formou overkillingu je i vnitrodruhová predace neboli kanibalismus, kdy pavouk zabíjí jedince stejného druhu (Hodge 1999).

Řada výzkumů prokazuje, že společenstvo různých druhů pavouků je při snižování hustoty kořisti účinnější než jediný druh pavouka (Sunderland 1999). Richert a Lawrence (1997) zjistili, že početnost hmyzu byla nižší na testovacích územích, která obsahovala dva druhy snovaček a dva druhy slíd'áků než na plochách, které obsahovaly stejný počet jedinců pouze jednoho druhu.

Druhově bohaté skupiny pavouků mohou být při biologické kontrole účinnější, protože se liší strategiemi lovu, preferencemi stanovišť a dobou aktivity, tudíž pokrývají všechny niky daného areálu (Maloney et al. 2003). Trofická nika pavouka závisí na jeho vlastnostech (například strategie lovu, velikost těla) a vlastnostech jeho kořisti (například velikost těla, pohyb, schopost obrany, obsah živin) a podmínek prostředí (například teplota, struktura mikrostanoviště, lokální selekční tlaky, složení společenstva kořisti) (Perkins et al. 2018).

Jednotliví pavouci se liší preferencí různých druhů hmyzu v různou denní dobu, z čehož plyne, že ztráta rozmanitosti společenstva pavouků může mít za následek,

že některé druhy kořisti uniknou predáčnímu tlaku (Riechert & Lawrence 1997). K redukci kořisti přispívají také rozdíly ve velikosti těla predátorů i kořisti, kdy větší pavouci berou větší kořist a menší pavouci menší kořist (Nyffeler et al 1994).

3.1.2 Výběr kořisti

Předpokládá se, že predátor potřebuje být specializován na určitou kořist, aby dokázal účinně redukovat její populace (Maloney et al. 2003). Pavouci mají několik výhodných i nevýhodných vlastností pro biologickou kontrolu. Zdá se, že většina pavouků je euryfágní (Pekár et al. 2012). Takoví predátoři jsou považováni za méně účinné než stenofágní. Zejména kvůli jejich nezávislosti na jednom druhu potravy a necílovému vyhledávání škůdců a také kvůli predaci necílové kořisti, která snižuje predáční tlak na škůdce (Symondson et al. 2002). Pro pavouka může být kontraproduktivní žít se jakoukoli kořistí, protože někdy může být toxická nebo chudá na živiny (Toft 1999). Každý druh pavouka obývá určitou část stanoviště, od země až po vrchol koruny stromu a stejně jako druhy kořisti se mohou vyskytovat v různých mikrostanovištích. Mezi druhy se vyskytují rozdíly v době, kdy jsou aktivní a mohou vést k potravní specializaci. Například někteří pavouci jsou denní a tvoří sítě ve dne, jiní jsou noční a tvoří sítě nebo chytají kořist v noci. Většina aktivně lovcích pavouků, se spoléhá na vizuální a vibrační signály, proto je aktivní ve dne. Existují však výjimky, kdy jsou pavouci aktivní spíše v noci. Pavouci tedy loví pouze kořist, na kterou narazí v aktivním období (Marc et al. 1999). Tito živočichové využívají širokou škálu loveckých strategií, které se liší svou účinností při lovu konkrétních typů kořisti (Michalko & Pekár 2016). Například pavouci, kteří loví ze zálohy jsou efektivnější při chytání vysoce mobilní kořisti, zatímco pavouci, kteří kořist pronásledují jsou efektivnější při chytání neaktivní kořisti (Sweeney et al. 2013).

V důsledku toho pavouci s různými loveckými strategiemi využívají podobné typy kořisti, ale v rozdílném poměru (Michalko & Pekár 2016). To může ovlivnit jejich účinnost při potlačování hmyzu.

Noční i denní aktivně lovcí pavouci hledají potravu na kmeni a v listí jabloní, zatímco druhy, které loví ze zálohy si hledají potravu mezi listy a květy. Pavouci stavějící si tubulární sítě se zdržují pod kůrou stromů a ostatní pavouci stavějící si sítě obývají různá mikrostanoviště mezi listy a větvemi (Marc & Canard 1997).

Kromě preference mikrostanovišť mají pavouci i potravní preference. Hmyz, který uloví si vybírají podle velikosti v poměru s jejich vlastní tělesnou velikostí (Michalko & Pekár 2015). Obvykle se živí pouze kořistí, která je 50 - 80 % jejich velikosti těla, přičemž druhy, které si tvoří sítě jsou lépe přizpůsobeny lovu větší kořisti a menší kořist obvykle ignorují (Marc et al. 1999). Moc velkou kořist také často ignorují, protože pro ně může být ztrátová (Powers & Avilés 2007).

Některé druhy pavouků jsou také schopny si vybrat kořist, která obsahuje jejich požadavky na aminokyseliny (Greenstone 1979). Tito generalisti predátoři potřebují optimalizovat příjem potravy a zároveň minimalizovat příjem toxinů, aby maximalizovali svou fitness (Toft 2012). Trofickou niku pavouků lze tedy určit podle nutričního obsahu potenciální kořisti v agroekosystému. Mnozí škůdci (např. mšice) jsou pro pavouky

suboptimální kvality (Toft 2005). Pavouci mohou odmítat kořist nízké kvality a zcela ji ignorovat (Toft & Wise 1999).

3.1.3 Obsazení trofické niky

Trofická nika závisí na ontogenetickém stádiu (Cardoso et al. 2011); velikosti těla (Sanders et al. 2015); nutričním stavu (Schmidt et al. 2012b); faktorech prostředí, jako je teplota (Kruse et al. 2008); a na přítomnosti přirozených predátorů a kompetitorů (Michalko & Pekár 2014). Někteří pavouci preferují kořist bohatou na lipidy, aby si před zimováním zvýšili energetické zásoby, ale po zimě přechází na kořist bohatší na proteiny, aby posílili svůj růst a vývoj (Bressendorff & Toft 2011).

Okolní teplota může ovlivňovat trofické niky pavouků, protože ovlivňuje jejich schopnost chytat a pronásledovat kořist nebo unikat jiným predátorům. Pavouci mohou se zvyšující se teplotou přecházet z lovení ze zálohy na aktivnější způsob lovu protože, teplota ovlivňuje vlastnosti pavučin. Vzhledem k nerovnoměrným reakcím pavouků a jejich kořisti na měnící se teplotu se mohou trofické niky pavouků lišit v různých ročních obdobích, letech nebo regionech (Kruse et al. 2008).

Je například známo, že zimně aktivní pavouci jako je *Anyphaena accentuata* (Walckenaer 1802) a *Philodromus* spp. mohou v zimním a studeném jarním období regulovat počty hibernujícího škodlivého hmyzu (Korenko et al. 2010) jako jsou například mšice, mery nebo housenky motýlů (Lánský et al. 2005). *Anyphaena accentuata* má dolní práh predační aktivity při $-3,7^{\circ}\text{C}$ a *Philodromus* spp. při $-1,2^{\circ}\text{C}$ (Korenko et al. 2010). Tyto druhy aktivně lovících pavouků zaujímají podobnou trofickou niku a liší se v účinnosti odchyty kořisti při různých teplotách (Korenko et al. 2010; Petráková et al. 2016). *Anyphaena* je nejefektivnější v odchyty kořisti při teplotě 15°C , zatímco *Philodromus* je nejefektivnější při teplotách nad 20°C (Korenko et al. 2010).

Populace pavouků mohou být vystaveny různým selekčním tlakům, což může vést k odlišným fenotypům jejich chování (osobnostem). Mezi selekční tlaky, které ovlivňují chování pavouků, patří dostupnost kořisti, predační tlak na pavouky a aplikace pesticidů (Royauté et al. 2014). Funkce pavouků v agroekosystému pak může do značné míry záviset na těchto lokálních selekčních tlacích (Royauté & Pruitt 2015). Například agresivní jedinci mají vyšší míru odchyty kořisti než neagresivní jedinci (Pruitt & Riechert 2012). Jedinci vykazující rozdílné typy chování mohou obsazovat odlišné trofické niky. Agresivní jedinci pak mohou mít širší trofickou niku než neagresivní jedinci, protože jsou vůči kořisti méně selektivní (Michalko & Pekár 2017). Jedinci se také mohou lišit v úrovni své aktivity. Aktivnější jedinci budou s větší pravděpodobností chytat usedlou kořist, zatímco ti méně aktivní budou s větší pravděpodobností chytat aktivně se pohybující kořist (Sweeney et al. 2013).

3.1.4 Listovníkovití (Philodromidae)

Listovníkovití patří mezi nejhojněji se vyskytující pavouky v komerčních sadech v Evropě (Bogya et al. 1999). Tato čeleď čítá celosvětově 529 druhů (World spider catalog 2024). Jsou to velmi hbití pavouci a nestaví si pavučiny ani žádné jiné úkryty. Mají dravý způsob života, loví na stoncích, kmenech a listech rostlin. Někteří se vyskytují pouze na

jehličnatých stromech, jiní pouze na listnatých stromech (Bradley 2013). Je možné je najít i v okolí stromů, bylin a různých keřů. Jsou aktivní po celý rok, včetně zimy a mohou tedy kořist chytat i při nízkých teplotách (Korenko et al. 2010). To jim dává vysoký biokontrolní potenciál, protože mohou snížit růst populace škůdce v jeho larválních a počátečních fázích (Korenko & Pekár 2010). Tito pavouci mají speciální způsob lovu. Jsou to aktivní lovci, protože svou kořist pronásledují. Následně kořist překvapí a uloví pomocí předních nohou (Coetzee et al. 2017).

Pavouci rodu *Philodromus* jsou aktivně lovící pavouci s plochým tělem, tvar jejich těla připomíná na pohled kraba (Foelix 1996). Nohy mají v laterigrádní poloze - jsou natažené do stran a stehenní část je stočená tak, že přední plocha směřuje vzhůru. Na frontální části hlavohruď mají 8 očí. Hlavohruď je široké a často stejně široké jako dlouhé (Kůrka et al. 2015). Například pavouk druhu *Philodromus cespitum* (Walckenaer 1802); (Obrázek 1), aktivně žijící a hbitý lovec v korunách stromů, je nejhojnějším pavoukem na keřích a stromech v komerčních sadech v celé střední Evropě (Bogya et al. 1999). Tento druh pavouka je celosvětově rozšířen, vyskytuje se v Severní Americe, Evropě (Obrázek 2), severní Africe, Turecku, Kavkaze, Rusku (od Evropy po východ), Kazachstánu, Íránu, Mongolsku, Číně, Koree, Japonsku (Nentwig et al. 2024). V České republice má tento pavouk roční životní cyklus s letním rozmnožováním a hibernací v juvenilním stádiu (Kůrka et al. 2015). Rod pavouků *Philodromus* tvoří 14 druhů v České republice (Česká arachnologická společnost 2024), 56 druhů v Evropě (Nentwig et al. 2024) a 216 v celém světě (World spider catalog 2024).



Obrázek 1: Pavouk druhu *Philodromus cespitum* (Macek).



Obrázek 2: Evropské rozšíření pavouka druhu *Philodromus cespitum* (Nentwig et al. 2024).

3.2 Funkční odpověď

Žádoucím biologickým kontrolním činitelem je predátor, který nejen snižuje hustotu škůdců, ale také ji stabilizuje na nízké úrovni, přičemž sám udržuje stabilní populace. Stabilita v systémech predátor-kořist je dosahována reakcemi predátora na kořist v závislosti na hustotě. S nárůstem populace kořisti se zvyšuje predáční tlak a s poklesem populace kořisti se snižuje (Maloney et al. 2003). Pavouci mají obecně vysokou predáční aktivitu – konzumace a nadbytečné zabíjení kořisti (Wise 1993).

Funkční odpověď predátora na kořist je široce využívanou charakteristikou pro hodnocení potenciálu přirozených predátorů regulovat škůdce. Zejména kvůli tomu, že souvisí s počtem kořisti usmrcené na jedince při různých hustotách kořisti během určitého časového období (Benhadi-Marín et al. 2019). Bylo identifikováno několik typů funkční odpovědi, ale existují tři základní typy (typ I-III; Obrázek 3) (Vucic-Pestic et al. 2010, Michalko & Košulič 2016). Také existuje několik vzácnějších typů jako třeba „dome-shaped“ nebo „roller-coaster“ typ funkční odpovědi, které jsou všechny zdokumentovány u pavouků (Bressendorff & Toft 2011).

3.2.1 Základní typy funkční odpovědi

Typ I je charakterizován lineárním nárůstem počtu usmrcené kořisti s její hustotou až k určité prahové hodnotě, nad níž zůstává počet usmrcené kořisti konstantní (Jeschke et al. 2004). Tento typ byl pozorován nejen u pavouků tvořících pavučiny (Mansour & Heimbach 1993), ale také u aktivně lovicích pavouků ovlivněných pesticidy, kteří kořist zabíjejí, ale nekonzumují (Michalko & Košulič 2016).

Bylo zjištěno, že pavouci vykazují především funkční odpověď typu II (Riechert & Lockley 1984). Funkční odpověď typu II znamená, že predáční tlak na kořist je nejvyšší při jejích nízkých hustotách. Početná populace nebo společenstvo pavoučích predátorů proto může vyvíjet velmi intenzivní predáční tlak na škůdce na začátku sezóny, kdy se začíná rozmnožovat. To může vést k lokálnímu vyhubení škůdce a celkovému snížení

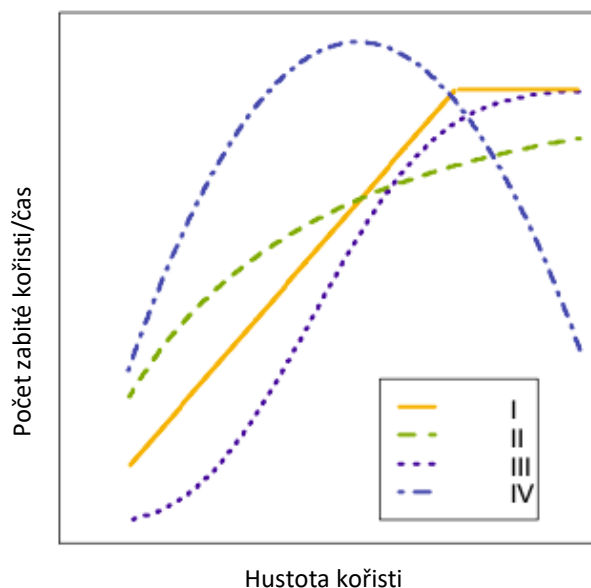
velikosti jeho populace nebo k výraznému zpomalení počátečního růstu jeho populace (Sinclair et al. 1998). Zároveň funkční reakce typu II znamená, že jakmile populace škůdce navzdory přítomnosti pavouků vzroste, prediční vliv pavouků se sníží.

Reakce typu III je charakterizována sigmoidním tvarem s posunutým nárůstem míry odchyty od nízké ke střední hustotě kořisti v kombinaci s asymptotickým nárůstem od střední k vysoké hustotě kořisti (Křivan 2008). Reakce typu III vzniká v důsledku učení nebo střídání druhů kořisti. Je to jediná funkční reakce, která může sama o sobě stabilizovat systém predátor-kořist a díky níž může predátor udržet škůdce pod kontrolou (Sinclair et al. 1998). To je však možné pouze v případě, kdy se míra usmrcené kořisti zvyšuje více než úměrně její hustotě a nepřekročí práh uvolnění (Křivan 2008).

3.2.2 Zvláštní typy funkční odovědi

Funkční reakce typu III u pavouků však může být podhodnocena vzhledem k běžným podmínkám při experimentech. Funkční odovědi pavouků byly většinou zkoumány pouze s jedním typem kořisti nebo v homogenním prostředí, které nesplňuje podmínky nutné pro pozorování typu III (Křivan 2008). Nerovnoměrná predace různých typů kořisti vzhledem k její dostupnosti a vysoká behaviorální flexibilita ukazuje u pavouků velkou pravděpodobnost střídání druhů kořisti (Schmidt et al. 2012a). Pavouci jsou schopni si zapamatovat vlastnosti dané kořisti a následně se jí například vyhýbat (Toft 1999). Nejběžnější typ funkční reakce u pavouků je pravděpodobně přechod mezi typem II a typem III v závislosti na složení společenstva kořisti. Predátoři nejsou zcela selektivní vůči kořisti a podle znaků jako je velikost, pohyb, tvar atd. mohou být schopni rozlišit druh (Ryabov et al. 2015). Střídání druhů kořisti bude pravděpodobně přítomno pouze v případech, kdy ji jsou predátoři schopni rozlišit předtím, než ji usmrtí. Pavouci nejsou schopni rozlišit všechny druhy kořisti dříve než zaútočí. Například pavouci rodu *Philodromus* dokáží rozlišit merovitého škůdce od pavouka rodu *Dictyna* dříve než zahájí útok (Petráková et al. 2016). Pavouci rodu *Pardosa* však nejdříve potřebovali kořist ochutnat, aby od sebe rozlišili toxické a chutné druhy mšic (Toft & Wise 1999).

Funkční reakce typu IV má kopulovitý tvar, což znamená, že míra zachycení kořisti se zvyšuje s její hustotou, ale nad určitou hranicí začne klesat. U pavouků může být kopulovitá míra odchyty způsobena například nutriční nerovnováhou vyvolanou nadměrnou konzumací kořisti nízké nutriční kvality (Schmidt et al. 2012b). Absence kvalitní kořisti nebo kořisti s nedostatečným obsahem živin snižuje kondici pavouků a následně může snížit jejich prediční aktivitu (Oelbermann & Scheu 2009). Tento typ funkční odovědi může u pavouků také vyvolat konzumování nebezpečné kořisti (Líznařová & Pekár 2013).



Obrázek 3: Čtyři typy funkční odpovědi predátora na hustotu kořisti (Michalko et al. 2018).

3.3 Pesticidy na bázi neonikotinoidů

3.3.1 Použití

Neonikotinoidy se začaly používat po karbamátech, organofosfátech a pyretroidních insekticidech v 80. letech 20. století (Goulson 2013). Během posledních 30 let se používání neonikotinoidních insekticidů dramaticky zvýšilo. Jsou jedny z nejčastěji používaných insekticidů na celém světě a tvoří přibližně 25 % všech pesticidů (Zhao et al. 2020). Neonikotinoidy se používají proti okusujícím a savým škůdcům na cukrové řepě, zelenině, ovoci, bavlně, rýži a dalších průmyslových plodinách. Nejčastějším způsobem použití je ošetření vysetých semen (Katić et al. 2021). Neonikotinoidy se používají také ve veterinárních přípravcích proti vším, blechám a mouchám u psů a koček a proti škůdcům v domácnostech (Jeschke et al. 2011).

3.3.2 Princip působení

Neonikotinoidy jsou syntetické sloučeniny se strukturou podobnou nikotinu, mezi něž patří dinotefuran, athiamethoxam, thiakloprid, clothianidin, imidacloprid, nitenpyram a cetamiprid. Nikotinové acetylcholinové receptory působí jako agonisté a selektivně se vážou s acetylcholinovými receptory a tím omezují hmyzí acetylcholin, narušují centrální nervový systém, což vede k paralýze a následné smrti hmyzu (Casida 2018). Kvůli speciálnímu mechanismu účinku nemá tento typ insekticidu zkříženou rezistenci s běžnými insekticidy. Ve srovnání s klasickými přípravky jsou neonikotinoidy účinné proti široké škále druhů hmyzu. Tyto chemické látky působí v nízkých koncentracích, umožňují dlouhodobou regulaci, mají systémový účinek a lze je aplikovat několika metodami, které mají vysokou míru bezpečnosti pro plodiny (Anderson et al. 2015).

Neonikotinoidy způsobují menší škody necílovým organismům a životnímu prostředí ve srovnání s vysoce toxickými organofosfátovými pesticidy (Thompson et al. 2020). Je však prokázáno, že i neonikotinoidy mají různé stupně toxicity pro necílové organismy jako jsou opylovači, vodní hmyz, ptáci, savci a dokonce i pro člověka (Hladik et al. 2018; Pan et al. 2022).

3.3.3 Expozice necílových organismů

Neonikotinoidy se v důsledku jejich rozsáhlého používání stále častěji vyskytují v suchozemském a vodním prostředí, což vede k jejich vyplavování do vody a vytváření reziduí v půdě (Zhang & Lu 2022). Bezpochyby jim bude vystavena většina organismů žijících v blízkosti obdělávané půdy. Toxicitu neonikotinoidů pro necílové organismy jako jsou ryby, ptáci, hmyz, savci, a člověk zkoumala řada studií (Zhang et al. 2023).

Současné studie zjistily, že neonikotinoidy způsobují chronickou toxicitu pro včely medonosné především následujícími způsoby: způsobují neurofyziologické poruchy a ovlivňují růst larev (Tavares et al. 2019); mají negativní vliv na délku života a potravní chování dělnic (Shi et al. 2020) a snižují reprodukční úspěšnost (Sandrock et al. 2013). V dubnu 2018 Evropská unie odhlasovala zákaz venkovní aplikace tří neonikotinoidů, konkrétně klotianidinu, thiamethoxamu a imidaclopridu. Francie od 1. září téhož roku zakázala pět neonikotinoidů (thiamethoxam, klotianidin, acetamiprid, imidakloprid a thiakloprid) a stala se tak první zemí v EU, která neonikotinoidy zakázala v zájmu ochrany včelích populací (Zhang et al. 2023).

Kromě opylovačů je známo, že neonikotinoidy poškozují i vodní ekosystémy, zejména necílová společenstva vodních bezobratlých (Morrissey et al. 2015). Bezobratlí tvoří velký podíl biologické diverzity sladkovodního potravního řetězce. Přítomnost neonikotinoidů ve sladkých vodách ovlivňuje početnost, fyziologii a životní cyklus bezobratlých a následně i vztahy v potravním řetězci (Chagnon et al. 2015).

Během období výsevu mohou ptáci požírat semena ošetřená neonikotinoidy, což může mít letální nebo subletální účinky. Mezi subletální účinky patří úbytek hmotnosti a změna směru letu, který je zásadní pro udržení správného směru migrace (Eng et al. 2017). Neonikotinoidové látky mají nízkou molekulovou hmotnost a vysokou rozpustnost ve vodě, což jim umožňuje vstup do rostlinných tkání (Magalhaes et al. 2009). Některé studie prokázaly, že neonikotinoidy mohou přecházet do pylu, zeleniny, ovoce a čaje a že jejich omytí vodou je nedokáže zcela odstranit, takže jsou považovány za potenciální cesty expozice člověka (Shi et al. 2019; Thompson et al. 2020). Chen et al. (2014) testovali rezidua neonikotinoidů v zelenině a ovoci. Mezi nimi byla míra detekce imidaklopridu a acetamipridu až 100%.

3.3.4 Degradace neonikotinoidů

Neonikotinoidy se mohou v půdě udržet několik let v koncentraci, která odpovídá normám životního prostředí (Bonmatin et al. 2015). Uvádí se, že poločas rozpadu neonikotinoidů v půdě se za různých podmínek pohybuje od 1 dne do téměř 4 let (Zhang et al. 2023). Několik studií ukázalo, že neonikotinoidní pesticidy zůstávají v půdě po dobu

několika let od zasetí ošetřených semen a také, že se po opakovaném používání v půdě hromadí (Hladik et al. 2017).

Doposud se při biodegradaci neonikotinoidních pesticidů většinou používají izolované bakterie jako katalytické mikroorganismy, které katalyzují degradaci pesticidů prostřednictvím různých enzymů produkovaných bakteriemi, přeměňují pesticidy na méně toxické produkty a uvolňují je do životního prostředí (Anjos et al. 2021).

Kromě bakterií vykazaly vynikající potenciál degradovat neonikotinoidy a přeměňovat je na metabolity s nízkou toxicitou i houby bílé hniloby (Chen et al. 2021).

3.3.5 Thiaklopid

Thiaklopid je insekticid ze skupiny neonikotinoidů. Jeho mechanismus účinku je podobný jako u ostatních neonikotinoidů, spočívá v narušení nervového systému hmyzu stimulací nikotinových acetylcholinových receptorů. Thiaklopid byl vyvinut společností Bayer CropScience pro použití na zemědělských plodinách, zejména k hubení různých druhů savého a žravého hmyzu (mšic a blanokřídlých) (Schuld & Schmuck 2000). Tato insekticidní látka ze skupiny chloronikotinoidů působí jako kontaktní a požerový jed, má systémové vlastnosti a způsob účinku spočívá v narušení přenosu impulsů uvnitř nervového systému hmyzu. Mechanismus účinku je obdobný jako u inhibitorů acetylcholinesterázy, avšak thiaklopid je pomalu inaktivován. Jeho trvalé působení vede k celkové disfunkci nervového systému a následně k usmrcení zasaženého cílového organismu (EPA 2003).

Tato účinná látka se vyskytuje v přípravcích jako Biscaya, Calypso, Proteus nebo Sonido (CropScience 2020). Thiaklopid je v Evropské unii zakázán od roku 2020, ale stále se aktivně používá ve Spojených státech (zejména na bavlnu a ovoce) a v dalších zemích (Řezáč et al. 2021).

3.4 Vliv pesticidů na pavouky

Pesticidy se již mnoho desetiletí hojně používají k regulaci zemědělských škůdců. Neustálé používání široké škály pesticidů však způsobuje mnoho vedlejších účinků, včetně ztráty biologické rozmanitosti, problému sekundárních škůdců, rezistence vůči insekticidům, reziduální toxicity, opětovného výskytu hmyzích škůdců a znečištění životního prostředí (van den Bosch et al. 1982). Úloha pavouků v boji proti škůdcům může proto být narušena působením nepříznivých účinků těchto chemických látek.

Většina používaných syntetických insekticidů má neurotoxické účinky (Haynes 1988). Mezi tyto přípravky patří zejména organofosfáty, karbamáty, neonikotinoidy a spinosad. Patří mezi ně také regulátory růstu hmyzu, protipožerové látky nebo mikrobiální pesticidy, které jsou obvykle méně škodlivé při akutní toxicitě (Theiling & Croft 1988).

Síla účinku závisí na množství aplikované látky a při vysokých koncentracích může způsobit vysokou mortalitu. Při relativně vysokých koncentracích/dávkách způsobuje kontakt s preparátem vysokou mortalitu. To je známé jako přímý účinek.

Při koncentracích/dávkách nižších než LC50 (smrtná koncentrace) nebo LD50 (smrtná dávka) - tj. koncentraci/dávce, při které přežije více než 50 % jedinců - jsou pozorovány

smrtné účinky. Ty se hodnotí jako změny chování nebo fyziologické změny u jedince, který přežil expozici pesticidu. Ovšem i nižší koncentrace/dávky mohou mít stimulační účinek na chování a fyziologické funkce. Takové účinky se nazývají hormeze. Velmi nízké koncentrace nebo dávky mají zanedbatelný nebo žádný účinek (Evans et al. 2010).

Načasování aplikace chemických přípravků je důležité, protože společenstvo pavouků se v průběhu sezóny mění. Většina aplikací pesticidů se provádí na jaře, kdy pavouci migrují do agroekosystému a na začátku léta, kdy se pavouci rozmnožují (Blandenier & Furst 1998). Studie zkoumající načasování aplikace odhalila, že negativní dopady insekticidů na populaci pavouků byly tím silnější, čím dříve byly insekticidy na jaře aplikovány (Volkmar et al. 2008). Studie v jabloňových sadech odhalila, že početnost pavouků byla na konci sezóny vyšší, pokud nebyly insekticidy aplikovány na začátku léta (Wisniewska & Prokopy 1997).

3.4.1 Letální účinky

Mortalita v důsledku kontaktu s pesticidem podaným lokálně, orálně nebo prostřednictvím reziduí se liší mezi jednotlivými pesticidy, přípravky, druhy pavouků, vývojovými stádii a pohlavím a je také ovlivněna aktuálními abiotickými a biotickými podmínkami. Obecně platí, že nejvyšší mortalitu způsobují standardní dávky insekticidů a akaricidů a nejnižší mortalitu fungicidy a herbicidy (Theiling & Croft 1988).

Příčiny úmrtnosti se mezi jednotlivými třídami pesticidů liší. Neurotoxické přípravky jako jsou pyreroidy mají rychlý knockdown efekt. Příznaky zahrnují ataxii, křeče, kontrakce a paralýzu. Mortalita je způsobena sekundárně narušením vodní rovnováhy. Kromě účinku na neurotransmitery mají organofosfáty tendenci kumulovat se v buněčných membránách a měnit jejich permeabilitu. U maloočky *Polybetes pythagoricus* (Holmberg, 1875) bylo prokázáno, že kontakt s organofosfáty změnil dynamiku metabolismu lipidů a způsobil snížení schopnosti vázat kyslík (Cunningham et al. 2002). Pyreroidy mohou dále způsobit disfunkci buněk myokardu a změnit srdeční frekvenci (Desneux et al. 2007).

3.4.2 Subletální účinky

Předpokládá se, že četnost setkání se subletálními koncentracemi/dávkami pro pavouky v terénu je vyšší než četnost setkání se smrtelnými dávkami. Vzhledem ke zvýšené stabilitě syntetických pesticidů v prostředí mohou pavouci přicházet do styku se subletálními dávkami ještě několik dní po postřiku (Baatrup & Bayley 1993). K naředění přípravků dochází v případě, že je pesticid zředěn ve vodě (například rosou). Další snížení účinku pesticidů na pavouky může u daných druhů omezit jejich trojrozměrná pavučina, která je před chemickou látkou ochrání (Pekár 1999).

Různé třídy pesticidů mohou způsobovat různé subletální účinky. Intoxikace organismů těmito látkami dokáže interagovat s mnoha životními funkcemi organismů a lze je měřit pozorováním fyziologických změn a změn chování zasažených jedinců. Behaviorální reakce často odrážejí změny na fyziologické úrovni. Projevy chování, jako je pohyb, chytání kořisti, reprodukce, vývoj a obrana, jsou vysoce sofistikované a řízené

složitémi nervovými interakcemi. Jejich narušení mohou způsobit zejména neurotoxické přípravky. Na rozdíl od přímých účinků je však zotavení ze subletálních účinků možné v průběhu několika dnů (Pekár 2012).

Je známo, že jedním z hlavních fyziologických účinků těchto látek je inhibice enzymatické aktivity v organismu. Organofosforečné a karbamátové pesticidy inhibují cholinesterázy, enzymy v centrálním nervovém systému. Jejich inhibice byla prokázáno u slíďáka *Anoteropsis hilaris* (Koch 1877) po aplikaci organofosfátů (Van Erp et al. 2002). U pavouka *Hylyphantes graminicola* (Sundevall 1830) byly pozorovány stejné účinky po aplikaci organofosfátů i pyretroidů a dokonce se snížená aktivita cholinesteráz týkala potomstva (Peng et al. 2010). Acetylcholinesteráza je enzym rozkládající neurotransmitter acetylcholin. Inhibice acetylcholinesterázy vede k hyperaktivitě a celkovému narušení všech systémů. To může způsobit smrt. Pavouci se mohou bránit neurotoxickým účinkům tím, že produkují detoxikační enzymy, jako je glutathion S-transferáza a glutathion peroxidáza. Nepřítomnost nebo nízká aktivita detoxikačních enzymů zvyšuje jejich citlivost (Pekár 2012). Bylo zjištěno, že pesticidy neovlivňují pouze enzymy nervového systému. Wang et al. (2006) zaznamenali inhibici proteázové aktivity ve střevě pavouků po aplikaci vysoké dávky organofosfátu u slíďáka *Pardosa pseudoannulata* (Sundevall 1833).

Pesticidy také zásadně ovlivňují hospodaření s vodou v organismu. Kontakt s neurotoxickými přípravky způsobuje rychlejší úbytek vody (Everts et al. 1991), což může vést k úhynu, jak bylo pozorováno u pavouka *Oedothorax apicatus* (Blackwall 1850); (Jagers op Akkerhuis et al. 1997). Na příkladu tohoto druhu bylo prokázáno, že pyretroid způsobí abnormální intenzitu signalizace vlhkosti v kutikule. Takováto chybná signalizace způsobí, že pavouci přestanou vyhledávat vlhké prostředí, což dosahuje i k narušení lokomoce. Po průniku pyretroidu do hemolymfy se vytvoří diuretický hormon, který způsobí aktivní vylučování vody. Pokud se pasivní ztráta vody a její vylučování s časem zvyšuje, může to vést k mortalitě zejména v suchém prostředí (Jagers op Akkerhuis et al. 1995).

Pesticidy ovlivňují také lokomoci, základní behaviorální vlastnost pavouků. Tato aktivita odráží interakci s prostředím, proto je nejjednodušším způsobem chování, u kterého lze posuzovat subletální účinky, zejména u aktivně se pohybujících druhů. Při vyšších dávkách nebo koncentracích pesticidu je pohyb obvykle omezen, zatímco při nižších dávkách nebo koncentracích je zvýšen (Pekár 2012). U dvou pavouků čeledi Linyphiidae pyretroidy snížily míru pohyblivosti na několik dní (Shaw et al. 2005). Vysoké rychlosti totiž vyžadují větší nervovou kontrolu a energii, o kterou je pavouk pravděpodobně připraven. Kontakt s povrchem ošetřeným organofosfátem posunul cirkadiánní rytmus u pavouků *Rabidosa rabida* (Walckenaer, 1837) a *Salticus scenicus* (Clerk 1757); (Tietjen & Cady 2007). Pavouci byli aktivní dříve než obvykle. Autoři se domnívají, že organofosfát ovlivnil interakci mezi světelnými receptory a cirkadiánním rytmem. Slíďák *Pardosa palustris* (Linnaeus 1758) se na substrátech ošetřených organofosfáty a pyretroidy pohyboval méně než na kontrolních a dokonce vykazoval nekoordinovanou chůzi (Pekár & Beneš 2008).

Snížená pohybová aktivita může mít negativní vliv na vyhledávání kořisti a četnost jejího odchyty, zejména u aktivně lovcích druhů. U druhů stavějících pavučiny může po aplikaci pesticidů dojít ke změně velikosti nebo designu pavučiny. Navíc některé pesticidy

mohou snižovat chemickou komunikaci a narušovat detekci kairomonů kořisti (Pekár 2012). Pokud má pesticid odpuzující vlastnosti, může dokonce snižovat konzumaci kořisti (Desneux et al. 2007). U pavouka *Pardosa pseudoannulata* byla po aplikaci neonikotinoidů zaznamenána snížená frekvence odchyty kořisti trvající několik dní (Widiarta et al. 2001). Pavouk *Alpaida veniliae* (Keyserling, 1865) odmítal kořist intoxikovanou herbicidem po dobu 4 dnů pravděpodobně z důvodu její nechutnosti (Benamú et al. 2010).

Snížení pohybové aktivity souvisí také s obrannými mechanismy. Sekundární obranné strategie, jako je únik, jsou založeny na pohybových schopnostech. U aktivně se pohybujících druhů snížená rychlost pohybu zvyšuje náchylnost k predaci. Po aplikaci insekticidu na druhy, které staví sítě, například plachetnatkovití (Linyphiidae), mají pavouci tendenci opouštět své sítě. V důsledku toho jsou více vystaveni predátorům (Pekár 2012). Everts et al. (1991) prokázali, že snížení rychlosti pohybu u samic *Oedothorax apicatus* po kontaktu s pyretroidem způsobilo vyšší predaci střevlíky.

Vliv subletálních účinků na predaci se nejlépe pozná při pozorování funkční odpovědi, vztahu mezi zachycením kořisti a její hustotou, protože umožňuje odhadnout dva komponenty predace: efektivitu vyhledávání a dobu manipulace. Funkční odezva byla zkoumána pouze v několika studiích. Obvykle pavouci vykazují reakci typu II (Pekár 2012). U *Philodromus cespitum* snižuje expozice neonikotinoidům funkční odezvu typu II v důsledku prodloužení doby manipulace s kořistí (Řezáč et al. 2010). U samic druhu *Hylyphantes graminicola* byl po aplikaci organofosfátu snížen odchyt kořisti po dobu 24 hodin, poté se změnil z reakce typu II na reakci typu I (Deng et al. 2007).

V neposlední řadě má používání pesticidů vliv na reprodukci necílových bezobratlých organismů. Rozmnožování zahrnuje řadu procesů koordinovaných nervovým a hormonálním systémem - vyhledávání partnera, chemickou nebo zvukovou komunikaci, dvoření, páření, produkci vaječných vaků, spermatogenezi/oogenezi a péči o mláďata. Všechny tyto procesy jsou náchylné k ovlivnění zejména neurotoxickými látkami (Pekár 2012). Po aplikaci regulátorů růstu hmyzu samice *Pirata piratoides* (Bösenberg & Strand 1906) produkovaly méně vajíček a měly nižší plodnost (Deng et al. 2008). Aplikace herbicidu snížila fekunditu a fertilitu u *Alpaida veniliae* (Benamú et al. 2010). To bylo pravděpodobně důsledkem hladovění, protože pavouci odmítali konzumovat kontaminovanou kořist.

Pesticidy mohou také přerušit signalizaci kairomonů produkovaných predátory. Pavouci by se tak nejspíše vyhnout místům signalizujícím přítomnost predátorů. Wrinn et al. (2012) testovali, zda pavouk *Pardosa milvina* (Hentz 1844) dokáže rozpoznat signály od svých vnitrodruhových predátorů, když je povrch ošetřen glyfosátem, a zjistili, že reakce na kairomony od jednoho predátora nebyla herbicidem dramaticky změněna, ale zvýšila se na signály od jiného predátora.

3.4.3 Nepřímé účinky

Pesticidy mají na pavouky řadu nepřímých účinků, nicméně důkazy jsou spíše vzácné. Snižují celkovou početnost hmyzu, a tím omezují dostupnost kořisti. To může přímo ovlivnit velikost těla a fertilitu pavouků nebo vyvolat jejich migraci (Pekár 2012). Wisniewska a Prokopy (1997) zjistili větší velikost těla u aktivně lovících a pavučiny

stavějících pavouků na stromech bez aplikace pesticidů ve srovnání s ošetřenými stromy. Byla zjištěna i nižší početnost pavouků v sadech ošetřovaných pesticidy oproti neošetřovaným, která byla způsobena snížením dostupnosti kořisti (Markó et al. 2009).

Ačkoli herbicidy mají obvykle zanedbatelné přímé letální účinky, nepřímé mohou být výrazné. Herbicidy mění strukturu vegetace, a tím snižují počet míst pro uchycení pavučin, prostor pro úkryt před nepřátelemi a přehřátím, potravu pro býložravý hmyz, což omezuje početnost a rozmanitost kořisti, a vlhkost (Sunderland 1992).

4 Metodika

V tomto experimentu byl v laboratorních podmínkách testován neonikotinoidový insekticid s účinnou látkou thiakloprid na pavoucích rodu *Philodromus*. Použili jsme přípravek Biscaya 240 OD. Byl zkoumán účinek insekticidu na predační aktivitu (feeding a overkilling), a dlouhodobé přežití ošetřených jedinců v porovnání s kontrolní neošetřenou skupinou. Také byl zkoumán vliv reziduí neonikotinoidů po 14 dnech od ošetření.

4.1 Odchyt a chov pokusných pavouků rodu *Philodromus*

Jedinci byli odebráni z volné přírody v Sedleckých sadech 50.1302978N, 14.3907994E, v ovocném sadu V Podhoří v pražské Troji (50.121947, 14.400401) a v přírodní rezervaci Lipovka – Grado u Čelákovic (50.179097, 14.761296); (Obrázek 4). Sběr pavouků byl proveden technikou oklepu stromů pomocí sklepávadla, které tvořilo plátno rozprostřené na křížové konstrukci ze železných trubek a hůl pro úder do větvi (Obrázek 5). Pavouci byli převezeni do laboratoře na fakultě Potravinových a přírodních zdrojů ČZU, kde byli chováni v polo-laboratorních podmínkách. Jedinci byli chováni samostatně ve standardizovaných plastových zkumavkách o výšce 6 cm a průměru 1 cm. Na dno zkumavek byla umístěna sádra do výšky cca 0,5 cm, aby po namočení udržovala potřebnou vlhkost. Víčko zkumavek bylo proděravěné, kvůli přísunu vzduchu. Celkem 150 jedinců bylo chováno po dobu 14 dnů a krmeno jednou týdně cca 5 kusy *Drosophila melanogaster* (Meigen 1830). Sádra ve zkumavkách byla každý týden zvlhčována 2 kapkami H₂O pomocí kapátka.

Pokusní pavouci rodu *Philodromus* byli zařazeni podle Nentwiga et al. (2024) do *Philodromus aureolus* group (Clerck 1757). Dominantními druhy byli *Philodromus cespitum*, *Philodromus marginatus* (Clerck 1757) a *Philodromus dispar* (Walckenaer 1826). U tohoto rodu pavouků není možné identifikovat všechny juvenilní jedince. Identifikace byla provedena podle dospělých jedinců v dané lokalitě. Ekologie všech pavouků tohoto rodu je identická a nepředpokládá se, že jsou mezi nimi zásadní rozdíly. Všechny druhy obývají stejné prostředí společně.



Obrázek 4: Přírodní rezervace Lipovka - Grado, kde bylo sezbíráno největší množství pavouků.



Obrázek 5: Oklepávání keře v přírodní rezervaci Lipovka - Grado.

4.2 Chov *Drosophila*

Jako kořist byla v tomto experimentu vybrána nelétavá octomilka *Drosophila melanogaster*. Octomilky byly chovány v plastových kelímcích o rozměru 10x10x5 cm. Jako substrát byl použit instantní substrát pro chov octomilek NEKTON *Drosophila*, který byl smíchán s vodou v poměru 1:2. Kelímek byl přikryt prodyšnou látkou a uzavřen víčkem s otvorem o průměru 4 cm. Dvakrát týdně byly chovy zvlhčovány vodou pomocí rozprašovače. Chovy byly udržovány v termoboxu při konstantní teplotě 25°C, která je pro tento druh optimální.

4.3 Vliv neonikotinoidů na predační aktivitu

Před začátkem experimentu pavouci nebyli krmeni 14 dnů, aby vyhladověli. Jedinci byli rozděleni do 10 skupin po 15 jedincích, 5 skupin tvořilo kontrolní skupinu, která nebyla ošetřena insekticidem a 5 skupin bylo ošetřeno (Obrázek 6). Skupiny se lišily v hustotě nabízených octomilek *Drosophilla melanogaster*. Octomilky byly nabízeny v konstantně udržovaném počtu: 1, 3, 6, 9, 12.

Pavouci byli přemístěni do zkuvavek o výšce 8 cm a průměru 1 cm vystlaných filtračním papírem namočeným do 0,74 ml přípravku Biscaya 240 OD. Přípravek obsahoval 23,1% účinné látky a byl smíchán s H₂O v poměru 0,5:500 ml. Tímto byli pavouci vystaveni tarzálnímu kontaktu s insekticidem po dobu 30 minut. Poté byli po jednom přemístěni do skleněných Petriho misek o průměru 6 cm a výšce 1 cm. V Petriho miskách na dně byl přilepen filtrační papír, který byl zvlhčen 1 kapkou H₂O, pro dostetek vlhkosti (Obrázek 7). Pavouci byli ponecháni bez kořisti 10 minut, aby se v novém prostředí aklimatizovali.

Následovalo první kolo krmení. Celkem se krmilo v 7 kolech po 30 minutách. V každé skupině bylo nutné udržovat konstantní počet octomilek tak, že se každé kolo přidával počet, který byl pavoukem zkonsumován nebo zabit. Jako zkonsumovaná kořist (feeding) se počítala octomilka, která byla zkonsumovaná alespoň ze 30% a jako pouze zabitá kořist (killing) se počítaly zbylé nezkonsumované mrtvé octomilky. Každé kolo byly zbytky odstraňovány. Počet zkonsumované a pouze zabité kořisti se každé kolo zaznamenával do laboratorního protokolu. Octomilky jsme do Petriho misek přemísťovali pomocí exhaustoru z předem připravených zkumavek podle počtu dané skupiny. V průběhu samotného experimentu byli pavouci změřeni ve škále 1-10 mm, měřeno bylo tělo včetně nohou.

Po skončení experimentu byli jedinci vráceni zpět do svých označených zkumavek, byli umístěni v polo-laboratorních podmínkách po dobu 14 dnů. Pavouci byli každý týden po dobu 4 týdnů kontrolováni a zjišťovala se jejich mortalita.



Obrázek 6: Skupina pavouků rodu *Philodromus* s konstantní 3 octomilkami v laboratoři katedry Agroekologie a rostlinné produkce na České zemědělské univerzitě v Praze.



Obrázek 7: Pavouk rodu *Philodromus* konzumující octomilku v průběhu pokusu v laboratoři katedry Agroekologie a rostlinné produkce na České zemědělské univerzitě v Praze.

4.4 Vliv reziduí neonicotinoidů na predační aktivitu

Po uplynulých 14 dnech následovala druhá část experimentu – kontrola reziduí insekticidu. Byli vybráni jedinci původních skupin, kteří měli nejvyšší celkový počet ulovené a zabitě kořisti. Vybrali jsme 30 pavouků z kontrolní skupiny a 30 z ošetřené skupiny. Vybraní pavouci byli pomocí exhaustoru přemístěni do popsaných Petriho misek. Všem pavoukům obou skupin bylo nabízeno 6 octomilek, krmení mělo 7 kol a interval mezi nimi byl 30 minut. Každé kolo byly pavoukům přidávány octomilky, tak aby jejich konstantní počet byl 6. Do laboratorního protokolu se každých 30 minut zapisoval počet zkonsumované a počet pouze zabitě kořisti. Po posledním kole sledování predační aktivity byl experiment ukončen.

4.5 Mortalita a vypuštění pavouků

Při zjištění mortality v průběhu 4 týdnů od vystavení pavouků pesticidu byli pavouci naloženi do skleněné zkumavky o velikosti 6 cm a průměru 1 cm se 100% ethanolem. Následně byli uhynulí jedinci zařazeni do druhů. Zbylí pavouci byli vypuštěni zpět do volné přírody v areálu České zemědělské univerzity v Praze. Byly sledovány paralyzační účinky a mortalita u ošetřených jedinců.

4.6 Statistická analýza

Ke zjištění rozdílů v predační aktivitě mezi jednotlivými dvojicemi byla použita jednofaktorová ANOVA. Tato metoda byla zvolena kvůli potřebě porovnání více než dvou skupin a identifikaci případných rozdílů mezi těmito skupinami. Pro stanovení konkrétních rozdílů mezi jednotlivými skupinami byl použit Student Newman Keuls test.

K testování vlivu ošetření na predační aktivitu, počet zkonzumované kořisti a overkilling byl použit generalizovaný lineární model (GLM) s Poissonovým rozdělením chyb. Tento model umožňuje zobrazení nelineárních dat, která nejsou normálně distribuována. Poissonova metoda byla použita, protože je určena pro diskrétní data, což znamená, že počet událostí v každém intervalu je celočíselný a nezáporný.

Pomocí modelu typu ANCOVA, kde jako spojité proměnné byly hustota kořisti a velikost těla pavouka, a jako kategorická proměnná byl typ ošetření (treatment, control, rezidua), byly porovnány jednotlivé funkční odpovědi a odhadnuté parametry. Pomocí Chi-kvadrát testu byla odhadnuta statistická významnost vlivu testovaných proměnných. Srovnání mezi jednotlivými typy ošetření bylo provedeno pomocí treatment kontrastů.

Ke stanovení rozdílů vlivu ošetření insekticidem ihned po aplikaci a reziduí insekticidů pozorovaných 14 dní po aplikaci jsme použili regresní analýzu v porovnání s kontrolní skupinou. Tato metoda byla použita k posouzení vlivu jednotlivých faktorů (různých ošetření) na závislou proměnnou (např. predační aktivitu). Regresní analýza umožňuje důkladné porovnání mezi skupinami (treatment fresh, treatment rezidua) v rámci stanovené nezávislé proměnné. K efektivnímu modelování dat jsme opět použili GLM s Poissonovým rozdělením chyb.

Pro posouzení vlivu ošetření insekticidem na paralýzu pavouků byla sestavena kontingenční tabulka, která zahrnovala počty paralyzovaných a neparalyzovaných pavouků v ošetřené a neošetřené skupině. Následně byl pro analýzu těchto dat použit Fisher's exact test. Tento test byl zvolen kvůli malému počtu vzorků, což zajišťuje spolehlivost výsledků i při omezené velikosti souboru dat.

Statistické analýzy byly provedeny v programu R, verze 4.0.4 (R Core Team 2023) a v programu GraphPad Software, Inc. (2003).

5 Výsledky

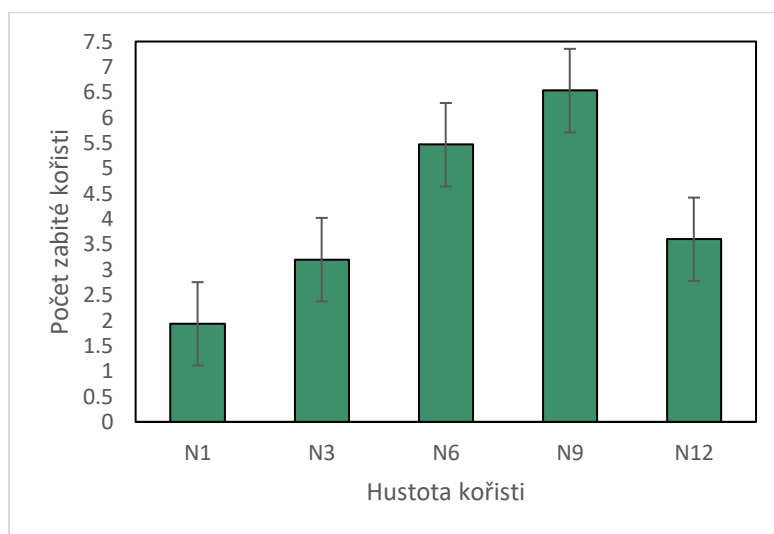
5.1 Predační aktivita

V laboratorních podmínkách byla pozorována predací aktivita pavouků rodu *Philodromus* v závislosti na hustotě kořisti. Tato proměnná byla pozorována u kontrolní skupiny, která nebyla ošetřena a u skupiny ošetřené insekticidem na bázi neonikotinoidů s účinnou látkou thiakloprid.

5.1.1 Kontrolní skupina

V grafech můžeme vidět, že neoptimálnější počet octomilek u kontrolní skupiny byl 9 a při zvyšující i snižující se koncentraci octomilek měla predací aktivita tendenci klesat.

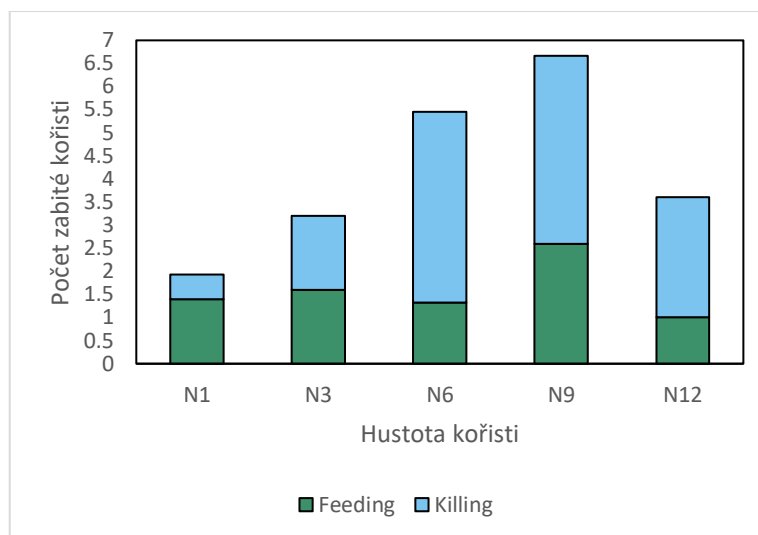
V Obrázku 8 je znázorněna celková predací aktivita v závislosti na hustotě kořisti. Svorcky vyjadřují odlehle hodnoty. Nejvyšší predací aktivita byla ve skupině pavouků, kterým byl nabízen konstantní počet octomilek $N=9$, při této hustotě každý pavouk průměrně ulovil 6,5 octomilek. Maximální počet celkově ulovené kořisti byl 17. Nejnižší predací aktivita byla ve skupině, kde byla nabízena 1 octomilka a průměrně bylo uloveno 1,9 kořisti. Druhý nejnižší počet byl ve skupině s nabízenými 3 octomilkami a pavouci ulovili v průměru 3,2 kořisti.



Obrázek 8: Predací aktivita pavouků rodu *Philodromus* v závislosti na hustotě kořisti (*Drosophila melanogaster*, $N=1-12$).

Celková predací aktivita se skládá z konzumování kořisti (feeding) a zabíjení kořisti bez její následné konzumace (killing). Poměr těchto dvou složek predací aktivity je znázorněn v Obrázku 9. Jako feeding se označovala kořist, která byla alespoň ze 30% zkonzumovaná a jako killing se označovala zbylá zabitá kořist. Nejvyšší průměrný počet zkonzumované kořisti byl ve skupině s 9 octomilkami, kde jich pavouci průměrně zkonzumovali 2,6. Při snižující i zvyšující se koncentrací kořisti počet zkonzumované kořisti klesal, kromě skupiny $N=3$, kde byl vyšší počet zkonzumovaných octomilek než v předchozí skupině. Nejvyšší průměrný počet pouze zabitě kořisti byl ve skupině s 6

octomilkami, každý pavouk průměrně zabil 4,1 octomilky bez jejího zkonsumování. Při snižující i zvyšující se koncentrací počet pouze zabitých octomilek klesal. Nejnižší průměrný počet zkonsumované kořisti byl ve skupině s 12 octomilkami a nejnižší průměrný počet zabitě kořisti byl ve skupině s 1 octomilkou. Maximální počet zkonsumované kořisti na pavouka byl 7 a maximální počet zabitě kořisti bez jejího zkonsumování byl 12.



Obrázek 9: Poměr zkonsumované (feeding) a zabitě kořisti (killing) v závislosti na hustotě kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12).

Pro porovnání vlivu hustoty kořisti na prediční aktivitu neošetřených pavouků *Philodromus spp.* byla provedena jednofaktorová ANOVA (Tabulka 1). Tato metoda byla použita, protože získaná data prošla testem normality. Jednofaktorová ANOVA ukázala, že byl statisticky významný rozdíl v prediční aktivitě alespoň mezi dvěma skupinami ($p=0,0342$).

Student Newman Keuls test zjistil, že průměrná hodnota prediční aktivity se významně liší mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 6 ($p<0,05$). Mezi ostatními skupinami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p>0,05$).

Tabulka 1: Porovnání prediční aktivity jednotlivých skupin u neošetřených pavouků pomocí jednofaktorové ANOVY.

Porovnání	Průměrná odchylnka	q	p-hodnota	
N1 vs N6	-3,400	4,298	$P<0,05$	*
N1 vs N9	-2,867	3,624	$P<0,05$	ns
N1 vs N3	-1,733		$P>0,05$	ns
N1 vs N12	-1,600		$P>0,05$	ns
N12 vs N6	-1,800	2,276	$P>0,05$	ns
N12 vs N9	-1,267		$P>0,05$	ns
N12 vs N3	-0,133		$P>0,05$	ns
N3 vs N6	-1,667		$P>0,05$	ns
N3 vs N9	-1,133		$P>0,05$	ns

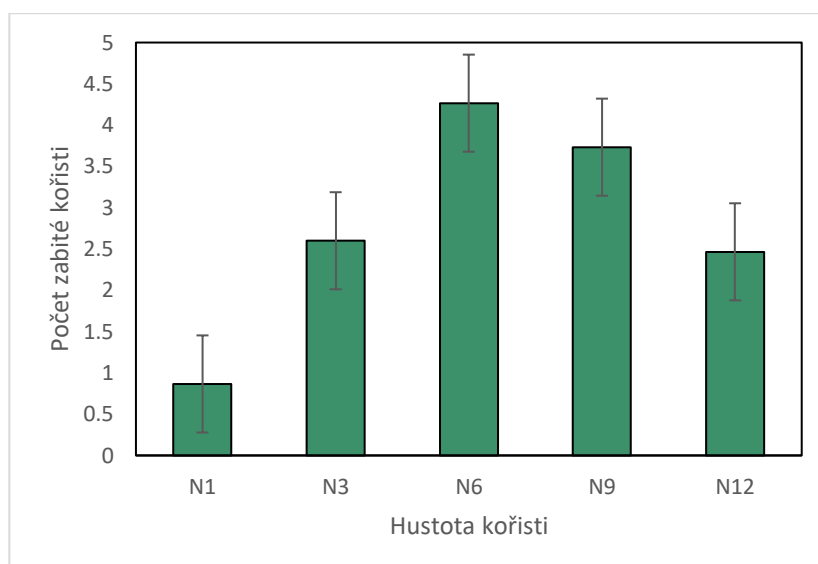
N9 vs N6	-0,533	P>0,05	ns
----------	--------	--------	----

5.1.2 Ošetřená skupina

Hodnoty predační aktivity vyšly nižší u skupiny, která byla ošetřena insekticidem než u kontrolní skupiny.

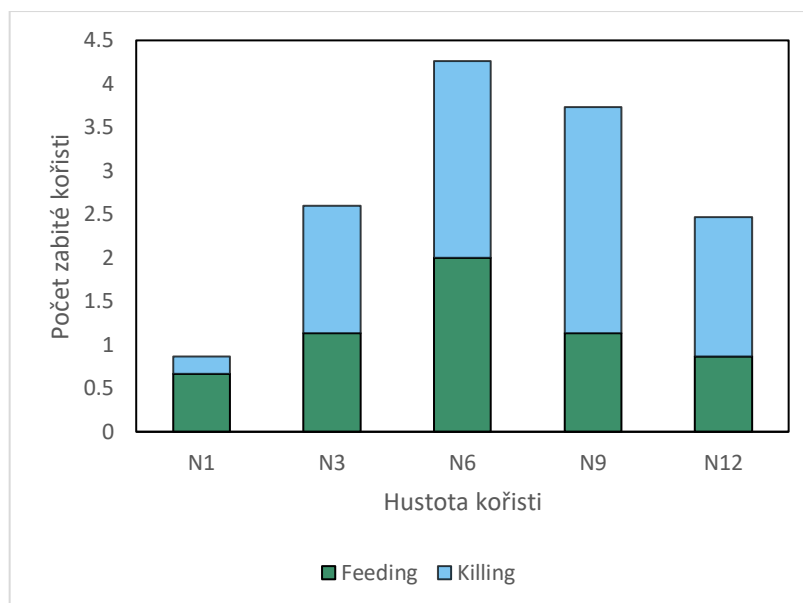
V grafech můžeme vidět, že neoptimálnější počet octomilek byl 6 a při zvyšující i snižující se koncentraci octomilek měla predační aktivita tendenci klesat.

V grafu (Obrázek 10) je znázorněna celková predační aktivita v závislosti na hustotě hořisti. Svorcky vyjadřují odlehle hodnoty. Nejvyšší predační aktivita byla ve skupině pavouků, kterým byl nabízen konstatní počet octomilek N=6, při této hustotě každý pavouk průměrně ulovil 4,3 octomilek. Maximální počet ulovené kořisti byl 13. Nejnižší predační aktivita byla ve skupině, kde byla nabízena 1 octomilka a průměrně bylo uloveno 0,8 kořisti. Druhý nejnižší počet byl ve skupině s nabízenými 12 octomilkami a pavouci ulovili v průměru 2,4 kořisti.



Obrázek 10: Predační aktivita pavouků rodu *Philodromus* v závislosti na hustotě kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12).

Celková predační aktivita se skládá z konzumování kořisti (feeding) a zabíjení kořisti bez její následné konzumace (killing). Poměr těchto dvou složek predační aktivity je znázorněn v Obrázku 11. Jako feeding se označovala kořist, která byla alespoň ze 30% zkonzumovaná a jako killing se označovala zbylá zabitá kořist. Nejvyšší průměrný počet zkonzumované kořisti byl ve skupině se 3 a 9 octomilkami, přičemž pavouci zkonzumovali průměrně 1,1 kořisti. Nejvyšší průměrný počet zabitých kořisti byl ve skupině s 9 octomilkami, kde každý pavouk průměrně zabil 2,6 octomilky bez jejího zkonzumování. Nejnižší průměrný počet zkonzumované i pouze zabitých kořisti byl ve skupině s 1 octomilkou. Maximální počet zkonzumované kořisti na 1 pavouka byl 5 a maximální počet zabitých kořisti bez jejího zkonzumování byl 9.



Obrázek 11: Poměr zkonsumované (feeding) a zabité kořisti (killing) v závislosti na hustotě kořisti (*Drosophila melanogaster*, N=1-12).

Pro porovnání vlivu hustoty kořisti na predační aktivitu pavouků *Philodromus spp.* ošetřených thiaklopridem byla provedena jednofaktorová ANOVA (Tabulka 2). Tato metoda byla použita, protože získaná data prošla testem normality. Jednofaktorová ANOVA ukázala, že byl statisticky významný rozdíl v predační aktivitě alespoň mezi dvěma skupinami ($p=0,0004$).

Student Newman Keuls test zjistil, že průměrná hodnota predační aktivity se významně liší mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 9 ($p<0,001$) a mezi skupinami s hustotou kořisti 1 a 6 ($p<0,05$). Také byly nalezeny rozdíly mezi skupinami s 3 a 9 octomilkami a 12 a 9 octomilkami ($p<0,005$). Mezi ostatními skupinami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p>0,05$).

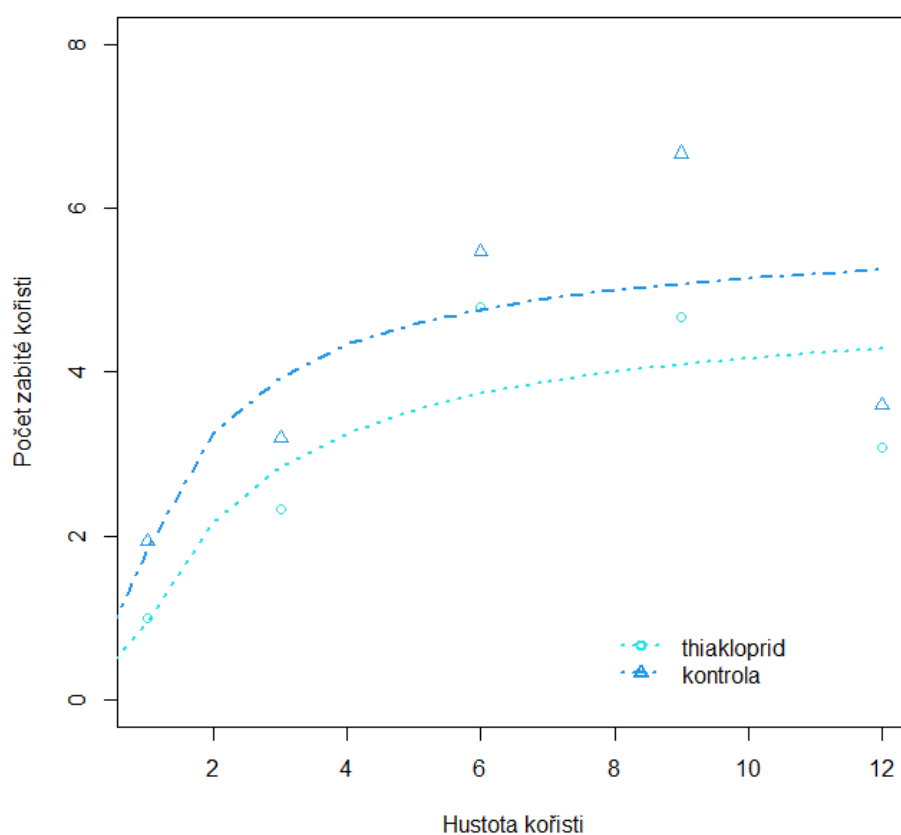
Tabulka 2: Porovnání predační aktivity jednotlivých skupin u pavouků ošetřených insekticidem pomocí jednofaktorové ANOVY.

Porovnání	Průměrná odchylna	q	P-hodnota	
N1 vs N9	-4,733	6,044	P<0,001	***
N1 vs N6	-3,533	4,512	P<0,05	*
N1 vs N12	-1,667	2,128	P>0,05	ns
N1 vs N3	-1,267		P>0,05	ns
N3 vs N9	-3,467	4,427	P>0,05	*
N3 vs N6	-2,267	2,894	P>0,05	ns
N3 vs N12	-0,400		P>0,05	ns
N12 vs N9	-3,067	3,916	P>0,05	*
N12 vs N6	-1,867		P>0,05	ns
N6 vs N9	-1,200	1,532	P>0,05	ns

5.2 Vliv ošetření neonikotinody

5.2.1 Vliv neonikotinoidů na predační aktivitu

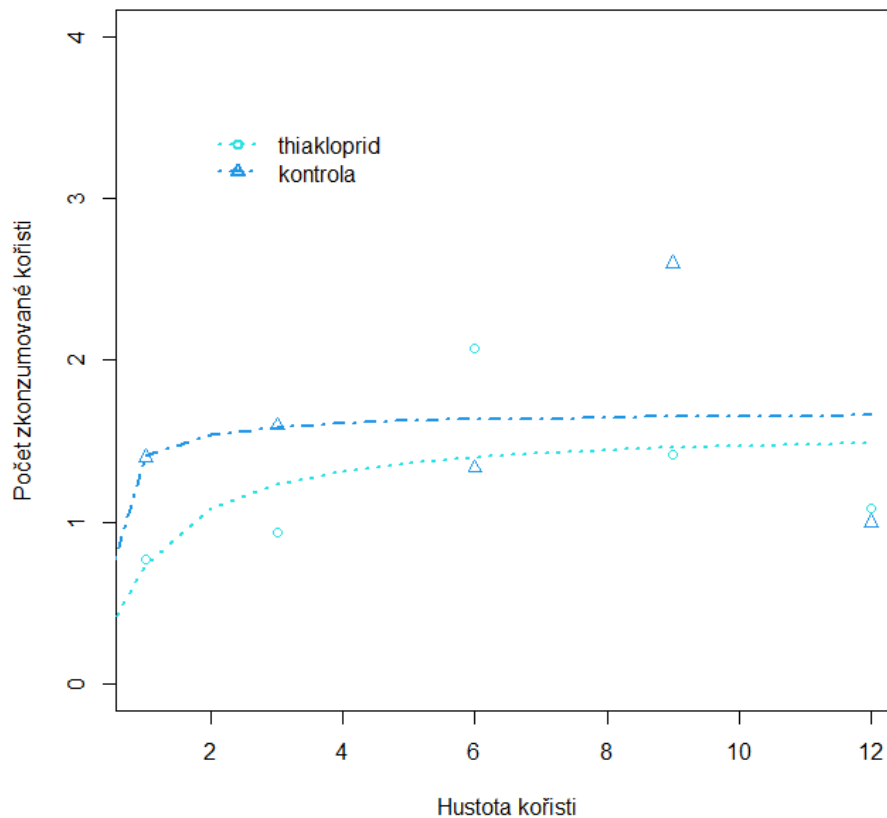
Byl zjištěn významný rozdíl v predační aktivitě mezi skupinou pavouků, která byla ošetřena insekticidem a kontrolní skupinou (GLM, $p < 0,05$; Obrázek 12). Zároveň byl zjištěn vliv velikosti těla pavouků rodu *Philodromus* na jejich predační aktivitu (GLM, $p < 0,001$), významný vliv měla také hustota kořisti (GLM, $p < 0,001$). Interakce hustota kořisti: velikost pavouka neměla signifikantní vliv na predační aktivitu, ale byla významná marginálně (GLM, $p > 0,05$).



Obrázek 12: Predační aktivita skupiny ošetřené neonikotinoidy v porovnání s kontrolní skupinou v závislosti na hustotě kořisti. Body znázorňují průměrný počet celkově zabité kořisti v dané skupině, křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

5.2.2 Vliv neonikotinoidů na počet zkonsumované kořisti

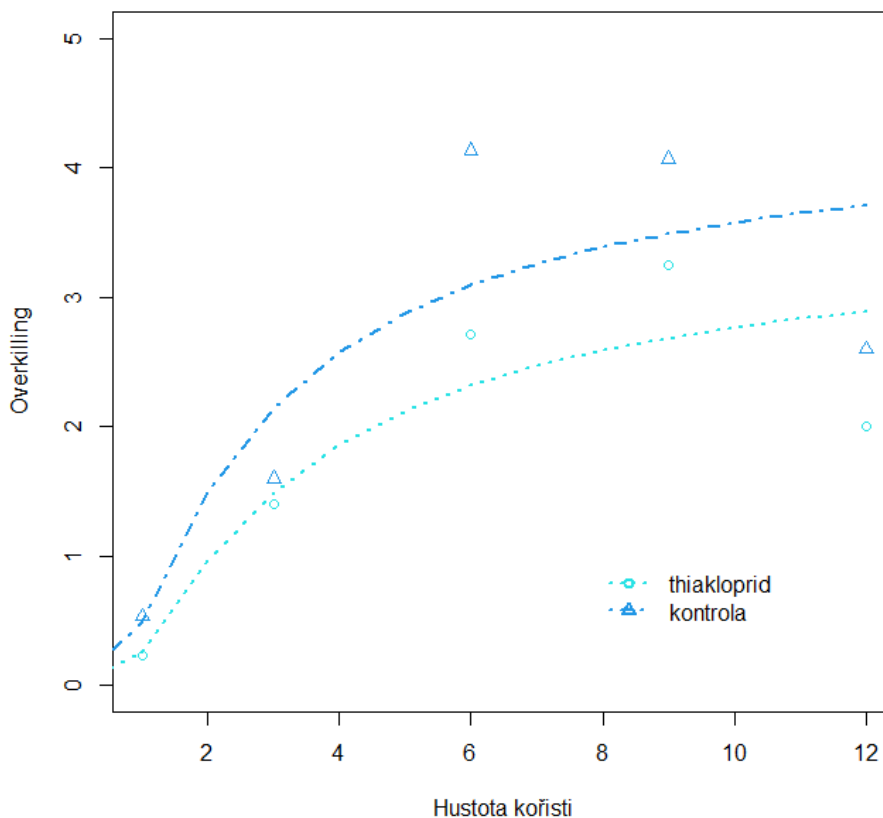
Mezi počtem zkonsumované kořisti skupinou pavouků, která byla ošetřena insekticidem a kontrolní skupinou nebyl nalezen významný rozdíl (GLM, $p > 0,05$; Obrázek 13). Velikosti těla pavouků rodu *Philodromus* měla významný vliv na počet zkonsumované kořisti (GLM, $p < 0,001$), zatímco hustota kořisti neměla na počet zkonsumované kořisti významný vliv (GLM, $p > 0,05$).



Obrázek 13: Počet zkonzumované kořisti skupiny ošetřené neonikotinoidy v porovnání s kontrolní skupinou v závislosti na hustotě kořisti. Body znázorňují průměrný počet celkově zabitých kořisti v dané skupině, křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

5.2.3 Vliv neonikotinoidů na overkilling (počet nadbytečně zabitých kořisti)

Byl zjištěn marginálně významný rozdíl v počtu nadbytečně zabitých kořisti mezi skupinou pavouků, která byla ošetřena insekticidem a kontrolní skupinou (GLM, $p > 0,05$; Obrázek 14). Zároveň byl zjištěn významný vliv velikosti těla pavouků rodu *Philodromus* na počet nadbytečně zabitých kořisti (GLM, $p < 0,001$), významný vliv měla také hustota kořisti (GLM, $p < 0,001$). Interakce hustota kořisti: velikost pavouka měla na počet nadbytečně zabitých kořisti také významný vliv (GLM, $p = 0,016$), což znamená, že při různých hustotách kořisti se vliv velikosti těla pavouka lišil.



Obrázek 14: Počet nadbytečně zabitých kořisti skupiny ošetřené neonikotinoidy v porovnání s kontrolní skupinou v závislosti na hustotě kořisti. Body znázorňují průměrný počet celkově zabitých kořisti v dané skupině, křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

5.3 Vliv neonikotinoidů na mortalitu a paralýza

Ošetření účinnou látkou thiakloprid nemělo statisticky významný vliv na mortalitu pavouků rodu *Philodromus* ($p > 0,05$). Mortalitu neovlivňovala ani velikost pavouka a hustota kořisti.

Nicméně ošetření neonikotinoidovým přípravkem s účinnou látkou thiakloprid způsobovalo pavoukům rodu *Philodromus* paralýzu.

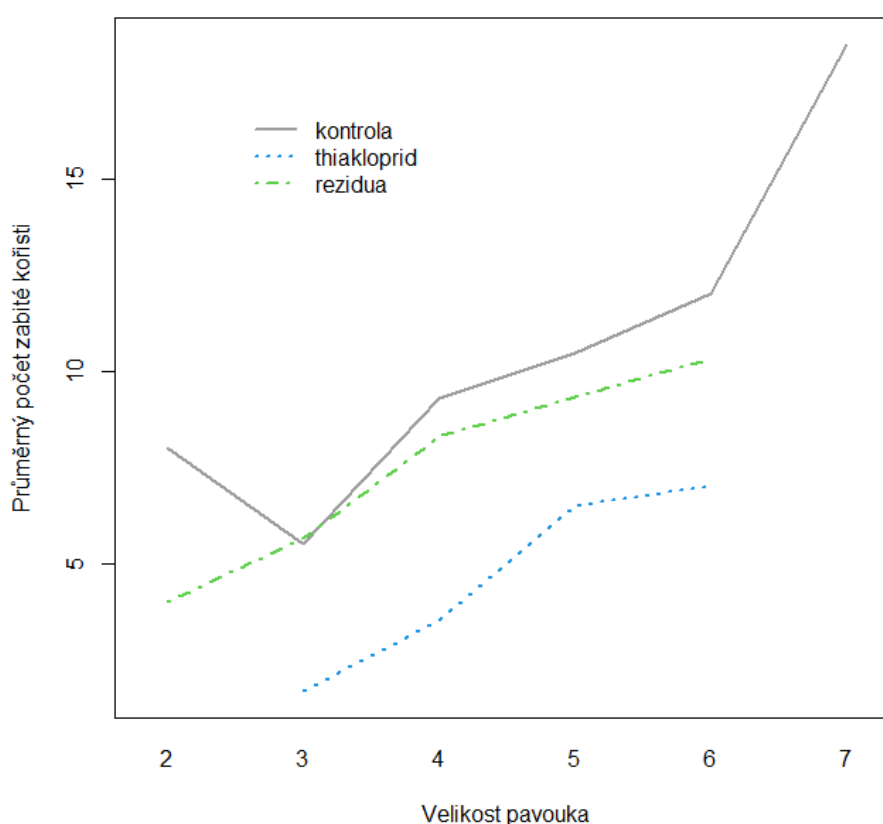
Celkem 13% ošetřených pavouků přípravek paralyzoval. Pavouci byli v křeči a postupně se přestávali hýbat. Po jednom týdnu od ošetření začínali být paralyzovaní jedinci znovu pohybliví a po dvou týdnech se pohybová aktivita všech paralyzovaných jedinců vrátila k normálu.

Pro zjištění vlivu ošetření na paralýzu byla sestavena kontingenční tabulka a následně byl proveden Fisher's Exact Test. Pomocí Fisher's Exact Test bylo stanoveno, že ošetření neonikotinoidy má statisticky signifikantní vliv na paralýzu pavouků rodu *Philodromus* ($p < 0,01$).

5.4 Rezidua

5.4.1 Vliv reziduí neonikotinoidů na predační aktivitu

Byl zjištěn významný rozdíl v predační aktivitě u 3 testovaných skupin pavouků rodu *Philodromus* (hned po ošetření, 14 denní rezidua, kontrola) (GLM, $p < 0,001$; Obrázek 15) a zároveň byl i významný vliv jejich velikosti těla na predační aktivitu (GLM, $p < 0,001$). Predační aktivita pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišila od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -5,378$, $p < 0,001$), zatímco predační aktivita pavouků s reziduálním vlivem insekticidu se od kontrolní skupiny lišila pouze marginálně (kontrast, $z = -1,884$, $p = 0,060$).

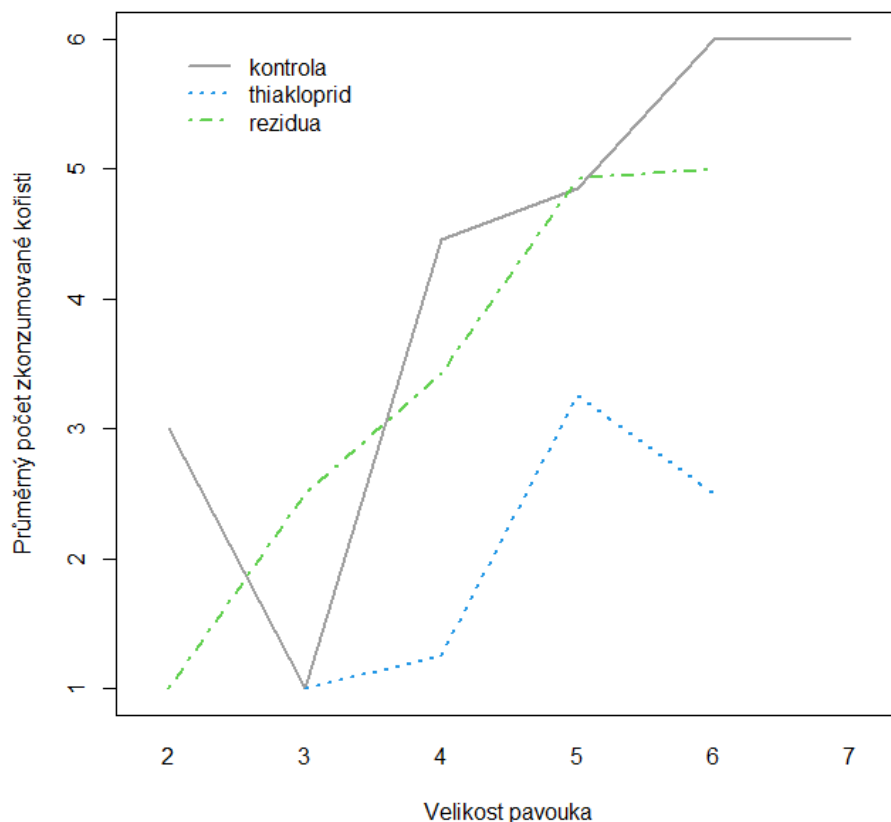


Obrázek 15: Celkový počet zabitě kořisti v závislosti na velikosti pavouka hned po ošetření insekticidem v porovnání s reziduami insekticidu po 14 dnech a kontrolní skupinou. Křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

5.4.2 Vliv reziduí neonikotinoidů na počet zkonsumované kořisti

Byl zjištěn významný rozdíl v počtu zkonsumované kořisti pavouky rodu *Philodromus* mezi jednotlivými testovanými skupinami (GLM, $p < 0,001$; Obrázek 16) a zároveň byl i významný vliv velikosti jejich těla na počet zkonsumované kořisti (GLM, $p < 0,001$). Predační aktivita pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišila od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z = -3,567$, $p < 0,001$), zatímco počet zkonsumované

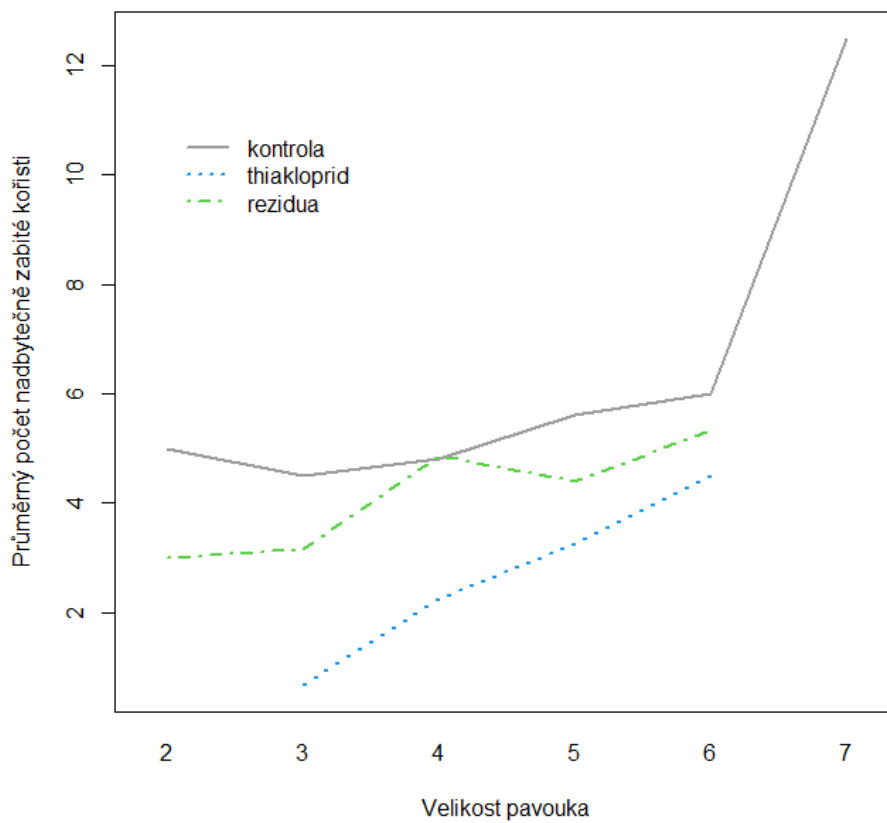
kořisti s reziduálním vlivem insekticidu neměl významný vliv v porovnání s kontrolní skupinou (kontrast, $z=-0,598$, $p=0,550$).



Obrázek 16: Celkový počet zkonzumované kořisti v závislosti na velikosti pavouka hned po ošetření insekticidem v porovnání s reziduami insekticidu po 14 dnech a kontrolní skupinou. Křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

5.4.3 Vliv reziduí neonikotinoidů na overkilling

Byl zjištěn významný rozdíl v počtu nadbytečně zabité kořisti mezi jednotlivými testovanými skupinami pavouků rodu *Philodromus* (GLM, $p<0,001$; Obrázek 17) a zároveň i významný vliv velikosti jejich těla na počet nadbytečně zabité kořisti (GLM, $p<0,001$). Počet nadbytečně zabité kořisti pavouků čerstvě ošetřených insekticidem se významně lišil od pavouků z kontrolní skupiny (kontrast, $z=-4,026$, $p<0,001$), zatímco počet nadbytečně zabité kořisti s reziduálním vlivem insekticidu měl menší, ale přesto významný vliv v porovnání s kontrolní skupinou (kontrast, $z=-2,008$, $p=0,045$).



Obrázek 17: Počet nadbytečně zabité kořisti v závislosti na velikosti pavouka hned po ošetření insekticidem v porovnání s reziduami insekticidu po 14 dnech a kontrolní skupinou. Křivky jsou znázorněny pomocí GLM modelu.

6 Diskuse

Na základě provedeného experimentu byl zjišťován vliv neonikotinoidového insekticidu s účinnou látkou thiakloprid na predační aktivitu a funkční odpověď pavouků rodu *Philodromus*. Byly posuzovány subletální i letální účinky jako je mortalita a paralýza.

Výsledky této práce potvrdily, že neonikotinoidy mají negativní účinky na aktivně lovicí pavouky rodu *Philodromus*. V důsledku použití těchto chemických látek došlo ke snížení míry predační aktivity a také se objevily paralyzační účinky. Byl posuzován i vliv reziduí insekticidu na predační aktivitu, který byl stanoven jako marginálně významný. Mortalita nebyla u rodu těchto pavouků významná.

6.1 Subletální a letální vliv neonikotinoidů

Pavouci jsou jedni z nejhojnějších a nejrozmanitějších přirozených predátorů, kteří přispívají k redukci škůdců. Některé postupy ochrany proti škůdcům, jako je například aplikace pesticidů, však mohou jejich biokontrolní potenciál narušit (Pekár 2012). Insekticidy mohou způsobit letální účinky (smrt) nebo subletální účinky, které ovlivňují délku života, plodnost, rychlost vývoje, poměr pohlaví, míru predace a mobilitu predátorů (Moura et al. 2006).

Předpokládali jsme, že insekticidní přípravek s účinnou látkou thiakloprid ovlivňuje predační aktivitu (všechna ulovená kořist, včetně overkillingu) a funkční odpověď u pavouků rodu *Philodromus*, což se nám potvrdilo. Výsledky ukázaly, že ošetření insekticidem významně ovlivňuje predační aktivitu. K obdobnému závěru došel také Řezáč et al. v roce 2019. Zjistili, že dorzální aplikace neonikotinoidů na *P. cespitum* snížila míru predační aktivity. Použitými přípravky byli thiamethoxan, thiakloprid a imidakloprid, s tím, že první zmíněný ovlivňoval predační aktivitu nejvíce a poslední nejméně. Uvádí, že tarzální expozice měla mírné účinky, nicméně v tomto experimentu tarzální expozice thiaklopridu významně ovlivnila predační aktivitu pavouků rodu *Philodromus*. Řezáč et al. (2010) také zjistili, že neonikotinoidy snižují funkční odpověď kvůli prodloužení manipulace s kořistí.

Dále jsme potvrdili, že velikost pavouka (délka celého těla) pozitivně koreluje s predační aktivitou (feeding a overkillingu). Větší pavouci měli tedy vyšší míru predační aktivity a menší měli nižší míru predační aktivity, což potvrzuje i Erickson a Morse (1997).

Předpokládali jsme také, že větší pavouci jsou odolnější a jejich predační aktivita je méně ovlivněná chemickým ošetřením. Tuto závislost jsme důkladněji neanalyzovali, ale Korenko et al. (2019) zjistili, že velikost těla nijak neovlivňuje míru účinku neonikotinoidů (nepublikováno). Na druhou stranu Pekár (1999) tvrdí, že u pavouků ošetřených insekticidem stoupala mortalita úměrně se zvyšující se velikostí těla, protože větší tělo dokázalo zachytit více postřiku.

Předpoklad snížení příjmu potravy u pavouků ošetřených účinnou látkou thiakloprid se nepotvrdil. Řezáč et al. (2019) zjistili, že míra predace v různých hustotách kořisti testovaných pavouků, se po dorzální aplikaci neonikotinoidů významně snížila, zatímco po tarzální expozici významné změny v míře predace nepozorovali.

Ke zvýšení agresivity a počtu nadbytečně usmrčené kořisti (overkilling) u pavouků rodu *Philodromus* ošetřených účinnou látkou thiakloprid nedošlo, jak jsme předpokládali. Nicméně Korenko et al. (2019) zjistili, že slíďáci *Pardosa agrestis* (Westring 1861) zvyšují počet zabité kořisti (overkilling), když je kořist ošetřena neonikotinoidy až o 42%.

Zjistili jsme, že tarzální kontakt pavouků rodu *Philodromus* s účinnou látkou thiakloprid způsobuje paralýzu. Paralyzační účinky sice neměly vliv na přežívání v laboratoři, ale v přirozeném prostředí by mohly vést k úhynu v důsledku vysušení nebo k predaci. K obdobnému zjištění došel také Řezáč et al. v roce 2019, když zkoumal vliv acetamipridu a thiaklopridu na pavouky čeledi Linyphiidae (plachetnatkovití). Insekticidy paralyzovaly významný počet jedinců a měly významný vliv na mortalitu. Řada studií uvádí paralyzační účinky neonikotinoidů na necílové bezobratlé, zejména na včely medonosné. Včely jsou často nacházeny nehybně ležící v okolí úlu v reakci na aplikaci neonikotinoidů (Williamson et al. 2014). Čmeláci po aplikaci imidaklopridu vykazovali významné zpomalení růstu, kvůli ztrátě jejich orientace a neschopnosti vyhledávat potravu (Whitehorn et al. 2012). Paralyzační účinky neonikotinoidů se neomezují pouze na včely medonosné, ale byly zjištěny i u dravého hmyzu. Například u sluněček *Harmonia axyridis* (Pallas 1773) se u 72 % larev ošetřených thiamethoxamem nebo klothianidinem objevily neurotoxické příznaky, včetně paralýzy (Moser & Obrycki 2009).

Vliv ošetření účinnou látkou thiakloprid nevyvolalo u pavouků rodu *Philodromus* významně vysokou mortalitu. Ke stejnému výsledku došel i Sýkora 2019, kdy zjistil, že tarzální kontakt snovačky *Phylloneta impressa* (Koch 1881) s neonikotinoidy (acetamiprid, imidakloprid, thiakloprid a thiamethoxam) nezpůsobuje významnou mortalitu. Nicméně Řezáč et al. (2019) zjistili, že dorzální aplikace thiaklopridu na pavouky čeledi Linyphiidae způsobuje až 57% mortality u samců a 29% u samic. Například Dinter (1997), potvrzuje vyšší citlivost samců vůči pesticidům oproti samicím.

Vliv reziduí insekticidu se projevil jako marginálně významný v účinku na predační aktivitu. Zároveň mohou existovat jiné dlouhodobé subletální účinky. Například Korenko et al. v roce 2020 zjistili, že po ošetření thiaklopridem nejsou samci slíďáka *Pardosa agrestis* (Westring 1861) schopni dokončit pářící tanec kvůli narušení chemické komunikace, což může snižovat šance na rozmnožování. Neonikotinoidy mají významný vliv i na lokomoci, podle Řezáče et al. (2022) snižují rychlost pohybu slíďáků *Pardosa lugubris* (Walckenaer 1802), což může ovlivňovat úspěšnost predace nebo únik.

6.2 Budoucí výzkum

Ekotoxikologické studie by se neměly zaměřovat pouze na pozorování mortality, zejména pokud se přípravek zdá být neškodný. Mělo by být také testováno více druhů pavouků, aby se zjistily různé možné vedlejší účinky insekticidů. Dal by se také otestovat vliv pohlaví na ovlivnění různými pesticidy. Bylo by vhodné na základě experimentů stanovit prahové koncentrace pro intoxikaci pesticidy na následný letální nebo i subletální vliv, což by mohlo vést k lepšímu stanovení aplikačních metod a dávek. Pozornost by se také mohla věnovat pozorování subletálních efektů pesticidů na pavouky, kteří přežili paralýzu. V neposlední řadě by bylo vhodné prozkoumat důsledky zkonsumování kořisti ošetřené pesticidy na predátory.

7 Závěr

Byl testován vliv neonikotinového insekticidu s účinnou látkou thiakloprid na predační aktivitu pavouků rodu *Philodromus*. V rámci predační aktivity byl posuzován vliv účinné látky na počet zkonsumované kořisti a na počet pouze usmrcené kořisti (overkilling). Zjišťoval se také letální vliv insekticidu – mortalita a paralýza. V neposlední řadě byl posuzován vliv reziduí neonikotinoidového přípravku na predační aktivitu.

V návaznosti na stanovené cíle a ze získaných výsledků lze vyvodit následující závěry:

- Ošetření neonikotinody s účinnou látkou thiakloprid snižovalo predační aktivitu pavouků rodu *Philodromus*.
- Velikost pavouka pozitivně korelovala s predační aktivitou – počtem zkonsumované a pouze zabité kořisti.
- Nepotvrdilo se, že by pavouci rodu *Philodromus* byli více odolní vůči insekticidu při jejich větší velikosti.
- Vliv ošetření neonikotinody nemělo významný vliv na počet zkonsumované kořisti, nicméně mělo marginálně významný vliv na počet nadbytečně zabité kořisti (overkilling).
- Po ošetření pavouků účinnou látkou thiakloprid nebyla pozorována mortalita u významného počtu jedinců.
- U pavouků rodu *Philodromus* se u významného počtu jedinců objevila paralýza po tarzálním kontaktu s thiaklopridem.
- Vliv reziduí insekticidu na predační aktivitu byl stanoven jako marginálně významný.

Tyto poznatky je možné využít při porovnávání účinků dalších pesticidů na necílové organismy a jako podklad pro další výzkum ekotoxicity pesticidů.

8 Literatura

Ambrose DP, Rajan SJ, Kumar AG. 2008. Impact of insecticide Synergy-505 on the functional response of a non-target reduviid predator *Rhynocoris marginatus* (Fabricius) (Heteroptera: Reduviidae) feeding on *Spodoptera litura* (Fabricius) (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Biological Control*, 283-290.

Anderson JC, Dubetz C, Palace VP. 2015. Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: a literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Sci. Total Environ.* 505, 409–422. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.090>.

Anjos CS, Lima RN, Porto ALM. 2021. An overview of neonicotinoids: biotransformation and biodegradation by microbiological processes. *Environmental Science Pollutiton Control Ser.* 28 (28), 37082–37109. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13531-3>.

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. *Ecotoxicol Environ Saf* 26:138–152.

Barth FG. 1997. Vibratory communication in spiders: adaptation and compromise at many levels. In *Orientation and communication in arthropods* (pp. 247-272). Basel: Birkhäuser Basel.

Benamú MA, Schneider MI, Sánchez NE. 2010. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere* 78:871–876.

Benhadi-Marín J, Pereira JA, Sousa JP, Santos SA. 2019. Functional responses of three guilds of spiders: Comparing single-and multiprey approaches. *Annals of Applied Biology*, 175(2), 202–214.

Birkhofer K, Gavish-Regev E, Endlweber K, Lubin YD, Von Berg K, Wise DH, Scheu S. 2008. Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat. *Bulletin of entomological research*, 98(3), 249–255.

Blandenier G, Furst PA. 1998. Ballooning spiders caught by a suction trap in an agricultural landscape in Switzerland, in *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*, ed. by Selden PA. BAS, Burnham Beeches, Bucks, UK, pp. 177–186.

Bogya S. 1999. Spiders (Araneae) as polyphagous natural enemies in orchards. Wageningen University and Research.

Bonmatin JM, Giorio C, Girolami V, Goulson D, Kreutzweiser DP, Krupke C, Liess M, Long E, Marzaro M, Mitchell EAD, Noome DA, Simon-Delso N, Tapparo A. 2015. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 22 (1), 35–67. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>.

Bradley RA. 2013. *Common Spiders of North America*. University of California Press, Berkeley.

Bressendorff BB, Toft S. 2011. Dome-shaped functional response induced by nutrient imbalance of the prey. *Biology Letters*, 7(4), 517–520.

Cardoso P, Pekár S, Jocqué R, Coddington JA. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PloS one*, 6(6), e21710.

Casida JE. 2018. Neonicotinoids and other insect nicotinic receptor competitive modulators: progress and prospects. *Annu. Rev. Entomol.* 63, 125–144. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043042>.

Coetzee M, Dippenaar A, Frean J, Hunt RH. 2017. First report of clinical presentation of a bite by a running spider, *Philodromus* sp.(Araneae: Philodromidae), with recommendations for spider bite management. *SAMJ: South African Medical Journal*, 107(7), 576–577.

Craig CL, Weber RS, Bernard GD. 1996. Evolution of predator-prey systems: Spider foraging plasticity in response to the visual ecology of prey. *Am. Nat.* 147:205–229.

CropScience. 2020. Thiacloprid. Dostupné z: <https://www.cropscience.bayer.cz/cs/vyhledavani.php?q=thiacloprid> (Navštíveno 6. 11. 2020).

Cunningham M, García CF, González-Baró MR, Garda H, Pollero R. 2002. Organophosphorous insecticide fenitrothion alters the lipid dynamics in the spider *Polybetes pythagoricus* high density lipoproteins. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 73(1), 37–47.

Česká arachnologická společnost. 2024. Dostupné z: <https://www.arachnology.cz/celed/philodromidae-31.html>

Deng L, Dai J, Cao H, Xu M. 2007. Effects of methamidophos on the predating behavior of *Hylyphantes graminicola* (Sundevall); (Araneae: Linyphiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 26(3), 478–482.

Deng L, Xu M, Cao H, Dai J. 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.

Desneux N, Decourtye A, Delpuech JM. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu Rev Entomol* 525:81–106

Dinter A. 1997. Laboratory testing of the effects of pesticides on two dominant spider species (*Erigone atra* (Blackwall) and *Oedothorax apicatus* (Blackwall)) of the European agricultural ecosystem, and prediction from laboratory testing to the field situation. The Welsh Pest Management Forum, Cardiff, UK, pp. 19–22.

Eng ML, Stutchbury BJM, Morrissey CA. 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Sci. Rep.* 7 (1), 15176 <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x>.

Environmental Protection Agency (EPA). 2003. Thiacloprid Pesticide Fact Sheet, United States Archived 2012-06-27 at the Wayback Machine <https://web.archive.org/web/20120627082400/http://www.epa.gov/opprd001/factsheets/thiacloprid.pdf>.

Erickson KS, Morse DH. 1997. Predator size and the suitability of a common prey. *Oecologia* 109:608–614.

Evans SC, Shaw EM, Rypstra AL. 2010. Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. *Ecotoxicology*, 19:249–1257.

Everts JW, Willemsen I, Stulp M, Simons L, Aukema B, Kammenga J. 1991. The toxic effect of deltamethrin on linyphiid and erigonid spiders in connection with ambient temperature, humidity, and predation. *Arch Environ Contam Toxicol* 20: 20–24

Foelix RF. 1996. *Biology of spiders*. Oxford university Press, Inc, New York

Goulson D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *J. Appl. Ecol.* 50 (4), 977–987. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12111>.

Graphpad Instat. 2003. Graphpad Instat Software Inc., 3.06.

Greenstone MH. 1979. Spider feeding behaviour optimizes dietary essential amino acid composition. *Nature* 282:504–503.

Haynes K. 1988. Sublethal Effects Of Neurotoxic Insecticides On Insect Behavior. *Annual review of entomology*. 33. 149–68. 10.1146/annurev.en.33.010188.001053.

Hladik ML, Bradbury S, Schulte LA, Helmers M, Witte C, Kolpin DW, Garrett JD, Harris M. 2017. Neonicotinoid insecticide removal by prairie strips in row-cropped watersheds

with historical seed coating use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 241, 160–167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.015>.

Hladik ML, Main AR, Goulson D. 2018. Environmental risks and challenges associated with neonicotinoid insecticides. *Environ. Sci. Technol.* 52 (6), 3329–3335. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06388>.

Hodge MA. 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *J Arachnol* 27:51–362

Huseynov EF. 2008. Natural Prey of the Spider *Tibellus macellus* (Araneae, Philodromidae). *Arachnology*, 14(4), 206–208. doi:10.13156/100.014.0403.

Chagnon M, Kreutzweiser D, Mitchell EA, Morrissey CA, Noome DA, Van der Sluijs JP. 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* 22 (1), 119–134. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3277-x>.

Chen A, Li W, Zhang X, Shang C, Luo S, Cao R, Jin D. 2021. Biodegradation and detoxification of neonicotinoid insecticide thiamethoxam by white-rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *J. Hazard Mater.* 417, 126017 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126017>.

Chen M, Tao L, McLean J, Lu C. 2014. Quantitative analysis of neonicotinoid insecticide residues in foods: implication for dietary exposures. *J. Agric. Food Chem.* 62 (26), 6082–6090. <https://doi.org/10.1021/jf501397m>.

Jeschke JM, Kopp M, Tollrian R. 2004. Consumer-food systems: why type I functional responses are exclusive to filter feeders. *Biol Rev* 79:337–349. <https://doi.org/10.1017/S1464793103006286>.

Jeschke P, Nauen R, Schindler M, Elbert A. 2011. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *J. Agric. Food Chem.* 59 (7), 2897–2908. <https://doi.org/10.1021/jf101303g>.

Katić A, Kašuba V, Kopjar N, Lovakovic BT, Marjanović Čermak AM, Mendaš G, Micek V, Milić M, Pavičić I, Pizent A, Žunec S, Želježić D. 2021. Effects of low-level imidacloprid oral exposure on cholinesterase activity, oxidative stress responses, and primary DNA damage in the blood and brain of male Wistar rats. *Chem. Biol. Interact.* 338, 109287 <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2020.109287>.

Korenko S, Pekár S, Honěk A. 2010. Predation activity of two winter-active spiders (Araneae: Anyphaenidae, Philodromidae). *Journal of Thermal Biology*, 35(2), 112-116.

Korenko S, Saska P, Kysilková K, Řezáč M, Heneberg P. 2019. Prey contaminated with neonicotinoids induces feeding deterrent behavior of a common farmland spider. *Scientific Reports* 9:1–8.

Korenko S, Pekár S. 2010. Is there intraguild predation between winter-active spiders (Araneae) on apple tree bark?. *Biological Control*, 54(3), 206-212.

Korenko S, Sýkora J, Řezáč M, Heneberg P. 2020. Neonicotinoids suppress contact chemoreception in a common farmland spider. *Scientific Reports*, 10(1), 7019.

Kruse PD, Toft S, Sunderland KD. 2008. Temperature and prey capture: opposite relationships in two predator taxa. *Ecological Entomology*, 33(2), 305-312.

Křivan V, Jorgensen SE, Fath BD. 2008. Prey–predator models. In: (eds) *Encyclopedia of ecology*. Elsevier, Amsterdam, pp 2929–2940.

Kůrka A, Řezáč M, Macek R, Dolanský J. 2015. *Pavouci České republiky*. vyd. Praha: Academia. S. 492.

Lánský M, Falta V, Kloutvorová J, Kocourek F, Stará J, Pultar O. 2005. *Integrated Pest Management of Fruits within the Integrated Production System*, Research and Breeding Institute, Holovousy.

Líznarová E, Pekár S. 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Animal behaviour*, 85(6), 1183-1190.

Magalhaes LC, Hunt TE, Siegfried BD. 2009. Efficacy of neonicotinoid seed treatments to reduce soybean aphid populations under field and controlled conditions in Nebraska. *J. Econ. Entomol.* 102 (1), 187–195. [https://doi.org/ 10.1603/029.102.0127](https://doi.org/10.1603/029.102.0127).

Maloney D, Drummond FA, Alford R. 2003. *Spider Predation in Agroecosystems: Can Spiders Effectively Control Pest Populations?* Technical Bulletin 190, Maine Agricultural and Forest Experiment Station, The University of Maine, pp: 1–32.

Mansour F, Heimbach U. 1993. Evaluation of Lycosid Micryphantid and Linyphiid spiders as predators of *Rhopalosiphum padi* (Hom: Aphididae) and their functional response to prey density laboratory experiments. *Biocontrol* 38:79–87. <https://doi.org/10.1007/BF02373142>

Marc P, Canard A, Ysnel F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agric Ecosyst Environ* 74:229–273. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00038-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00038-9)

- Marc P, Canard A. 1997. Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62: 229–235.
- Markó V, Keresztes B, Fountain MT, Cross JV. 2009. Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biol Control* 48:115–124.
- Michalko R, Košulič O. 2016. Temperature-dependent effect of two neurotoxic insecticides on predatory potential of *Philodromus* spiders. *Journal of Pest Science*, 89, 517-527.
- Michalko R, Pekár S. 2014. Is different degree of individual specialization in three spider species caused by distinct selection pressures?. *Basic and applied ecology*, 15(6), 496-506.
- Michalko R, Pekár S. 2015. The biocontrol potential of *Philodromus* (Araneae, Philodromidae) spiders for the suppression of pome fruit orchard pests. *Biological Control*, 82, 13–20.
- Michalko R, Pekár S. 2016. Different hunting strategies of generalist predators result in functional differences. *Oecologia*, 181, 1187–1197.
- Michalko R, Pekár S. 2017. The behavioral type of a top predator drives the short-term dynamic of intraguild predation. *The American Naturalist*, 189(3), 242–253.
- Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, Sanchez-Bayo F, Liess M, Cavallaro MC, Liber K. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environ. Int.* 74, 291–303. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024>.
- Moser SE, Obrycki JJ. 2009. Non-target effects of neonicotinoid seed treatments; mortality of coccinellid larvae related to zoophytophagy. *Biol. Contr.* 51, 487–492.
- Moura R, Garcia P, Cabral S, Soares AO. 2006. Does pirimicarb affect the voracity of the euriphagous predator, *Coccinella undecimpunctata* L. (Coleoptera: Coccinellidae)? *Biological Control* 38:363–368.
- Pruitt NJ, Riechert SE. 2012. The ecological consequences of temperament in spiders. *Current Zoology*, 58(4), 589-596.
- Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C. 2024. Spiders of Europe. Version. Dostupné z: <https://www.araneae.nmbe.ch>. <https://doi.org/10.24436/1>.
- Nentwig W. 1983. The prey of web-building spiders compared with feeding experiments (Araneae: Araneidae, Linyphiidae, pholcidae, Agelenidae). *Oecologia* 56, 132–139. <https://doi.org/10.1007/BF00378229>.

Nyffeler M, Sterling WL, Dean DA. 1994. How spiders make a living. *Environ. Entomology* 23: 1357-1367.

Nyffeler M, Olson EJ, Symondson WO. 2016. Plant-eating by spiders. *Journal of Arachnology*, 15-27.

Oelbermann K, Scheu S. 2009. Control of aphids on wheat by generalist predators: effects of predator density and the presence of alternative prey. *Entomol Exp Appl* 132:225–231. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00876.x>.

op Akkerhius GJ, Westerhof R, van Straalen NM, Koeman JH. 1995. Water balance, respiration and immobilisation in relation to deltamethrin poisoning and physical conditions in the epigeal spider *Oedothorax apicatus*. *Pestic Sci* 44:123–130

op Akkerhuis GJ, Rossing WAH, Piet GJ, Everts JW. 1997. Water Depletion, an Important Cause of Mortality in Females of the Spider *Oedothorax apicatus* after Treatment with Deltamethrin: A Simulation Study. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 58(1), 63-76.

Oraze MJ, Grigarick AA. 1989. Biological control of aster leafhopper (Homoptera: Cicadellidae) and midges (Diptera: Chironomidae) by *Pardosa ramulosa* (Araneae: Lycosidae) in California rice fields. *Journal of Economic Entomology*, 82(3), 745-749.

Pan Y, Chang J, Xu P, Xie Y, Yang L, Hao W, Li J, Wan B. 2022. Twenty-four hours of thiamethoxam: in vivo and molecular dynamics simulation study on the toxicokinetic and underlying mechanisms in quails (*Coturnix japonica*). *J. Hazard Mater.* 427, 128159 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128159>.

Paul AVN, Thygarajan KS. 1992. Toxicity of pesticides to natural enemies of crop pests in India. *Pest management and pesticides: Indian scenario*. Narmrutha Publications, Madras, 158-176.

Pedigo LP. 2001. *Entomology and Pest Management*, 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.

Pekár S, Toft S. 2015. Trophic specialisation in a predatory group: The case of prey-specialised spiders (Araneae). *Biological Reviews* 90: 744–761.

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

Pekár S, Coddington JA, Blackledge TA. 2012. Evolution of stenophagy in spiders (Araneae): evidence based on the comparative analysis of spider diets. *Evolution* 66:776–806. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2011.01471.x>

Pekár S. 1999. Foraging mode: a factor affecting the susceptibility of spiders (Araneae) to insecticide applications. *Pesticide Science*, 55(11), 1077–1082.

Pekár S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest management science*, 68(11), 1438–1446.

Peng Y, Shao X-L, Hose GC, Chen J. 2010. Dimethoate, fenvalerate and their mixture affects *Hylyphantes graminicola* (Araneae: Linyphiidae) adults and their unexposed offspring. *Agric For Entomol* 12:343–351.

Perkins MJ, Inger R, Bearhop S, Sanders D. 2018. Multichannel feeding by spider functional groups is driven by feeding strategies and resource availability. *Oikos* 127:23–33. <https://doi.org/10.1111/oik.04500>.

Persons MH. 1999. Hunger effects on foraging responses to perceptual cues in immature and adult wolf spiders (Lycosidae). *Anim. Behav.* 57: 81–88.

Petráková L, Michalko R, Loverre P, Sentenská L, Korenko S, Pekár S. 2016. Intraguild predation among spiders and their effect on the pear psylla during winter. *Agric Ecosyst Environ* 233:67–74. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.008>.

Poletti M, Maia AHN, Omoto C. 2007. Toxicity of neonicotinoid insecticides to *Neoseiulus californicus* and *Phytoseiulus macropilis* (Acari: Phytoseiidae) and their impact on functional response to *Tetranychus urticae* (Acari: Tetranychidae). *Biological Control*, 40(1), 30–36.

Powers KS, Avilés L. 2007. The role of prey size and abundance in the geographical distribution of spider sociality. *Journal of Animal Ecology*, 995–1003.

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Riechert SE. 1999. The hows and whys of successful pest suppression by spiders: insights from case studies. 1. *Arachnol.* 27: 387–396.

Riechert SE, Lawrence K. 1997. Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 84(2), 147–155.

Riechert SE, Lockley T. 1984. Spiders as biological control agents. *Annu Rev Entomol* 29:299–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.29.010184.001503>

Royauté R, Pruitt JN. 2015. Varying predator personalities generates contrasting prey communities in an agroecosystem. *Ecology*, 96(11), 2902–2911.

Royauté R, Buddle CM, Vincent C. 2014. Interpopulation variations in behavioral syndromes of a jumping spider from insecticide-treated and insecticide-free orchards. *Ethology*, 120(2), 127–139.

Ryabov AB, Morozov A, Blasius B. 2015. Imperfect prey selectivity of predators promotes biodiversity and irregularity in food webs. *Ecol Lett* 18:1262–1269. <https://doi.org/10.1111/ele.12521>.

Řezáč M, Gloríková N, Wilder SM, Heneberg P. 2021. The sublethal effects of neonicotinoids on spiders are independent of their nutritional status. *Scientific Reports* 11:1–11. Nature Publishing Group UK. Available from <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87935-z>.

Řezáč M, Příbáňová G, Gloríková N. 2022. Contact exposure to neonicotinoid insecticides temporarily suppresses the locomotor activity of *Pardosa lugubris* agrobiont wolf spiders. *Sci Rep* 12, 14745. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-18842-0>

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, 503-510.

Řezáč M, Řezáčová V, Heneberg P. 2019. Contact application of neonicotinoids suppresses the predation rate in different densities of prey and induces paralysis of common farmland spiders. *Scientific Reports*, 9(1), 5724.

Sanders D, Vogel E, Knop E. 2015. Individual and species-specific traits explain niche size and functional role in spiders as generalist predators. *J Anim Ecol* 84:134–142.

Sandrock C, Tanadini LG, Pettis JS, Biesmeijer JC, Potts SG, Neumann P. 2013. Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. *Agric. For. Entomol.* 16 (2), 119–128. <https://doi.org/10.1111/afe.12041>.

Sarma S, Pujari D, Rahman Z. 2013. Role of spiders in regulating insect pests in the agricultural ecosystem-an overview. *Journal of International Academic Research for Multidisciplinary*, 1(5), 100-117.

Shaw EM, Wheeler CP, Langan AM. 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 Zool Bulg suppl* 1:173–179.

Shi YH, Xiao JJ, Liu YY, Fu YY, Ye Z, Liao M, Cao HQ. 2019. Interactions of food matrix and dietary components on neonicotinoid bioaccessibility in raw fruit and vegetables. *Food Funct.* 10 (1), 289–295. <https://doi.org/10.1039/c8fo02142b>.

Shi J, Yang H, Yu L, Liao C, Liu Y, Jin M, Yan W, Wu XB. 2020. Sublethal acetamiprid doses negatively affect the lifespans and foraging behaviors of honey bee (*Apis mellifera* L.) workers. *Sci. Total Environ.* 738,139924 [https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2020.139924](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139924).

Schmidt JM, Harwood JD, Rypstra AL. 2012a. Foraging activity of a dominant epigeal predator: molecular evidence for the effect of prey density on consumption. *Oikos* 121:1715–1724. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20366.x>

Schmidt JM, Sebastian P, Wilder SM, Rypstra AL. 2012b. The nutritional content of prey affects the foraging of a generalist arthropod predator. *PloS one*, 7(11), e49223.

Schuld M, Schmuck R. 2000. Effects of Thiacloprid, a new chloronicotynyl insecticide, on the egg parasitoid *Trichogramma Cacaoeciae*. *Ecotoxicology*, 9, 197–205.

Sinclair ARE, Pech RP, Dickman CR, Hik D, Mahon P, Newsome AE. 1998. Predicting effects of predation on conservation of endangered prey. *12:564–575*. <https://doi.org/10.1111/j.1523–1739.1998.97030.x>

Snyder WE, Wise DH. 2000. Antipredator behaviour of spotted cucumber beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in response to predators that pose varying risks. *Environ. Entomol.* 29: 35–42.

Stark JD, Jepson PC, Mayer DF. 1995. Limitations to use of topical toxicity data for predictions of pesticide side effects in the field. *Journal of Economic Entomology*, 88(5), 1081–1088.

Sunderland K. 1999. Mechanisms underlying the effects of spiders on pest populations. *J Arachnol* 27:308–316

Sunderland KD. 1992. Effects of pesticides on the population ecology of polyphagous predators. *Aspects Appl Biol* 31(1):19–28.

Sweeney K, Cusack B, Armagost F, O'Brien T, Keiser CN, Pruitt JN. 2013. Predator and prey activity levels jointly influence the outcome of long-term foraging bouts. *Behavioral Ecology*, 24(5), 1205-1210.

Sýkora J. 2019. Vliv pesticidů na bázi neonikotinoidů na mortalitu a ontogenezi snovačky pečující *Phylloneta impressa* (L. Koch, 1881) [MSc. Thesis]. Czech University of Life Sciences Prague, Prague.

Symondson WOC, Sunderland KD, Greenstone MH. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents?. *Annual review of entomology*, 47(1), 561-594.

Tavares DA, Roat TC, Silva-Zacarin ECM, Nocelli RCF, Malaspina O. 2019. Exposure to thiamethoxam during the larval phase affects synapsin levels in the brain of the honey bee. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 169, 523–528. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.048>.

Theiling KM, Croft BA. 1988. Pesticide side-effect on arthropod natural enemies: a database summary. *Agr Ecosyst Environ* 21:191–218.

Thomas CFG, Brain P, Jepson PC. 2003. Aerial activity of linyphiid spiders: modelling dispersal distances from meteorology and behaviour. *Journal of Applied Ecology*, 40, 912–927.

Thompson DA, Lehmler HJ, Kolpin DW, Hladik ML, Vargo JD, Schilling KE, LeFevre GH, Peeples TL, Poch MC, LaDuca LE, Cwiertny DM, Field RW. 2020. A critical review on the potential impacts of neonicotinoid insecticide use: current knowledge of environmental fate, toxicity, and implications for human health. *Environ. Sci.: Process. Impacts* 22 (6), 1315–1346. <https://doi.org/10.1039/c9em00586b>.

Tietjen WJ, Cady AB. 2007. Sublethal exposure to a neurotoxic pesticide affects activity rhythms and patterns of four spider species. *J Arachnol* 35:396–406

Toft S. 1999. Prey choice and spider fitness. *J. Arachnol.* 27: 301-307.

Toft S. 2005. The quality of aphids as food for generalist predators: implications for natural control of aphids. *European Journal of Entomology*, 102(3), 371.

Toft S. 2012. Nutritional aspects of spider feeding. In *Spider ecophysiology* (pp. 373-384). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Toft S, Wise DH. 1999. Behavioral and ecophysiological responses of a generalist predator to single and mixed species diets of different quality. *Oecologia*, 119, 198-207.

van den Bosch R, Messenger PS Gutierrez AP. 1982. An introduction to biological control. Plenum Press, New York. 247 pp.

Van Erp S, Booth L, Gooneratne R, O'Halloran K 2002. Sublethal responses of wolf spiders (Lycosidae) to organophosphorous insecticides. *Environ Toxicol* 17:449–456.

Volkmar C, Schumacher K, Freier B. 2008. Araneae as indicators in low-input strategies in crop protection. *Mitt Dtsch Ges Allg Angew Entomol* 16:301–304.

Vucic-Pestic O, Birkhofer K, Rall BC, Scheu S, Brose U. 2010. Habitat structure and prey aggregation determine the functional response in a soil predator–prey interaction. *Pedobiologia* 53:307–312. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.02.003>

Wang Z, Song DX, Fu XQ, Li YL. 2006. 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 Entomol Sinica* 49(4):700–704.

Whitehorn PR, O’connor S, Wackers FL, Goulson D. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science*, 336(6079), 351–352.

Widiarta IN, 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. *Appl Entomol Zool* 36(4):501 – 507.

Williamson SM, Willis SJ, Wright GA. 2014. Exposure to neonicotinoids influences the motor function of adult worker honeybees. *Ecotoxicology* 23, 1409–1418.

Wise DH. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wisniewska J, Prokopy RJ. 1997. Pesticide effect on faunal composition, abundance, and body length of spiders (Araneae) in apple orchards. *Environ Entomol* 26(4):763–776.

World Spider Catalog (2024). *World Spider Catalog*. Version 25.0. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>. doi: 10.24436/2.

Wrinn KM, Evans SC, Rypstra AL. 2012. Predator cues and an herbicide affect activity and emigration in an agrobiont wolf spider. *Chemosphere* 87(4):390–396. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.12.030.

Zhang D, Lu S. 2022. Human exposure to neonicotinoids and the associated health risks: a review. *Environ. Int.* 163, 107201 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107201>.

Zhang X, Huang Y, Chen WJ, Wu S, Lei Q, Zhou Z, Chen S. 2023. Environmental occurrence, toxicity concerns, and biodegradation of neonicotinoid insecticides. *Environmental Research*, 218, 114953.

Zhao GP, Yang FW, Li JW, Xing HZ, Ren FZ, Pang GF, Li YX. 2020. Toxicities of neonicotinoid-containing pesticide mixtures on nontarget organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 39 (10), 1884–1893. <https://doi.org/10.1002/etc.4842>.

9 Zdroje obrázků

Macek R. Česká arachnologická společnost. Dostupné z:

<https://www.arachnology.cz/druh/philodromus-cespitem-572.html>

Michalko, R., Pekár, S., & Entling, M. H. (2018). An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia*. doi:10.1007/s00442-018-4313-1.

Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C. 2024. Spiders of Europe. Dostupné z: <https://www.araneae.nmbe.ch>. <https://doi.org/10.24436/1>

