ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE

Vliv polních kazů na vybrané ekosystémové služby

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Konzultant: Dr. Ezequiel González

Autor práce: Bc. Jana Zemanová

Praha 2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jana Zemanová

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Vliv polních kazů na vybrané ekosystémové služby

Název anglicky

Effects of field defects on weed seed and pest predation rates

---

Cíle práce

Cílem diplomové práce bude vytvoření stručné literární rešerše mapující významné ekosystémové služby poskytované členovci v agroekosystémech. Specificky se rešerše zaměří na ekostémové služby poskytované střevlíky, jako významnou skupinou prospěšných členovců. V rámci experimentální části práce bude pomocí přímých terénních měření ověřen vliv polních kazů (ploch, kde nevzešla plodina) na základní ekosystémové služby poskytované střevlíky. Konkrétně bude meřena míra postdisperzní predace semen vybraných plevelů (pampeliška a ptačinec) a míra predace většího herbivorního hmyzu.

Metodika

Literární rešerše bude vypracována na základě vědeckých publikací dohledaných na Web of Knowledge. Míra postdisperzní predace semen vybraných plevelů (pampeliška a ptačinec) bude měřena pomocí expozice kartiček se semínky (30 ks / kartička). Míra predace většího herbivorního hmyzu bude měřena pomocí plastelínových housenek napodobujících housenky motýlů. Část housenek bude ukryta v klíckách, aby bylo otestováno, zda klícky jsou schopné zabránit přístupu obratlovců k housenkám. Zkoumáno bude celkem 10 polních kazů (v rámci deseti různých polí s řepkou). V rámci každého kazu budou zkoumány 3 typy lokace: vnitřek kazu, hranice kazu a porost okolní plodiny (řepka). Měření navíc bude zopakováno 2x v průběhu sezóny (jaro a léto).

Doporučený rozsah práce

cca 40-50 stran textu

Klíčová slova

agroekosystém, ekosystémové služby, kartičky se semínky, polní kazy, řepka olejka, střevlíci, umělé housenky

---

Doporučené zdroje informací

Bohan, D.A., Boursault, A., Brooks, D.R., Petit, S., 2011. National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. J. Appl. Ecol. 48, 888–898.

Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., Marini, L., 2017. High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. J. Appl. Ecol. 54, 380-388.

Ferrante, M., González, E., Lövei, G. L., 2017b. Predators do not spill over from forest fragments to maize fields in a landscape mosaic in central Argentina. Ecol. Evol. 7, 7699-7707.

Lövei, G.L., Ferrante, M., 2017. A review of the sentinel prey method as a way of quantifying invertebrate predation under field conditions. Insect Sci. 24, 528-542.

Winfree, R., Fox, J.W., Williams, N.M., Reilly, J.R., Cariveau, D.P., 2015. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. Ecol. Lett. 18, 626-635.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ezequiel González

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 03. 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci na téma „Vliv polních kazů na vybrané ekosystémové služby“ vypracovala samostatně pod vedením Ing. Michala Knappa, Ph.D. a za spolupráce s Dr. Ezequielem Gonzálezem. V přehledu literatury a použitých zdrojů jsem uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

Ve Vysokově dne 4. 3. 2021

Bc. Jana Zemanová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu Ing. Michalu Knappovi, Ph.D. a konzultantovi Dr. Ezequielu Gonzálezovi. Děkuji jim za spolupráci při zpracování této práce, při zpracování vzorků a především pomoc při statistickém vyhodnocení. Vážím si jejich ochoty a trpělivosti, co se mnou po dobu psaní této práce měli.

Velký dík patří dále i mé rodině, nejbližším přátelům, Dianě Pinkavové a Nikole Jelínkové, bez jejichž podpory bych už pravděpodobně v navazujícím studiu nepokračovala.

Ve Vysokově dne 4. 3. 2021

Bc. Jana Zemanová

Abstrakt

Heterogenita a uspořádání krajiny, obecně zvyšuje biodiverzitu v agroekosystémech. Krajinná struktura, zejména výskyt mimoprodukčních biotopů, významně ovlivňuje i střevlíkovité brouky, kteří představují hojně zastoupené a důležité predátory hmyzích škůdců a semen plevelů. Co ale doposud není dostatečně prozkoumáno, je vliv mimoprodukčních biotopů na ekosystémové služby, zejména v dočasných polních kazech (místech v poli, kde nevzešla plodina). Výzkum provedený v této práci zkoumal, pomocí přímých terénních měření, vliv polních kazů na vybrané ekosystémové služby poskytované střevlíky. Konkrétně jsem měřila míru postdisperzní predace semen plevelů (*Taraxacum* sp. a *Stellaria media*) a míru predace škůdců metodou expozice umělých housenek. Postdisperzní predace vybraných druhů plevelů, byla měřena za pomocí kartiček se semínky, které byly překryty klíckou, aby nedošlo k jejich poškození obratlovci.

Terénní experiment proběhl v rámci 10 různých polí s řepkou olejnou, které obsahovaly přirozeně vzniklé polní kazy. Ekosystémové služby byly měřeny uvnitř standardního porostu řepky (kontrola), na hranici polního kazu (místo, které tvořilo přechod mezi standartním porostem a místem kde se plodina nevyskytovala) a v centrální části polního kazu. Měření proběhlo ve dvou periodách (jarní a letní) v rámci jedné vegetační sezóny.

Bylo zjištěno, že nejvyšší míra postdisperzní predace *Taraxacum* sp. byla naměřena ve standartním porostu řepky olejné. Naopak nejvyšší míra predace druhu *Stellaria media*, byla naměřena uvnitř polních kazů. Při porovnání predace mezi sezónami, byla zjištěna vyšší míra predace v létě, a to pro oba druhy semen. Hlavními predátory škůdců (umělých housenek) byli savci a hmyz. Celková predace škůdců se zvýšila v létě, ale mezi stanovišti se průkazně nelišila. Přesto lze vysledovat alespoň tendenci pro nižší míru predace uvnitř kazů jak pro hmyzí predátory, tak pro drobné savce.

Polní kazy způsobují lokální ztrátu výnosu a také míra predace plevelů a škůdců, především semen *Taraxacum* sp., uvnitř kazů byla o trochu menší než v okolních zkoumaných plochách s porostem řepky. Na druhou stranu to vypadá (dosud nepublikované výsledky paralelní studie), že polní kazy by mohly být zajímavým prvkem, mající za následek zvýšení heterogenity uvnitř polí, který má potenciál podporovat biodiverzitu různých skupin členovců uvnitř orné půdy. Proto by měly vznikat i další studie vyhodnocující celkové dopady existence polních kazů na agroekosystémy a možnost jejich úmyslnou tvorbu za účelem zvýšení biotopové nabídky uvnitř polí.

Klíčová slova

Agroekosystém, ekosystémové služby, kartičky se semínky, polní kazy, řepka olejka, střevlíci, umělé housenky.

Abstract

In general, landscape heterogeneity and complexity increase biodiversity in agroecosystems. The landscape structure, especially the occurrence of non-crop habitats, affects significantly also carabid beetles, which are abundant and important predators of insect pests and weed seeds within arable fields. However, not yet deeply explored has been the impact of non-crop habitats on ecosystem services, especially in field defects (i.e., places within the arable field where the crop did not grow). In this study I examined, using direct field measurements, the impact of field defects on selected ecosystem services provided by carabid beetles. Specifically, I measured the rate of post-disperse predation of weed seeds (*Taraxacum* sp. and *Stellaria media*) and the rate of insect pest predation by the artificial caterpillars technique. Post-disperse predation of selected weed species was measured using seed cards that were covered with a cage preventing damages by vertebrates.

The field experiment took place in 10 different oilseed rape fields, which contained naturally occurring field defects. Ecosystem services were measured within a standard oilseed rape crop (control), at the boundary of a field defect (the place that formed the transition between the standard stand and a place where the crop did not occur) and in the central part of the field defect. The sampling took place in two periods (spring and summer) within one vegetation season.

I found that the highest rate of *Taraxacum* sp. post-disperse predation occurred within control sites, i.e., standardly grown oilseed rape crop. On the contrary, the highest predation rate of *Stellaria media* was observed within field defects. When comparing predation rates between seasons, a higher weed seed predation rate was detected in summer for both weed species. The main predators of insect pests recorded by artificial caterpillars were mammals and insects. The overall pest predation rate increased in the summer, but did not differ significantly between investigated habitat types. Nevertheless, at least a tendency can be observed for a lower degree of predation within field defects for both insect and small mammal predators.

Field defects cause a local loss of yield and also the rate of post-dispersal weed seed and insect pest predation, especially in the case of *Taraxacum* sp., was slightly lower within field defects than in the surrounding areas with standardly grown oilseed rape. On the other hand, it seems (based on unpublished results from a parallel study) that field defects could be an interesting habitat increasing heterogeneity within fields, which has the potential to support the biodiversity of different arthropod groups within arable land. Therefore, further studies evaluating the overall impacts of field defect presence on agroecosystems, and the possibility of their artificial creation in order to increase the habitat heterogeneity within arable fields should be carried out.

Key words

Agroecosystem, ecosystem services, seed cards, field defects, oilseed rape, ground beetles, sentinel prey.

Obsah

1 Úvod....10
2 Cíle práce....11
3 Literární rešerše....12
3.1 Agroekosystémy....12
3.1.1 Popis krajiny a její význam....12
3.1.2 Význam mimoprodukčních stanovišť....13
3.1.3 Vliv pesticidů na živočichy a jejich predaci....14
3.1.4 Biologická ochrana před škůdci....16
3.2 Ekosystémové služby a škody....18
3.2.1 Definice ekosystémových služeb a jejich využití....18
3.2.2 Definice predace....19
3.2.3 Predace semen....21
3.2.4 Semenná banka....22
3.2.5 Disservices = faktory snižující výnos a kvalitu plodin....24
3.3 Význam střevlíků v agroekosystémech....27
3.3.1 Predace semen střevlíky....27
3.3.2 Střevlíci jako významní masožravci (predátoři škůdců)....28
3.3.3 Měření predace pomocí umělých housenek....29
4 Metodika....31
4.1 *Brassica napus* sp. *napus* (řepka olejná)....31
4.2 Charakteristika studijní oblasti a výběr zájmových ploch....32
4.3 Design experimentu....33
4.3.1 Housenky – predační tlak škůdců....33
4.3.2 Kartičky se semínky – predace plevelů....35
4.4 Sběr dat a zpracovávání vzorků....37
4.4.1 Housenky – predační tlak škůdců....37
4.4.2 Kartičky se semínky – predace plevelů....37
4.5 Analýza dat....38
4.5.1 Housenky – predační tlak škůdců....38
4.5.2 Kartičky se semínky – predace plevelů....38
5 Výsledky....39
5.1 Housenky – predační tlak škůdců....39
5.2 Kartičky se semínky – predace plevelů....41

6 Diskuze.....43
7 Závěr.....46
8 Literatura a použité zdroje.....47
9 Přílohy.....55

1 Úvod

Současné intenzivní zemědělské hospodaření sice produkuje vysoké výnosy, ale zároveň má vliv na ztrátu biodiverzity, ekologické funkce krajiny a ekosystémové služby. Pochopení toho, jakým způsobem biodiverzita poskytuje ekosystémové služby a ovlivňuje tak fungování ekosystému, je zásadní pro navržení ekologicky účinných opatření. Jedním ze způsobů jak toho dosáhnout, by mohlo být podpoření funkční biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb, které nám může poskytovat.

V současné době je v ochraně před hmyzími škůdci a pleveli využito zejména pesticidů. Ty mají neblahé účinky nejen na biologickou rozmanitost a početnost druhů, ale i na ekosystém a jeho fungování. Proto je v zemědělství zapotřebí najít takové alternativy, které budou nejen účinné ale i šetrnější k životnímu prostředí. Takové alternativy mohou spočívat v poskytování ekosystémových služeb, tedy výhod, které ekosystémy poskytují lidem. Měly by vycházet z kompromisu mezi intenzivním pěstováním plodin, výnosem a biologickou ochranou. Právě biologická ochrana zahrnuje řadu užitečných organismů, které svou přítomností ovlivňují chod ekosystému. Jedním z principů vylepšení ekologického zemědělství, může být využití služeb poskytovaných prospěšnými členovci, např. střevlíky. Do této čeledi řadíme nejen masožravé druhy, které snižují početnost hmyzích škůdců, ale i druhy, které dokáží významně ovlivnit početnost semen. Právě jejich potrava významně ovlivňuje zdraví a výnos plodin. Proto je v poslední době tato čeleď zajímavá z hlediska realizace experimentů, ve kterých se zkoumá, do jaké míry by mohli tito brouci poskytovat účinnou alternativu v používání agrochemikálií.

Početnost užitečných členovců na orných polích je řízená mnoha faktory. Jedním z těchto důležitých faktorů je heterogenita krajiny, které se v současné době nevěnuje dostatečná pozornost. Bylo zjištěno, že právě mimoprodukční stanoviště uvnitř polí mají vliv na početnost členovců. Těmito stanovišti mohou být například dočasné polní kazy, tedy místa, na kterých se z různých důvodů polní plodina nevyvinula. Kazy mohou být zjara prakticky bez vegetace, ale v období léta jsou typicky osídleny pleveli. Členovci mimoprodukční stanoviště využívají k rozmnožování, přezimování, k úkrytu nebo zde mohou nalézt potravu. V porovnání s okolními obdělávanými oblastmi, jim tato stanoviště poskytují nové příležitosti. Čím více zdrojů plošky poskytují, tím významněji mohou podporovat populace členovců, které se v obdělávaných oblastech nevyskytují. Mimoprodukční stanoviště zvyšují biologickou rozmanitost, v jinak chudé zemědělské krajině, a proto by měla být chráněna.

2 Cíle práce

Cílem této práce bylo formou literární rešerše shrnout poznatky o polních kazech (místo v poli, kde není vyvinuta vegetace) v souvislosti s vybranými ekosystémovými službami (služby, které ekosystémy poskytují lidem), které střevlíci poskytují.

V rámci experimentální části práce bude pomocí přímých terénních měření objasněn vliv polních kazů (ploch, kde nevzešla plodina) na základní ekosystémové služby poskytované střevlíky. Konkrétně bude měřena míra postdisperzní predace s využitím kartiček se semeny vybraných plevelů (pampeliška a ptačinec) a míra predace většího herbivorního hmyzu pomocí uměle vytvořených housenek.

3 Literární rešerše

3.1 Agroekosystémy

3.1.1 Popis krajiny a její význam

Zemědělské ekosystémy pokrývají zhruba 40 % povrchu Země, což činí ze zemědělství jeden z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících život na planetě Zemi (Power, 2010). Řízené zemědělské ekosystémy zpravidla obsahují menší biologickou rozmanitost, než ekosystémy přírodní. Typický agroekosystém obsahuje pouze jeden až čtyři hlavní druhy plodin a šest až deset hlavních druhů škůdců (Karuppuchamy et Venugopal, 2016). Služby poskytované agroekosystémy jsou tedy závislé na postupech zemědělského hospodaření (Power, 2010). Hospodářské systémy se ale neustále mění a vyvíjejí, dle nejnovějších zkušeností a experimentů. Základem těchto ekosystémů je především orná půda, která je pravidelně obdělávána. Proto jsou agroekosystémy koncepčně podobné obhospodařovaným lesům, pastvinám nebo podobnému principu pěstování plodin na zahradách. Produktivita těchto ekosystémů, vždy závisí na několika vzájemně propojených faktorech (Andrén et Kätterer, 2008). Agroekosystémy jsou složené z fyzikálních, biologických, socioekonomických a kulturních subsystémů, které dohromady spojují zemědělské procesy, vedené člověkem. Jednotlivé subsystémy a vztahy mezi nimi, ovlivňují odolnost celého systému (Córdoba et al., 2020). Čím více je systém odolný, tím spíše je schopný odolávat negativním vnějším vlivům, aniž by se změnila jeho základní vlastnost (Valles-Planells et al., 2020). Dle způsobu jakým je území rozděleno a obsazeno, se určuje agrární struktura. Tu můžeme chápat jako územní uspořádání agroekosystémů. Agrární struktura zahrnuje velikost pozemků, jejich fragmentaci nebo hodnocení půdní struktury, při změně půdního využití v daném systému (Córdoba et al., 2020).

Zemědělské ekosystémy poskytují lidem potravu, bioenergii, léčiva a jsou důležité pro uspokojení mnoha dalších potřeb člověka. Tyto potřeby jsou často nedoceněné, a přesto jsou velmi důležité pro spokojenost obyvatel (Power, 2010). Celosvětová poptávka po potravinách neustále roste, stejně jako vědomí toho, že zvýšené poptávky je třeba dosáhnout, s co nejmenšími negativními dopady na životní prostředí nebo na ekosystémové služby (Pilgrim et al., 2010). S rostoucím počtem obyvatel se neustále zvyšuje tlak na přírodní zdroje, které jsou stále více stresovány. Očekává se, že v příštích deseti letech, dokonce vzroste poptávka po potravinách a dalších zemědělských produktech o 15 % (Rodriguez-Gasol et al., 2020). Vzrůstající tlak na zvýšenou produkci potravin, vedl v mnoha zemích ke zvětšování rozlohy orných polí a zintenzivnění hospodaření. Došlo k masivnímu využívání chemických pesticidů proti škůdcům a polním plevelům, ke zvýšenému využívání anorganických hnojiv nebo zvýšenému využití zavlažování. Důsledkem tohoto hospodaření je zhoršení vlastností půdy a kvality vody, zrychlená půdní eroze, kontaminace podzemních vod a pokles kvality potravin (Tandzi et Mutengwa, 2020).

Současné zemědělské postupy sice produkují vysoké výnosy, ale také mají významný vliv na ztrátu biologické rozmanitosti, ekologické funkce a ekosystémové služby v zemědělské krajině. Klíčovým důsledkem intenzifikace je zjednodušení krajiny, které snižuje biologickou rozmanitost. V posledních letech se provádí mnoho výzkumů, zaměřujících se na zmírnění negativních dopadů současné zemědělské krajiny s cílem podpořit biologickou rozmanitost (Landis, 2017). Na zmírnění negativních vlivů zemědělské intenzifikace a podpoření biologické rozmanitosti, má vliv například ochrana a obnova živých plotů a mimoprodukčních stanovišť. Zlepšují regulaci ekosystémových služeb a zvyšují heterogenitu prostředí. Živé ploty slouží jako ekologické biokoridory, které podporují větší množství populací užitečných organismů a usnadňují jim pohyb mezi jednotlivými fragmenty. V kontextu pole a mimoprodukčních stanovišť, poskytují živé ploty mnohem více ekosystémových služeb (Dainese et al., 2017).

3.1.2 Význam mimoprodukčních stanovišť

V minulých letech měla intenzifikace zemědělství za následek zjednodušení krajiny rozšířením zemědělské půdy nebo zvětšení rozlohy polí odstraněním mimoprodukčních stanovišť. S odstraněním mimoprodukčních stanovišť dále souvisí pokles biologické rozmanitosti uvnitř polí nebo koncentrace zbývajících druhů na okraji pole (Ouyang et al., 2020).

Vyšší stanovištní rozmanitost na zemědělských plochách, má vliv i na vyšší druhovou biodiverzitu uvnitř těchto ploch. Uvnitř malých plošek bývá druhová diverzita nižší. Velké plochy totiž umožňují existenci druhů, které se vyskytují jak na konkrétních stanovištích, tak druhům, které vyžadují hned několik konkrétních stanovišť (Connor et McCoy, 2017). Na zvýšení druhové rozmanitosti má významný vliv i ochrana stávajících mimoprodukčních stanovišť, popřípadě jejich tvorba a následná ochrana (Duelli et Obrist, 2003). I ty nejmenší ostrovy o rozloze několika málo desítek metrů čtverečných se od orné půdy liší jak v početnosti jedinců, tak v druhovém složení pozemních členovců. Takto ovlivněná distribuce členovců v porovnání mimoprodukčních stanovišť s polem s pěstovanými plodinami, může představovat důležité krajinné struktury v zemědělské krajině. Největší početnost jedinců z čeledi střevlíkovitých byla v porovnání s mimoprodukčními stanovišti zaznamenána uvnitř pole, a to v období časného jara. Početnost v plném létě byla na obou stanovištích srovnatelná. Tyto výkyvy mezi sezónami mohou být dány především růstem plodin a jejich následnou sklizní. Mění se zde mikroklima nebo potravní nabídka a mnoho druhů je na tyto změny velice citlivá. Částečnou odpovědí odlišné časové variability, by mohl být i druhově specifický ontogenetický vývoj členovců. Některé druhy totiž přezimují v podobě dospělců a jsou aktivní už od časného jara. Jiné druhy přezimují pouze v podobě larev a dospělými se stávají až během léta. Pro toto tvrzení by ale bylo zapotřebí hlubší analýzy, kde by byl srovnán jejich ontogenetický vývoj, preference jejich stanovišť a časové změny s ohledem na využívání krajiny. Důležité je si uvědomit, že početnost jedinců je ovlivněna nejen aktivitou dle probíhajícího sezónního období, ale souvisí také se specializací druhů na stanovišti, které preferují. Aktivita členovců totiž úzce souvisí s okolní teplotou. Na otevřených stanovištích s řídkou vegetací je početnost členovců z čeledi střevlíkovitých obecně vyšší, a to zejména během slunečných dní (Knapp et Řezáč, 2015).

Dále bylo zjištěno, že tato na první pohled nehostinná stanoviště, mohou využívat jedinečné druhy, které se v obdělávaných oblastech nevyskytují. Tato mimoprodukční stanoviště jsou často pro mnoho druhů nezbytným předpokladem k dokončení jejich vývoje a zvyšují tak biologickou diverzitu v lokálním měřítku. Proto jsou tyto ostrovní stanoviště, ať už přirozená nebo polopřirozená, důležitá pro existenci a zachování zdrojových populací. Tato stanoviště by měla být chráněna, za účelem zvýšení biologické rozmanitosti, v jinak druhově chudé zemědělské krajině (Duelli et Obrist, 2003). V porovnání s okolními obdělávanými oblastmi, jim tato mimoprodukční stanoviště dávají nové příležitosti. Tyto plošky jim slouží nejen jako místo k přezimování nebo rozmnožování, ale dávají druhům možnost přístřeší nebo zajištění mírného mikroklima. Dále jim mohou poskytovat potravní zdroje pocházející z rostlin, jako jsou nektar, pyl nebo jejich semena. Pokud mimoprodukční stanoviště poskytují dostatek takových zdrojů, mohou významně podporovat populace, které snižují dynamiku populací škůdců. Je to dáno především blízkostí polních plodin se škůdci s mimoprodukčními místy, kde může docházet k hibernaci jejich predátorů a následné efektivní kolonizaci a potlačení škůdců v ranném období. To platí především pro polyfágní predátory, kterými jsou například druhy z čeledi střevlíkovitých. V dnešní době intenzivního hospodaření v zemědělských systémech, může rozmanitost stanovišť a s nimi spojená přirozená kontrola škůdců, hrát významnou roli při každoročním pěstování plodin na orné půdě (Geiger et al., 2009). Ostrovy mimoprodukčních stanovišť sice obecně zvyšují heterogenitu krajiny, což se ale nemusí líbit zemědělcům. Ostrovy zabírají využitelnou půdu v kultivovaných částech pole, která by jinak mohla být využita pro produkční účely. Proto je v tomto případě pro zemědělce mnohem přijatelnější mít uvnitř polí menší nevyužitelné plochy, než ty velké (Knapp et Řezáč, 2015).

Dočasné mimoprodukční ostrovní stanoviště uvnitř pole vznikají všude tam, kde se po vysetí semen, rostliny špatně vyvíjí. Je to dáno především kvůli poruchám strojů při výsevu semen, v místech otáčení rotačních strojů na jednom místě nebo kvůli extrémním podmínkám prostředí. Těmi mohou být rozdílná vlhkost půdy nebo chybějící živiny. Můžeme je tak proto nazvat defekty pole nebo polními kazy.

3.1.3 Vliv pesticidů na živočichy a jejich predaci

Přestože si agroekosystémy zachovávají mnoho charakteristik přírodního ekosystému, z toxikologického hlediska se vyznačují častým výskytem agrochemikálií. Mezi ně patří nejen pesticidy, ale i hnojiva nebo regulátory růstu. Rozsah a povaha kontaminace se může v tomto prostředí lišit v závislosti na povaze kontaminantu a druhu rostliny. V monokulturách je často rozmanitost chemikálií menší, naopak jejich koncentrace bývá vyšší. V agroekosystémech podporujících více druhů plodin, tomu mnohdy bývá naopak. Proto nejen tento příklad ukazuje to, že pochopení složitých toxikologických vztahů a jejich role v systému, je základním předpokladem pro zdraví lidí i pro životní prostředí (Hodson, 2012).

V Evropě poslední dobou obecně spotřeba pesticidů klesá. Například v ČR je spotřeba pesticidů o polovinu nižší než v západní Evropě. Z ekologického hlediska, to naznačuje přístup pro kompromis mezi intenzivním pěstováním plodin, výnosem a biologickou ochranou. V současné době se v praxi povinně využívá

systém integrované ochrany rostlin v polní výrobě. Všechny používané pesticidy podléhají propracované legislativě. A to jak české, tak evropské. Všechny registrované přípravky jsou zkoumány z hlediska vlivu na lidské zdraví a na zdraví užitečného hmyzu (AK ČR, 2018). Problémem ale nadále zůstává omezená znalost interakcí mezi plodinami, škůdci a chemickými látkami. To má za následek vznik rezistence a nežádoucí vliv toxinů na životní prostředí. Formování účinných strategií, které zahrnují jak chemické, tak nechemické ošetření proti škůdcům žijícím v půdě, je velice problematické. Je to dáno nejen složitostí systému, ale také variabilitou prostředí, která se liší mezi jednotlivými lokalitami a mezi ročními obdobími. Navzdory moderním pokrokům existují stále větší problémy s insekticidy, které by trvale účinkovaly proti škůdcům. Často jsou použité insekticidy nesprávně zkombinované, a proto je jejich účinnost proti škůdcům nízká. Dále dochází k rezistenci škůdců na současné insekticidy, neustále se měnící distribuci škůdců, regulačnímu tlaku na opakující se látky a neúčinností při vývoji nových produktů. Důležitý je proto vývoj, údržba a používání pesticidů s různými způsoby působení a přijetí biologické ochrany za účelem minimalizace chemických zásahů (Agatz et al., 2020).

Globální produkce plodin závisí na produktivitě systému a s tím související ochranou plodin před poškozením škůdci. Moderní ochrana plodin před hmyzími škůdci je poskytována například kombinací šlechtění a odrůdového výběru. Dále může být k ochraně proti škůdcům využito střídání plodin mezi jednotlivými roky, způsob hospodaření na zemědělské půdě nebo využití biologické a mikrobiální kontroly, popřípadě aplikace chemických insekticidů přímo na plodiny (Agatz et al., 2020). Přirození nepřátelé, kteří zajišťují funkci biologické ochrany před škůdci, jsou však vystaveni nesčetnému množství různých pesticidů v letálních i subletálních dávkách, které mohou snížit účinnost provádění jejich biologické kontroly nad škůdci a pleveli (Greenop et al., 2020). Opakované vstupy insekticidů vedou k dominanci hned několika dominantních druhů členovců, kteří dlouhodobě mění přirozené nepřátelské populace (Lee et al., 2001). Předpokládá se ale, že intenzivní narušení, jako je přísun chemikálií nebo sklizeň, patří mezi faktory, které vedou ke ztrátě druhů v důležitých skupinách, jako jsou členovci, kteří poté nedokáží poskytovat potřebnou biokontrolní funkci v agroekosystémech (Sattler et al, 2020).

Existují přesvědčivé důkazy o tom, že přirozenou predaci lze optimalizovat v kombinaci s konvenčními agrochemickými regulačními metodami. Například byla provedena studie ke kontrole *Bemisia tabaci* (Gennadius, 1889) (molice bavlníková). V této studii byl opakovaně využit širokospektrální insekticid na produkci bavlny, který se srovnával pouze s jednou aplikací regulátoru pro růstu hmyzu. Insekticidy, které mají za následek regulaci růstu hmyzu, ovlivňují pomocí specifických biochemických cest nebo procesů růst a vývoj hmyzu (Greenop et al., 2020). Některý hmyz, v důsledku vystavení těmto sloučeninám, může zemřít v důsledku abnormální regulace vývoje buněk nebo orgánů. Jiný hmyz může dlouhodobému vystavení odolávat do doby, než se k němu připojí i další faktory jako jsou podmínky prostředí nebo snížení funkce odolnosti přirozeným nepřátelům (Tunaz, 2004). Regulátory růstu, díky svému účinku působení mají daleko menší dopad na přirozené populace predátorů. Díky jednorázovému využití regulátoru růstu v menší dávce, bylo dosaženo stejného výsledku jako u širokospektrálních

insekticidů. Nejen že tento přístup maximalizoval přirozenou kontrolu proti škůdcům, ale ušetřil pěstitelům během 14 let částku až do výše 200 milionů USD (Naranjo et. Ellsworth, 2009). Pro zajištění stabilního poskytování ekosystémových služeb je důležitá i odolnost ekosystému. Tu můžeme rozdělit na dvě složky. První je rezistence, která v přirozené ochraně před škůdci popisuje, jaká míra predace se odchyluje od základní úrovně po expozici pesticidu. Druhou složkou je rezilience, kterou lze chápat jako čas navrácení se do základní úrovně po expozici pesticidu. Souhra těchto dvou složek určuje integrované strategie, jak dosáhnout nejúčinnější ochrany proti škůdcům. Přirozená ochrana před škůdci je podpořena strukturou společenstva a funkční rozmanitostí prostředí. Biodiverzita totiž zvyšuje odolnost a má značný význam na obnovu ekosystému (Greenop et al., 2020). Klíčovou otázkou, na kterou stále není jednoznačná odpověď, zůstává jak porovnat odpovědi predátorů v laboratorních podmínkách ve srovnání s podmínkami reálnými. Další otázkou je, zda by rozmanitost populací, uvnitř agroekosystémů, mohla významně snížit negativní účinky insekticidů na ekosystémové služby (Firbank et al., 2003).

Kvůli snížené biodiverzitě, nešetrným zemědělským postupům a náhlým výkyvům počasí, mohou být agroekosystémy, více náchylnější k poškození škůdci (Karuppuchamy et Venugopal, 2016). Cílem správy stanovišť je tedy zajištění vhodné ekologické infrastruktury v zemědělství, která zajistí zdroje jako je potrava nebo úkryt pro přirozené nepřátele, a posílí tak biologickou kontrolu nad škůdci (Landis et al., 2000). S tímto tvrzením souhlasí i Rusch et al. (2010), který poukazuje na současné intenzivní zemědělské využívání půdy, které vede ke snížení udržitelnosti agroekosystémů. Nešetrné hospodaření totiž vede k postupnému snižování kvality životního prostředí, a proto klade větší důraz na zavedení ekosystémových služeb, v podobě biologické kontroly hmyzích škůdců. Na tuto myšlenku navazuje i Petit (2017), který dokázal, že by biologická ochrana proti škůdcům, mohla do značné míry doplnit či nahradit využívání pesticidů.

3.1.4 Biologická ochrana před škůdci

Biologická ochrana před škůdci je jedním z principů ekologizace zemědělství. Tento princip zajišťuje přirozené ekosystémové služby vedoucí k vyrovnávání antropogenních vstupů (Greenop et al., 2020). Biologickou ochranou rozumíme využití organismů, které jsou schopny omezit výskyt konkrétních škodlivých živočichů, patogenů nebo rostlin. Biologická ochrana je založena na přirozeném antagonismu organismů. Lze při ní využít širokého spektra organismů od virů, až po obratlovce. Biologická ochrana musí být včasná a musí vycházet z pečlivé signalizace výskytu nebo zkušeností v předcházejícím období. Při masivním přemnožení škůdců je vždy potřeba využít chemické pesticidy k jejich rychlému potlačení. Po určité době kdy jejich početnost klesne, lze zahájit ochranu biologickou. Mezi nejvýznamnější přirozené nepřátele škůdců v porostech řepky, patří larvální parazitoidi z řádu *Hymenoptera* (Linnaeus, 1758) (blanokřídlí). Dalšími významnými skupinami, které regulují počet škůdců, jsou tzv. užiteční členovci: draví a parazitičtí dvoukřídlí, pavouci, slunéčka, střevlíci a drabčíci (Kazda et al., 2008).

To, že je pro management hmyzích škůdců zásadní znalost zemědělské praxe a ekologie, vyzdvihuje ve svém článku i Ouyang et al. (2012). Nešetrné zemědělské

postupy vedou k nižší početnosti populací užitečných členovců, naopak zvýšení fragmentace uvnitř pole (zmenšení polí), může jejich početnost zvýšit. Fragmentaci agroekosystému lze zvýšit udržováním nerušených a vegetací nepokrytých útočišť. Těmi jsou blízké louky, živé ploty, okraje polí nebo travnaté pásy uvnitř polí. Byla například provedena studie uvnitř fragmentovaného pole, kde se zkoumala početnost členovců v závislosti na ošetřování plodin různými insekticidy. V této studii se jako indikačních druhů využilo členovců z čeledi střevlíkovitých, protože jsou polyfágními predátory a mohou tak působit jako biologičtí agenti hmyzích škůdců, tak i plevelů. Tito brouci tedy dokazují, jaký vliv mohou mít insekticidy na biologickou ochranu proti škůdcům a plevelům. Provedená studie ukázala, že před výsadbou semen a aplikací insekticidu na plodiny, byla početnost členovců v okolí plodin podobná. Po aplikaci insekticidu na plodiny, jejich početnost výrazně klesla a to jak uvnitř porostu plodin, tak v jejich okolí. Během léta, kdy se objevila nová generace členovců a toxicita poklesla, se jejich početnost uvnitř porostu výrazně zvýšila, pokud na porost navazovala i jejich útočiště. Tato studie tedy ukazuje, že pokud na porost plodin navazuje útočiště členovců, mohou do jisté míry tato stanoviště tlumit negativní dopady, vzniklé po aplikaci insekticidu. Rozrůzněnost stanoviště a výskyt přilehlých plošek zajišťujících možnost úkrytu, mohou dohromady vytvářet komplex k vytvoření významné strategie vedoucí k udržení početnosti členovců, v již narušené zemědělské krajině (Lee et al., 2001). Skladba a uspořádání krajiny, hrají důležitou roli při určování struktury ekologických společenstev, ve fungování ekosystémů nebo ekosystémových služeb (Batary et al., 2011). Další velice efektivní ekologickou funkcí v ekosystému je rotace plodin a období meziplodin pomáhá zvyšovat početnost dominantních přirozených nepřátel (Ouyang et al., 2020).

Početnost střevlíků a dalších užitečných členovců na polích je řízena hned několika faktory, které působí v různých prostorových měřítcích. Lokálně může mít na početnost členovců vliv mikroklima, vegetační pokryv, odlišné charakteristiky půdy nebo vliv intenzivního zemědělského hospodaření. Většina těchto druhů používá plodiny jen jako přechodová stanoviště a jejich hojnost na orných polích se tak řídí složením stanovišť nebo rozložením krajiny, která pole ohraničuje. Dále bylo zjištěno, že mimoprodukční stanoviště ohraničující orná pole jim slouží k přezimování, a také k rekolonizaci v období vegetačního klidu plodin. Právě přilehlé okraje luk, květnaté pásy nebo přilehlé břehové porosty, mohou početnost členovců v plodině zvýšit. V širším prostorovém měřítku mohou jejich početnost zvýšit i mimoprodukční stanoviště, která jim poskytují úkryt nebo jim slouží jako koridory pro migraci mezi stanovišti v zemědělské krajině (Labruyere et al., 2016).

Také byla provedena studie na základě jejich aktivity a početnosti. Experiment probíhal na hranici mezi ornou půdou a lesem, ve čtyřech různých ročních obdobích. A to v období časného jara, pozdního jara, plného léta a na podzim. Bylo zjištěno, že prostorové rozmístění a druhová bohatost se mezi jednotlivými sezónami lišily. Celková početnost byla nejvyšší po celou dobu na orných polích, mimo období časného jara, kdy byla četnost nejvyšší na hranicích. To bylo způsobeno hlavně prostorovým rozmístěním druhů otevřených stanovišť, které se v zimě a na začátku jara stáhly k okraji pole. Druhy otevřených stanovišť poté v letním období migrovaly do lesů a v ostatních obdobích se vyskytovali převážně

mimo les. Početnost lesních druhů byla nejvyšší uvnitř lesa po celou dobu, s výjimkou časného jara, kdy byla nejvyšší početnost zaznamenána na hranici pole a lesa (Knapp et al, 2019).

3.2 Ekosystémové služby a škody

3.2.1 Definice ekosystémových služeb a jejich využití

Zemědělské ekosystémy jsou jak poskytovateli, tak spotřebiteli ekosystémových služeb (Power, 2010). Ekosystémové služby jsou ekologické vlastnosti, funkce nebo procesy, které přímo či nepřímo slouží k udržitelnému blahu člověka (Costanza, 2020). Tyto služby jsou důležité, nejen z antropogenního hlediska, ale jsou také nezbytné pro udržení zdravého a fungujícího ekosystému (Howe et al., 2009).

Mezi ekosystémové služby řadíme například opylení, biologickou ochranu před škůdci, koloběh živin, udržování struktury a úrodnosti půdy nebo hydrologické služby. Autoři rozdělují ekosystémové služby do několika kategorií, a to: poskytující (zajišťovací), regulační, podpůrné a kulturní (Whittingham, 2011). Zemědělství poskytuje formou zajišťovacích služeb lidem potravu, bioenergii a léčiva. Mezi regulační služby řadíme procesy, které zajišťují dlouhodobé fungování, udržováním stabilního ekosystému. Například kvalitu či retenci vody v krajině a mohou zahrnovat i protipovodňovou kontrolu. Dále slouží jako zásobárna uhlíku nebo slouží k regulaci klimatu. Regulační služby také mohou agroekosystému poskytovat opylovači nebo přirození nepřátelé svou predací. Podpůrné služby jsou základní funkce ekosystému, které umožňují fungování dalších služeb. Mezi tyto funkce řadíme primární produkci (fotosyntézu rostlin), genetickou biologickou rozmanitost pro šlechtění plodin, tvorbu a strukturu půdy, udržení úrodnosti půdy, koloběhu živin nebo zásobování vodou. Kulturní služby představují nehmotné výhody, které mohou zahrnovat estetickou krásu krajiny, rekreační využití nebo slouží jako nástroj pro lidský rozvoj a vzdělávání (Power, 2010). V některých případech mohou být ekosystémové služby na sobě nezávislé. Tento případ nastává, pokud zvýšení jedné služby nezpůsobí zvýšení či snížení služby druhé. Dalším případem mohou být kompromisy, kdy se poskytováním jedné služby, sníží poskytování služby druhé. Posledním případem může být synergie mezi dvěma ekosystémovými službami, kdy se zvýšením jedné služby, zvýší i služba druhá. Tento případ nastane, pokud je celkový účinek těchto dvou služeb vyšší, než součet jejich samostatných účinků (Ndog et al., 2020)

Poslední provedené studie naznačují, že v současné době ekosystémové služby nejsou v dobré kondici (Howe et al., 2009). S rostoucí velikostí lidské populace, vzrůstá i poptávka po různých zdrojích, potřebných k jejich uspokojení. Tento dramatický nárůst poptávky, má dopad na rozsáhlé ekologické procesy, které tvoří základ ekosystémových služeb, na nichž závisí udržitelné zemědělství. Zemědělství čelí v současné době vážnému problému, díky své závislosti na masivních neobnovitelných externích vstupech. Proto je pro udržitelné zemědělství potřebná zvýšená závislost na ekosystémových službách (Ferrante et al., 2017). Intenzivní zemědělská produkce má v současné době sklon upřednostňovat produkci potravin, na úkor ekosystémových služeb (Dainese et al., 2017).

Klíčovým postupem, jak dosáhnout ekologizace, v mnoha tradičních zemědělských ekosystémech je zvýšení heterogenity stanovišť, a tedy i biodiverzity v krajinném měřítku (Urrutia et al., 2020). Čím vyšší biodiverzitu v ekosystému máme, tím více ekosystémových služeb bude systém poskytovat (Birkhofer et al., 2018). S tímto tvrzením souhlasí i Cardinale et al. (2012) ale dodává, že na funkci ekosystému má vliv nejen ztráta biodiverzity, ale i ztráta konkrétních druhů. Další experiment, který Winfree et al. (2015) provedl v reálných podmínkách, také potvrzuje, že nejen ztráta druhové biodiverzity ale i ztráta jedinců má významný vliv na fungování ekosystému. Mezi hlavní příčiny ztráty biodiverzity v krajině, je přeměna přírodních stanovišť na kulturní zemědělské fragmenty. Vzniká tak tedy matice složená z obdělávaných oblastí, do nichž jsou vloženy fragmenty přírodních stanovišť, které se liší počtem, velikostí a vzájemnou vzdáleností mezi nimi. Fragmenty přírodních stanovišť jsou považovány za útočiště pro původní biologickou rozmanitost a slouží jako útočiště pro přirozené nepřátele nebo opylovače. Dříve byla tato matice považována za nevhodnou pro udržení stávajících populací. V současné době se ale ukázalo, že jak matice, tak okraje mají vliv na populace uvnitř fragmentů. Některé druhy se často pohybují mezi jednotlivými krajinnými prvky a některé druhy, jsou zase úzce spjaty se samotnými okraji (Ferrante et al., 2017).

Abychom snížili dopad zemědělství na životní prostředí, a zvýšili tak biologickou rozmanitost zvýšením ekosystémových služeb, museli bychom změnit současné zemědělské postupy na orné půdě (Westerink et al., 2020). Mezinárodní iniciativy, řešící úpadek v přírodním kapitálu a ekosystémových službách, jsou: Úmluva o biologické rozmanitosti (CBD), Rámcová úmluva o změně klimatu a dezertifikaci od Organizace spojených národů (OSN). Všechny tyto iniciativy se zaměřují na posílení závazků, vůči zastavení degradace přírodního kapitálu a klade důraz na navržení a testování nových udržitelných strategií (Banerjee et al., 2020). Faktory ovlivňující volbu zemědělců využívat šetrných postupů, kategorizujeme jako: motivaci, schopnost zemědělce využití těchto postupů, poptávku a legitimaci. Motivace je míra, do jaké jsou zemědělci ochotni se podílet na agroekologických postupech. Poukazuje na vztah zemědělce k přírodě a tvoří tak obraz o něm samém. Schopnost využívat těchto postupů se odvíjí od míry, podle které jsou schopni dodržovat těchto zásad. Poptávka se určuje dle míry, podle které jsou žádáni či nuceni agroekologické zásady dodržovat a legitimaci určuje rozsah, v jakém mohou zemědělci hospodařit, dle agroekologických zásad. Mezi těmito kategoriemi, existuje řada interakcí. Nicméně, účinnost těchto faktorů bude nejvyšší, pokud se budeme zabývat všemi faktory zvlášť (Westerink et al., 2020). Postupy řízení ovlivňují potenciál těchto služeb, včetně ztráty přirozených stanovišť, odtoku živin, sedimentaci vodních cest nebo otravy vzniklé v důsledku využívání pesticidů. Pokud chceme odhadnout hodnotu ekosystémových služeb, řídíme se vždy: vyměřením poskytovaných služeb, stanovením finanční hodnoty ekosystémových služeb a návrhem nástrojů politiky pro správu ekosystémových služeb (Power, 2010).

3.2.2 Definice predace

Jednotlivé organismy ve společenstvu interagují mnoha různými způsoby. Interakce může být pro jednotlivce buď přínosem, nebo může interakce prospět pouze jednomu organismu, na úkor druhého. Taková interakce se nazývá antagonistická

(Stevens, 2010). Antagonistické interakce hrají důležitou roli v evolučně rozdílných vlastnostech, které zprostředkovávají interakce druhů. Rostliny se brání proti predačnímu tlaku, pomocí mechanických a chemických mechanismů. Chrání se tak před negativními účinky býložravců, včetně predace jejich semen (Carvajal-Endara et al., 2019). Tyto mechanismy si rostliny vyvinuly, aby odolaly před napadením predátory nebo patogeny a aby jejich živiny z napadených orgánů (listy, semena), byly obtížněji přístupné nebo toxičtější (Wang et al., 2017).

Na základě funkční klasifikace potravních strategií, se predace dělí na pravé predátory, spásače, parazity a parazitoidy (Begon et al., 2006). Predace je dvourozměrný biotický vztah, kde je jeden organismus potravou pro druhý organismus, a tím je vyřazen z populace (Jarošík, 2005). Predace tak tedy dodává energii k regeneraci a prodloužení života predátora. Predace ovlivňuje organismy na dvou ekologických úrovních. Na úrovni populace snižují predátoři počet jedinců (kořisti). Naopak na úrovni jedinců predátoři náhle snižují kondici kořisti. V dlouhodobém hledisku snižují jeho dlouhodobý reprodukční úspěch, popřípadě už se reprodukce nebude účastnit vůbec. Predace ovlivňuje kondici nejen kořisti, ale i predátora. Aby jednotlivci přežili a mohli se rozmnožovat, musí se krmit a zároveň dávat pozor na predátory. Genetické rysy zlepšující schopnost krmit se a přežít, jsou v dalších generacích předány jejich potomkům. Vlastností být úspěšnějším predátorem nebo se před predátory účinně chránit, jsou pozitivně vybírány přírodním výběrem (Stevens, 2010).

Praví predátoři v průběhu svého života, opakovaně napadají, zabíjejí a konzumují svou kořist. Svou kořist zabíjejí, téměř ihned poté, kdy na ní zaútočí. Spásači se od pravých predátorů liší tím, že také dlouhodobě a opakovaně napadají svou kořist, ale většinou odstraňují jen jeho část. Toto napadení nezpůsobí smrt, ani ve chvíli napadení ale ani v budoucnu (Begon et al., 2006). Za pravého predátora ale můžeme označit i jedince, který může konzumovat buď celé rostliny, nebo jen jejich části, jako jsou semena a plody. K této predaci dochází opakovaně a konzumací semen, dochází vždy ke smrti rostliny. Tím jsou zajištěny obě podmínky predace (Honěk et al., 2003).

Na predační tlak má vliv nejen distribuce členovců, ale i fragmentace krajiny. Míra predace v přirozených stanovištích dosahuje vyšších hodnot než u stanovišť kultivovaných. Dále bývá predační tlak na okraji fragmentu vyšší, než v jeho středu, protože přirození predátoři, mohou využívat zdroje z obou sousedních stanovišť a dosahují tam tak vyšší aktivity a početnosti. Nikdy ale nebývá vyšší na okrajích než v rámci přirozených stanovišť, pokrytých vegetací. Predační tlak bývá vyšší i u fragmentů, které jsou větších rozměrů, nebo jsou blíže ke zdrojovému stanovišti. Naopak predační tlak bezobratlých klesá s rostoucí vzdáleností od okraje fragmentu v důsledku snížení početnosti a aktivity přirozených predátorů. Také bylo dokázáno, že predační tlak bezobratlých pozitivně koreluje s půdním pokryvem, protože pozemně aktivní členovci půdní pokryv upřednostňují více než holou zem (Ferrante et al., 2017).

Zaznamenání predace, bývá často obtížné. Buď po sobě predátor nezanechává žádné stopy, nebo po konzumaci lze najít jen fragmenty spotřebované kořisti. Tato událost ve většině případů probíhá rychle. Predátoři se také často se svou kořistí ukrývají nebo jí konzumují v noci. Predaci lze proto studovat

videozáznamem nebo pomocí nepřímých metod jako je využití umělé kořisti, barviv nebo markerů (Howe et al., 2009).

3.2.3 Predace semen

Predace semen je klíčovým demografickým procesem, určujícím dynamiku populace a strukturu rostlinného společenstva. Míra predace semen pro daný druh rostliny se často liší mezi jednotlivými populacemi, v závislosti na vlastnostech rostliny (velikost semen, tvrdost osemení) a vnějších faktorech (hojnost predátorů, teplota prostředí). Proto se tedy míra predace značně liší i mezi společenstvy (Garrote et al., 2019). Intenzita predace semen, se velmi často liší nejen v prostoru ale i v čase expozice (Christianini et Oliveira, 2010). Predátoři, kteří konzumují semena jako primární zdroj potravy, mohou vést k potlačení jednoročních plevelů na polích zemědělských plodin. Míra predace se liší mezi jednotlivými roky, v průběhu let ale i mezi jednotlivými poli (Vahid, 2019). Predátoři semen často preferují, pouze stejné sady vlastností rostlin: zrání – fenologie, velikost plodiny nebo velikost semene (Luna et al., 2016). Predace semen může také plnit dvě protichůdné funkce v rámci plodin. Na jedné straně to sice může vést ke snížení množství plevelů rostoucích v polních plodinách, ale na druhé straně to může vést ke snížení početnosti plodin samotných (Presotto et al., 2016).

Semena rostlin jsou vystavena silnému predačnímu tlaku. Míra poškození rostliny a její schopnost odolávat, závisí na tlaku predátora. Tolerance rostlin k poškození závisí na složení populace a funkčních vlastnostech predátorů (Bogdziewicz et al., 2019). Semena jsou neustále pod selekcí a vykazují jak fyzickou (tvrdost a tloušťka pláště), tak chemickou obranyschopnost. Hmotnost semen se mezi jednotlivými druhy, může lišit až o několik řádů, což může ovlivnit jejich schopnost alokovat zdroje na budování semene a jejich obranu. Menší semena zpravidla obsahují méně zdrojů a jsou více omezena na možnosti zdrojů. Malá semena musí často své zdroje investovat buď do fyzické, nebo do chemické obranyschopnosti. U větších semen tomu bývá naopak a ještě navíc často obsahují živiny navíc, které při vyklíčení ani nespotřebují. Živiny, které obsahují navíc, jim ale umožňují i při velkých ztrátách biomasy vyklíčit nebo přežít. Nadbytečný zdroj živin, jim dokonce umožňuje, že nemusí volit mezi fyzickou a chemickou obranyschopností, ale může tyto zdroje investovat do obou obran (Wang et al., 2017).

Dle stádia ve kterém se semena nacházejí, se predace rozděluje do dvou skupin. Do první skupiny patří konzumace semen přímo na mateřské rostlině. Tato predace se nazývá predisperzní. Semena jsou napadena především v době zrání. V době, kdy vzniká jejich nadbytek, bývá zkonzumován jen jejich určitý podíl. Naopak pokud je semen málo, mohou být sežrána skoro všechna. Do druhé skupiny řadíme predaci, která nastává až po opadnutí semen z mateřské rostliny. Takovou predací nazýváme postdisperzní. Ke konzumaci dochází, buď přímo z povrchu půdy po opadnutí semen z mateřské rostliny, nebo pokud se semena dostanou až do půdy, tak ze semenné banky. Největší podíl semen bývá zkonzumován bezprostředně po opadu na povrch půdy (Saska et al., 2014). Proto největší část semen podléhá predaci. Některá část vyprodukovaných semen je ale redukována v důsledku působení abiotických faktorů nebo semena podléhají přirozenému stárnutí (Koprdová, 2011). Například mnoho druhů z čeledi střevlíkovitých,

konzumuje semena, která se ze semenné banky dostanou po zpracování půdy zpět na povrch. V některých případech jsou jim tato semena více atraktivní, než čerstvá (Saska et al., 2014).

Právě postdisperzní predace, je velmi silná interakce predátora, která významně ovlivňuje populaci rostlin, distribuci a strukturu společenstva. Tato predace semen je úzce spojena s velikostí vypadnutých semen a určuje tak životní historii rostliny (Dylewski et al., 2020). Čas, ve kterém jsou během dne semena predována, může také ovlivnit postdisperzní predaci semen. Je to dáno především rozdílnými aktivitami predátorů. Tyto rozdíly snižují konkurenci mezi predátory semen nebo dávají možnost využití příhodných abiotických podmínek (Wehner et al., 2020).

Semenožraví brouci patří mezi běžné a hojné členovce na orných polích a zároveň tak přispívají, svou konzumací semen plevelů, k jejich kontrole (Charalabidis et al., 2019). Plevele jsou často považovány jen jako překážky při zemědělské produkci, kvůli jejich dopadům na výnosy plodin a zásahům do zemědělských postupů. Přesto několik druhů plevelů, může také poskytovat důležité ekosystémové služby, včetně zvyšování půdní organické hmoty, usnadňování koloběhu živin nebo poskytují potravu pro opylovače a přirozené nepřátele. Dále slouží jako zásobní plochy pro mykorhizní houby nebo symbiotické bakterie (Adhikari et Menalled, 2018).

Mezi predátory semen patří zástupci bezobratlých, obratlovců, ptáků a ze savců jsou to zejména hlodavci. Predace semen členovci, hraje velmi významnou roli při regulaci populační dynamiky plevelů. Bylo zjištěno, že druhově bohatá stanoviště obsazena menšími predátory, celkově zvyšují intenzitu a stabilitu predace semen. Půdní bezobratlí, včetně predátorů semen, mohou trpět přímou úmrtností způsobenou při mechanickém působení strojů na ornou půdu nebo při nepřímých účincích způsobených úpravou stanovišť, snadnému vystavení predátorům nebo snížením dostupné kořisti (Lami et al., 2020).

Dle studie, kterou provedl Hargreaves et al. (2019) bylo zjištěno, že se predace semen zvyšuje z Arktidy směrem k rovníku, a zároveň dochází ke zvýšení predace z vysokých nadmořských výšek směrem k nízkým. Zeměpisné šířky a výškové změny se značně odrážejí na změnách v biotických společenstvech. S tím souvisí i vzrůstající biodiverzita a produktivita, směrem k nízkým zeměpisným šířkám a nadmořským výškám. Tam často dochází vyšší druhové rozmanitosti, kterou má za následek i vyšší teplota. S tím souvisí i vyšší produktivita vegetace a specializovaný prostor, vedoucí maximalizování využitelnosti zdrojů s minimalizací konkurence. Nízká teplota se často pro druhy stává limitujícím faktorem, i z důvodu metabolických omezení.

3.2.4 Semenná banka

Regenerace rostlin je důležitým ekologickým procesem, který zahrnuje vznik semen, produkci semen, semenný déšť a akumulaci semen v půdě (tzv. semenná banka). Dešťové srážky mají velký dopad na degradaci půdy, což vede ke změně modelu regenerace vegetace. Složkami, které tvoří semenný déšť, jsou druhové složení a počet semen. Tyto složky určují počet semen, které se dostanou do půdy. Semenný déšť umožňuje invazi a šíření plevelů na degradovaných stanovištích,

čímž se mění i struktura půdní banky (Shang et al., 2013). Proto semenná banka a semenný déšť tvoří základní zdroj pro šíření semen, rostlinnou regeneraci a slouží jako základ ekologické sukcese. Jsou také ovlivněny hned několika faktory prostředí, včetně sklonu půdy nebo dešťovými záplavami (Chen et al., 2019). Semenné banky slouží k zachování genotypů a jsou důležité pro zachování biodiverzity a genetické variability. Mohou například působit proti účinku genetického driftu nebo selekci (Blath et al., 2020).

Rozmnožování semen, jejich přežití a klíčení jsou základním předpokladem pro reprodukci rostlin. Šíření semen závisí nejen na velikosti semen, ale i na režimu jejich šíření a roční produkci semen. Disperzí semen se dále snižuje konkurence s mateřskou rostlinou a také umožňuje využití nových vhodných stanovišť, což je důležitý proces v reprodukčním cyklu. Obecně je ale přežití semen ovlivněno ještě jejich odstraněním po šíření (Wehner et al., 2020). U mnoha druhů volně žijících rostlin, vyžadují jejich semena určitý stupeň vegetačního klidu. Ten se vyskytuje u více než 50% druhů a reguluje klíčení různými fyzikálními nebo fyziologickými procesy. Klid může usnadnit přežití semen při nepříznivých podmínkách, které by nedokázaly zajistit klíčivost semen. Čerstvá nashromážděná životaschopná semena jsou považována za spící, po uplynulé době 4 až 6 týdnů ideálních podmínek (dostatečná vlhkost, vhodná teplota) pro proces klíčení (Kildisheva et al., 2020).

Například puknutí šešulí u řepky olejné je při zrání běžný jev, který způsobuje průměrnou ztrátu během sklizně o 8 000 semen na metr čtverečný. V průměru to představuje 9 až 56 násobek počtu zasetých semen (Bailleul et al., 2016). Semena řepky olejné často vypadávají ze šešulí ještě před sklizní a vytvářejí velkou půdní zásobu, která dosahuje až 10 000 semen na metr čtverečný. Ty mohou v půdě zůstat, díky dlouhodobé sekundární dormanci až 10 let (Koprdová, 2011). Tato schopnost se liší dle jednotlivých kultivarů a podmínek kultivace (jako je například zpracování půdy). Studie ukázaly, že v Kanadě přežila semena v půdě minimálně po dobu 5 let a v Evropě dokonce 17 let. Mezi další důsledek dozrání šešule a vývoji semenných bank patří i distribuce a vývoj semen mimo pole. Tyto populace se nazývají divokými populacemi a jsou běžné podél silnic nebo železnic. S největší pravděpodobností pocházejí ze sklizně sousedních polí, z přepravy nákladní dopravy, automobilové dopravy a přívěsů na zrní (Bailleul et al., 2016).

Důležitou částí životní historie a strategie rostlin je semenný klid, který může zabránit klíčení rostlin v nepříznivých podmínkách. Funkce klíčivosti je obnovena ve chvíli, kdy jsou ke klíčení příhodné podmínky prostředí. Mezi nejdůležitější faktory, které narušují tento klid, jsou teplota a voda. Jejich kombinací dostávají semena různé signály, po kterých jsou schopna vyklíčit (Zhang et al., 2020).

Primárním zdrojem budoucího zamoření plevelem, je právě semenná banka. Hustota a druhové složení semenné banky, úzce souvisí s nadzemními společenstvy plevelů. Naopak změna ve složení semen půdní banky, silně ovlivňuje velikost a druhové složení budoucích společenstev plevelů. Znalost dynamiky semenných bank a jejich interakcí je primární pro efektivní integrované řízení plevele. To závisí nejen na rušení a ošetřování plevelů, ale i na biologické ochraně. Plevely jsou často velice odolné proti narušení a často jejich výskyt závisí

i na konkrétních sekvencích pěstovaných plodin (Pan et al., 2020). Typ plodiny je totiž důležitým faktorem, ovlivňujícím strukturu společenstva plevelů (He et al., 2019). Odolnost proti narušení je dána, především jejich hloubce kořenů, hojnosti semen a genetickou rozmanitostí. Semena většiny plevelů mají tendenci v ornici přetrvávat déle než rok. Dalším faktorem, který ale může výrazně ovlivnit biomasu plevelů na orné půdě je hnojení. Proto je velice důležité určit optimální strategii k jejich využívání, aby to odpovídalo jak zemědělským, tak ekologickým cílům (Pan et al., 2020).

Všude tam kde se vyskytují semena, nachází se i jejich predátoři, kteří pomáhají regulovat dynamiku populací rostlin v ekosystému (Davis et al., 2011). Aby byla predace semen střevlíkovitými považována za účinnou ekosystémovou službu, bylo by zapotřebí dokázat, že tito brouci dokáží dlouhodobé ukládání osiva v semenné bance regulovat. Takový vztah by znamenal nepřímou úměru mezi množstvím osiva v semenné bance a početností střevlíkovitých, za časové období 1 roku (Bohan et al., 2011). Okamžitá rychlost predace poukazuje na souvislosti mezi přechodnými podmínkami prostředí. Naopak kumulativní rychlost predace nám může pomoci odhalit i složitější propojení, jako je společný vývoj rostlin v závislosti na predátorech. Ovšem dlouhodobé měření míry predace má i své nevýhody, právě kvůli rychlé spotřebě semen z povrchu. Otázkou tedy je kolik semen je schopno se poté dostat hlouběji do půdy (Davis et al., 2011).

3.2.5 Disservices = faktory snižující výnos a kvalitu plodin

Ecosystem disservices, si můžeme představit jako funkce nebo vlastnosti ekosystémů, které způsobují takové účinky, které jsou buď škodlivé, nepříjemné nebo nežádoucí. Mohou být způsobeny škůdci v plodinách, nemocemi nebo jsou to například alergické reakce na pyl. Tyto služby mohou být buď přímým výsledkem nenarušených ekosystémů, nebo jsou to vedlejší účinky vzniklé v důsledku úmyslné manipulace s ekosystémy (Lyytimäki, 2015). Jsou to služby, které se často projevují v podobě negativních dopadů přírody na život člověka (Blanco et al., 2019).

Cílem současného udržitelného zemědělství by mělo být především zajištění budoucí bezpečnosti potravin. A to nejlépe při udržení vysokých výnosů, s ohledem na stav životního prostředí (Bohan et al., 2011). To ale vyžaduje přijmout agroenviromentální opatření, která budou nejen účinná, ale budou snižovat i vstupy pesticidů (Petit et al., 2017). Správné pochopení dynamiky produkce potravin je základním předpokladem pro jejich zlepšení a zabezpečení. Výnos, kvalitu a množství sklizené plodiny ovlivňují technologické, biologické a environmentální faktory. Pod technologickými faktory si můžeme představit zemědělské postupy nebo manažerská rozhodnutí aplikovaná na polích. Biologické faktory představují nemoci, škůdce nebo polní plevele. A nakonec environmentální faktory jsou ovlivněny klimatickými podmínkami, úrodností půdy, topografií nebo kvalitou a dostupností vody. Faktory ovlivňující výnos a kvalitu plodin lze rozdělit i jako faktory prostředí, a to na abiotické a biotické. Tyto faktory jsou ve skutečnosti mnohem intenzivnější s globálním oteplováním a změnou klimatu (Tandzi et Mutengwa, 2020).

Abiotická omezení nepříznivě ovlivňují růst, produktivitu a spouštějí řadu morfologických, fyziologických, biochemických a molekulárních změn v rostlinách. Mezi abiotická omezení patří vlastnosti půdy (pH, složky půdy, fyzikálně-chemické

a biologické vlastnosti) a klimatické změny (sucho, chlad, povodně, teplotní stres). Kolísání ročních srážek, průměrné teploty, globálního nárůstu CO_2 jsou projevy změny klimatu, které mají také vliv na výnos plodin. S tím souvisejí i extrémní povětrnostní podmínky, které vedou ke značným ztrátám na výnosech plodin (Tandzi et Mutengwa, 2020).

Biotické faktory zahrnují užitečné organismy (opylovače, rozkladače a přirozené nepřátele), škůdce (členovce, patogeny, plevele) a antropogenní vývoj (Tandzi et Mutengwa, 2020). Mezi faktory, které ovlivňují výnos, řadíme například choroby rostlin. Ty způsobují mikroorganismy, jako jsou bakterie, viry a houby. Dále to mohou být třeba škůdci, kteří ovlivňují jak nadzemní, tak podzemní části rostlin a v neposlední řadě i jejich semena. Jejich klimaticky řízená migrace, jim umožňuje přenos z jedné lokality do druhé, což způsobuje snížení výnosu ve více než jednom společenstvu (Dresselhaus et Hückelhoven, 2017). Cílem ochrany rostlin před škůdci, je zvýšit pěstiteli zisk. Způsobené ztráty na výnosech jsou vyhodnocovány v souvislosti s náklady na ochranu proti škodlivým organismům (Kazda et al., 2008). Na konci 20. století, tyto škody snižovaly výnos, až o 40 % potencionální produkce (Oerke et al., 1994). V mnoha zemích je proto ochrana před škůdci založena na systematické aplikaci pesticidů, ke které si škůdci mohou ale postupem času vytvořit rezistenci (Wheeler, 2002). Rezistence je schopnost organismů, odolávat takové dávce pesticidů, která zprvu působila letálně na většinu populace (Kazda et al., 2008). Jejich regulaci a přirozenou kontrolu, proto lze ovlivnit s pomocí přirozeně se vyskytujících predátorů jako je například predace členovců čeledi střevlíkovití. Tato regulace je důležitou ekosystémovou službou, avšak nebylo doposud hlouběji prozkoumáno, zda by využití této regulace, bylo natolik robustní a účinné, aby byla regulace škůdců v reálných agroekosystémech dostačující (Bohan et al., 2011).

Hlavním důsledkem poškození škůdci je jejich býložravost. Poškození, které škůdci způsobují, mají za následek zmenšení listové plochy (Kogan et al., 1977). Rostliny reagují na napadení škůdci více či méně specifickým způsobem. Záleží však na druhu škůdce, fázi vývoje rostliny nebo na jaké části byla napadena. Často se dle specifických symptomů na rostlině dá určit, o který druh se jedná, i bez jeho fyzické přítomnosti na rostlině. Je to často ale jen orientační určení jedince a pro jeho přesnou determinaci je třeba druh na rostlině zachytit (Kazda et al., 2003). Stupeň poškození škůdci lze změřit pomocí míry plochy, která na listu chybí (Kogan et al., 1977).

Každý fytofágní druh má určité spektrum potravy, které preferuje. Podle šíře tohoto spektra rozdělujeme škůdce na monofágy, oligofágy nebo polyfágy. Monofágové často preferují pouze jeden druh potravy nebo případně několik druhů určitého rodu. Oligofágové jsou vázání na více rodů rostlin stejné čeledi nebo na vybrané druhy téhož rodu. Polyfágové se živí širokým spektrem rostlin různých druhů, čeledí nebo rodů. Často ale mohou některý druh více preferovat. Jednotlivá poškození se hodnotí na základě typu ústních orgánů škůdců. Pokud má škůdce kousavé ústní ústrojí, jedná se o požerky. Je to v podstatě mechanické poškození, které souvisí s úbytkem rostlinných pletiv, a to kdekoliv na rostlině. Nejvíce typů požerků můžeme pozorovat na listech. Může to být dírkování, okénkování, zoubkování nebo vroubkování. První fáze poškození tvoří nepravidelné výkusy na listové čepeli. Druhá fáze, při které je sežrána větší část listové plochy se nazývá

hrubý žír. Konečnou fází nazýváme holožír, kde z listu zbývají pouze žilky nebo řapíky. Pokud je sežrána pokožka i parenchym listu jedná se o skeletování. Pokud je vyžrán parenchym a pokožka zůstává, jedná se o minování. To bývá buď chodbičkovité nebo plošné. Některé typy požerků souvisejí s vývojem či rozmnožováním určitého druhu škůdce. Především larvy motýlů spřádají pomocí vláken jednotlivé listy a tvoří letní a zimní hnízda. Na podzemních a rozmnožovacích orgánech se často rozlišuje pouze povrchový a vnitřní žír, který může probíhat skrytě. Přesto lze pozorovat trus nebo drť vypadávající ze závrtových otvorů. Pokud se jedná o žír uvnitř plodů, nazýváme ho červovitost. Pokud poškození vyvolávají škůdci s bodavě sacím ústrojím, lze tyto změny pozorovat nejčastěji změnou barvy nebo tvaru rostlinných pletiv. Výsledkem je vznik různých defomací, jako je borcení, kadeření, zkrucování, trhání pletiv čepelí listů, zánik vzrostného vrcholu nebo druhotné větvení (Kazda et al., 2003).

Mezi nejvýznamnější regulátory škůdců řepky, patří larvální parazitoidi z řádu blanokřídlých. Mezi tyto larvální parazitoidy řadíme čeledi, jako jsou *Ichneumonidae* (Latreile, 1802) (lumčíci), *Pteromalidae* (Dalman, 1820) (chalcidky), *Platygastridae* (Haliday, 1833) (jesenky) a *Aphidiidae* (Latreile, 1802) (mšicomaři). Se zvyšující se početností škůdců, narůstá i množství nově vylíhnutých populací larev. Samičky kladou svá vajíčka do nebo na hostitele, který v tomto důsledku napadení později hyne. Napadají zejména larvy, vajíčka, kukly a vyjmečně i dospělce. Mezi nejvýznamější škůdce řepky patří druhy, jako *Meligethes aeneus* (Fabr.) (blýskáček řepkový), *Ceutorhynchus assimilis* (Payk.) (krytonosec šešulový), *Dasineura brassicae* (Winnertz, 1853) (bejlomorka kapustová), a *Brevicoryne brassicae* (L.) (mšice zelná). Početnost škůdců v ekologické řepce stanovuje přirozený stav populace parazitoidů v průběhu vývoje porostu, neovlivněném insekticidy (Kazda et al., 2008). Dalšími významnými škůdci, kteří škodí na řepce olejné, jsou druhy ze třídy *Gastropoda* (Cuvier, 1795) (plži). Jsou to především druhy jako *Deroceras reticulatum* (Müler) (slimáček síťkovaný) nebo *Deroceras agreste* (L.) (slimáček polní). Mezi další významné škůdce z třídy *Insecta* (Linnaeus, 1758) (hmyz), patří *Psylliodes chrysocephala* (L.) (dřepčík řepkový), *Phyllotreta nemorum* (L.) (dřepčík zelný), *Agrostis segetum* (Denis et Schiffer) (osenice polní) nebo *Dasyneura brassicae* (Winnertz) (bejlomorka kapustová), která působí škody v šešulích řepky (Kazda et al., 2003).

Mezi další negativní složky, které mohou mít nežádoucí účinek na ekosystémy, jsou biologické invaze. Invazivní rostliny mohou mít negativní dopady na biologickou rozmanitost hmyzu. Mají vliv nejen na jejich druhovou bohatost ale i početnost (Burghardt et al., 2010). Některé druhy členovců, kteří se specializují na konkrétní typy semen, mohou být v tomto prostředí znevýhodněny. Ovlivňují je především fytochemikálie nebo sekundární metabolické sloučeniny produkované rostlinou. Tyto látky vydávají specifický zápach, mění chuť semen a zvyšují úroveň toxicity v prostředí. To vše ovlivňuje úspěch přežití druhů a jejich reprodukce (Weis et Berenbaum, 1989). To do jaké míry dokáží invazivní rostliny snižovat počet predátorů semen, závisí na tom, do jaké míry snižují výskyt jejich původních hostitelských rostlin a jak dobře dokáží členovci toto narušení snášet a kompenzovat ho jinými druhy potravy (Burghardt et al., 2010).

3.3 Význam střevlíků v agroekosystémech

3.3.1 Predace semen střevlíky

Střevlíkovití, patří v našich podmínkách, mezi nejhojnější a nejvýznamnější predátory semen z povrchu půdy. Jejich konzumaci semen, tedy řadíme do postdisperzní predace. Negativní vlivy, které na členovce působí, mohou být: přímá úmrtnost v důsledku mechanického působení strojů při zpracování půdy, nepřímý vliv úpravy stanovišť nebo snížená dostupnost kořisti (Lami et al., 2020). Dle Fülöpa et al. (2020) je prostorové rozložení druhů na stanovišti, komplexně ovlivněno i mikroklimatickými podmínkami a půdními proměnnými. Prostorové rozložení střevlíků a jejich aktivita, je podle jeho výzkumu významně ovlivněna především nízkou teplotou, která tuto čeleď limituje.

V ČR se vyskytuje přes 500 druhů střevlíků. Larvy i dospělci některých druhů se živí jednoděložnými i dvouděložnými rostlinami, převážně tedy jejich semeny plevelů (Saska et al., 2014). Konzumace těchto semen, má navíc potenciál snížit spotřebu herbicidů, spotřebovaných na likvidaci plevelů. Semena plevelů jsou extrémně bohatým zdrojem mnoha živin, potřebných pro vývoj a reprodukci. Množství živin v semenech je dokonce stejné, nebo často vyšší než u živočišné potravy (Frei et al., 2019). Semena konzumují tak, že rozdrtí svými kusadly osemení a zkonzumují jen jejich výživný obsah, klíček, dělohy a endosperm. Vyžráním semen, tedy dochází k jejich naprosté likvidaci. Většina druhů střevlíkovitých, konzumuje semena přiměřená jejich velikosti těla. Často také konzumují jen ty semena, která zcela určitý druh preferuje po dobu jedné sezóny a nemění ho. Co se ale během sezóny mění, je počet zkonzumovaných semen. To může být v přírodě výrazně omezeno dostupností semen a nemusí vždy stačit k jejich nasycení (Saska et al., 2014). V početnosti zkonzumovaných semen na lokalitě, ale vždy hraje roli početnost a aktivita (mobilita) členovců. Mobilitu střevlíkovitých ovlivňují biotické i abiotické vlivy. Většina biotických vlivů je vrozených. Mezi biotické faktory řadíme například druhovou identitu nebo pohlaví jedince. Rozdíly v mobilitě mohou být dány i poměrem pohlaví jedinců. Aktivita samic převažuje v období kladení vajíček. Naopak větší aktivita u samců bývá v období rozmnožování. Celkovou variabilitu aktivity ale určuje u obou pohlaví krmení (Fülöp et al., 2020). Početnost střevlíků na stanovišti je velice proměnlivá a je dána i abiotickými faktory, kterými jsou: druh plodiny, zastínění povrchu půdy, teplota, vlhkost půdy nebo dostupnost semen. Na početnost členovců má vliv i vzdálenost místa od okraje pole. Například meze jim slouží jako zimoviště, kde se zdržují od října do dubna. Jejich početnost tedy lze podpořit ochranou mimoprodukčních stanovišť. V agroekosystémech s nízkou zapleveleností dojde k likvidaci většiny semen ihned po opadu. Je to dáno právě dlouhodobou nedostupností semen. Ve chvíli kdy jsou alespoň nějaká semena k dispozici, jsou ihned po opadu zkonzumována. Naopak na stanovištích s vysokou zapleveleností, je semen dostatek, střevlíkovití jsou neustále nasyceni a mnoho semen se může dostat až do půdy. Pokud střevlíkovití dosahují vysoké hustoty a aktivity, může být denní úbytek až 1000 semen na 1 m^2. Dle Hoňka et al. (2003) může denní úbytek představovat dokonce až 1150 až 4000 semen na m^2. Střevlíkovití obecně preferují semena, buď *Asteraceae* (Bercht et Presl, 1820) (hvězdnicovité), jako je třeba

Taraxacum sp. Nebo *Brassicaceae* (Burnett, 1835) (brukvovité), kam patří například *Capsella bursa-pastoris* (L.) (kokoška pastuší tobolka). Vysetá semena plodin zpravidla nekonzumují. Stejně jako druhy semen s tvrdým osemením. To potvrzuje experiment provedený v porostech *Taraxacum* sp. v sekaných trávnících, kde z nažek které dopadly na zem, bylo zkonzumováno 40 až 50 % semen (Saska et al., 2014).

Na atraktivnosti semen pro střevlíky, mohou mít dále vliv i chemické látky obsažené v osemení nebo doba, po kterou semena zůstávají v půdní zásobě v přírodních podmínkách. Některé druhy semen po určité době v půdní bance, ztrácejí na atraktivnosti. Tak tomu je například u semen *Taraxacum* sp., která se zhruba po půl roce v půdě, stávají pro střevlíky neatraktivní. Naopak u *Tripleurospermum inodorum* (L.) (heřmánkovec nevonný), je tomu naopak. Po určité době, se jeho osemení zbavuje chemických látek ulpělých na osemení a pro členovce se tato semena stávají atraktivnějšími. Proto se uvolněním repelentních látek z osemení, zvyšuje jejich spotřeba. U většiny semen ale uložení semen v půdní bance, po dobu zhruba půl roku, nemění jejich vlastnosti (Martínková et al., 2006).

3.3.2 Střevlíci jako významní masožravci (predátoři škůdců)

Střevlíkovití patří k nejhojnějším predátorům bezobratlých v polích řepky olejné v Evropě (Williams et al, 2010). Dokáží svou biokontrolní funkcí (predací) významně snižovat ohniskový výskyt škůdců v zemědělských plodinách (Lang et al., 1999). Proto je této čeleďi třeba věnovat pozornost, ve smyslu dosažení udržitelnějšího zemědělského hospodaření a s tím související sníženou aplikací pesticidů na pěstované plodiny (Curry, 1993).

Všežravé druhy jsou považované za významné z hlediska výskytu v plodinách po celou sezónu. V období nízké hustoty škůdců se mohou střevlíkovití živit rostlinou potravou a zároveň mohou regulovat i nízký počet škůdců, který se plodině nachází. Tímto tedy způsobem mohou v rané sezóně regulovat hromadění škůdců (Curry, 1993). Střevlíci se často živí kořistí především v její zranitelné fázi v průběhu sezóny. Někteří střevlíci se živí pouze jedním druhem škůdce a jiní se živí různými druhy škůdců, dle dostupnosti na lokalitě. Fenologicky se střevlíci vyvíjejí ve dvou hlavních sezónách. V první skupině se larvy vyvíjejí přes zimu a během léta dospívají a množí se. Ve druhé skupině se larvy vyvíjejí během léta a dospělci se stávají na konci léta nebo na podzim, ale množí se až ve své jarní nebo letní sezóně. Sezónní posuny ve vývoji a distribuci střevlíků na lokalitě má na škůdce významný vliv. Středně velcí brouci vykazovali nejvyšší míru predace v průběhu března a velcí brouci v průběhu července až října. Dospělí střední a velcí brouci se spolu setkávají pouze v období od května do června. Toto období se může nazývat fenologickým oknem pro mnoho druhů škůdců, protože střevlíci v toto období nedosahují takové míry predace (Russell et al., 2017).

Jednotlivé druhy střevlíkovitých se od sebe liší nejen velikostí, ale i stravovacími návyky nebo obdobím aktivity dospělců nebo larev. Druhy s podobnými stravovacími návyky a podobnou mírou predace, poté tvoří funkční skupiny (Russell et al., 2017). Většina druhů střevlíkovitých jsou zoofágními predátory. Loví kořist, jako jsou bezobratlí, zejména kroužkovci, plži a různí

členovci. Jejich oblíbenou potravou jsou ale i mšice nebo larvy motýlů, a někteří střevlíci se dokonce živí i mrtvými živočichy. Členovci, kteří nejsou úzce specializovaní na jeden druh potravy, často přijímají v různém poměru i potravu rostlinou. Tyto druhy se nazývají polyfágními a vyskytují se především v agroekosystémech Evropy a Severní Ameriky (Klimeš, 2004). Polyfágní druhy střevlíků se často živí i mravenci, přičemž se u některých z nich vyvinul nejvyšší stupeň specializace. Jedná se o myrmekofilii, kdy někteří střevlíkovití žijí v blízkosti mravenišť a živí se jimi. Další zajímavou životní strategií u střevlíkovitých je ektoparazitoidismus, který je u brouků jinak obecně vzácný. Larvy střevlíkovitých se vyvíjejí na úkor svého hostitele (kořisti) a živí se jím externě, zatímco dospělci se už pohybují volně a živí se jiným typem potravy. Jedná se především o larvy rodu *Lebia* (Latreile, 1802), *Lebistina* (Chaudoir, 1878), *Brachinus* (Weber, 1801) (prskavci) a *Pelecium* (Kirby, 1817). Například larvy rodu *Lebia* (pět druhů) a *Lebistina* (jeden druh) parazitují především na larvách nebo kuklách *Chrysomelidae* (Latreille, 1802) (mandelinkovití). Samice kladou volně v hostitelském prostředí svá vajíčka, ze kterých se poté vyvine mobilní larva raného instaru. Ta vyhledá svého hostitele a živí se jím (Kotze et al., 2011).

Potravní specializace a výběr kořisti se mezi jednotlivými druhy značně liší. Například druh *Pterostichus cupreus* (Linnaeus, 1758) (střevlíček měděný), zkonzumuje po zimním období až dvě třetiny rostlinné potravy. Zbylá jedna třetina je živočišného původu, z níž největší část tvoří pavouci a mravenci. V letním období naopak jejich značnou část potravy tvoří mšice nebo larvy motýlů, a to až ze čtyř pětin zkonzumované potravy. Výhradně masožravý druh je *Pterostichus lepidus* (Leske, 1785), který konzumuje nejčastěji larvy motýlů, mšice nebo mravence. Naopak *Harpalus aeneus* (Fabricius, 1775) (kvapník měnivý), se živí výhradně rostlinnou potravou. Dalším zajímavým druhem je *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774) (kvapník plstnatý), který se živí z poloviny živočišnou složkou potravy (mšice a mravenci) a z poloviny rostlinnou potravou (Thiele, 1977). Složení společenstev se ale mezi jednotlivými zeměmi liší. Mají totiž odlišné požadavky na stanoviště, které je dáno nejen sezónním pěstováním plodin ale i jejich managementem (Williams et al., 2010).

Většina druhů střevlíků denně přijme v potravě minimálně svou vlastní tělesnou hmotnost. Výjimkou je ale například druh *Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792) (pohrázník černý), který konzumuje často mnohem nižší hodnoty než je jeho vlastní váha. Naopak *Pterostichus vulgaris* (Linnaeus, 1758) (střevlíček obecný), konzumuje ze všech nejvyšší dávky potravy, což je zhruba trojnásobek jeho váhy. U ostatních druhů se hodnoty individuálně velmi liší. Zpravidla ale v průměru konzumují jednou tolik potravy, než sami váží (Thiele, 1977).

3.3.3 Měření predace pomocí umělých housenek

Metody využívající umělou kořist, mají v polních podmínkách široké využití. Zejména se využívají v experimentech na predaci, kde je můžeme využít při srovnání predace mezi více stanovišti nebo tam kde srovnáváme různé druhy predátorů (Howe et al., 2009).

Imitace housenek pomocí netvrdnoucí modelovací hmoty, patří mezi metodu, kdy po zanechání otisku v hlíně, můžeme identifikovat totožnost útočníka.

Tyto značky lze rozpoznat na hrubé taxonomické úrovni (pták, savec, členovec) (Richards et Coley, 2006). Experimenty využívající umělých housenek jsou velice levné, protože materiálů potřebných pro tuto metodu je málo. Postačí pouze plastelína sloužící k výrobě housenek, popřípadě nástroj k jejímu vyrobení a rychle tuhnoucí lepidlo k jejich připevnění na požadovaný povrch. Housenky lze buď vyrobit ručně srolováním do válečků, nebo lze modelínu protlačit přes silný lis na česnek. Jejich tvar, délku a průměr si určuje výzkumný pracovník sám, dle svého uvážení a vzhledem k použitému experimentu. Stejně jako si pracovník volí jejich velikost, volí si i jejich barvu. Tu musí zvolit také vzhledem k použitému experimentu a cíli práce. Mohou být například zvoleny tak, aby připomínali zcela konkrétní druhy. Housenky, které mají nápadné barvy nebo chloupky, značí svou neatraktivnost nebo jedovatost. Naopak zelené housenky značí svou chutnost a nechráněnost. Proto je využití zelených housenek výhodné ve srovnávacích experimentech. Po vyrobení se housenky připevňují na pevný podklad (list rostliny, stonek nebo půdu) s využitím lepidla. Lepidla by mělo být použito co nejmenší množství, aby se minimalizoval účinek nežádoucích chemických signálů. Zároveň by ale mělo být aplikováno takové množství lepidla, aby se housenky na daném podkladu udržely a nemohlo dojít k jejich odpadnutí. Nejčastěji se pro expozici housenek stanovuje doba 24 hodin nebo násobky tohoto času. Toto časové rozmezí je výhodné zejména pro snadné získání úrovně predace za den. Úroveň predace poté lze vypočítat jako procento napadených housenek za předem určenou jednotku času. Provedené experimenty s umělými housenkami prokázaly, že v polích kde nebyly aplikovány insekticidy na plodiny, bylo vyšší procento napadených housenek než v polích, kde k aplikaci insekticidů došlo (Howe et al., 2009).

Využití kořisti vyrobené z modelovací hmoty má hned několik výhod. Jednou z nich může být, že umělá kořist nevyžaduje chov (Lövei et Ferrante, 2017). Další výhodou je, že tato metoda je jednoduchá, levná, rychlá, umožňuje provedení s mnoha vzorky, snadno se dokáže přizpůsobit okolním podmínkám, a především dokáže určit totožnost predátora. Proto jsou všechny tyto výhody důležité při testování složitějších hypotéz. Útoky členovců zahrnují otisky způsobené poškrábáním, naleptáním, bodnutím, vytvořením štěrbin nebo děr do modelovací hmoty (Low et al., 2014). Metoda využívající umělé housenky, především dokumentuje potencionální interakci mezi predátorem a jeho kořistí (Richards et Coley, 2006). V poslední době tato metoda, díky své jednoduchosti, nabírá na atraktivitě využití. Přesto obsahuje spoustu nesrovnalostí, které by bylo ještě třeba objasnit. Je to široce použitelná metoda a poskytuje důležitá srovnávací data o predátorské aktivitě. Dle autorů je využití umělých housenek v experimentech, stejně srovnatelné jako využití živých housenek. Alespoň tedy u členovců, kdy predátoři nevidí rozdíl, mezi umělou a živou kořistí (Lövei et Ferrante, 2017).

4 Metodika

Součástí práce byl i vlastní terénní experiment. Pro porovnání míry predace škůdců, byly vytvořeny umělé housenky z modelovací hmoty. Pro porovnání míry predace semen plevelů, byly vytvořeny kartičky se semínky *Taraxacum* sp. (Weber et Wigg) (pampeliška) a *Stellaria media* (L.) (ptačinec prostřední). Cílem experimentu bylo porovnat tyto dvě ekosystémové služby uvnitř polních kazů, na jejich hranici a ve standartním porostu pole. Standartní plodinou v našem případě byl porost s *Brassica napus* subs. *napus* (L.) (brukev řepka olejka). Pro vyhodnocení sezónní změny v těchto ekosystémových službách, poskytovaných polními kazy, byly obě míry predace vyhodnoceny ve dvou fenologických fázích (kvetení plodin a zrání semen).

4.1 *Brassica napus* sp. *napus* (řepka olejná)

V ČR se začala pěstovat po revoluci v roce 1989. Již v roce 1999 byla pěstována na rozloze 350 000 ha. Do roku 2018 se tato plocha zvětšila o cca 14 %. Nejlépe se plodině daří v nadmořských výškách okolo 700 m n. m. Lze ji ale pěstovat prakticky kdekoli. Ve srovnání s jinými obilninami není náročná na teplotu, nadmořskou výšku nebo typ půdy (Landová, 2015). V současné době její podíl na orné půdě v ČR, představuje zhruba 16 % (AK ČR, 2018). Řepka olejná je i jedna z modelových rostlin, sloužících ke studiu toku genů (Bailleul et al., 2016).

Je to jednoletá přezimující plodina s vegetační dobou 300 – 340 dnů. Podzemní část je charakteristická svým kůlovým vřetenovitým kořenem, který dosahuje až do hloubky 300 cm. Nadzemní část má dvě formy. Jarní forma je generativní, kdy dochází ke zrání generativní fáze a podzimní je vegetativní, kdy dochází ke tvorbě listové růžice. Listy vyrůstají na lodyze peřenodílně a jsou tmavozelené barvy. Na povrchu listu se tvoří voskový povlak. Květenství má tvar prodlouženého hroznu a květy rozkvétají odspodu. Je to plodina s fakultativně cizosprašnými i samosprašnými květy a obsahuje oboupohlavné bisymetrické květy žluté barvy. Plodem je protáhlá šešule se dvěma chlopněmi s blanitou přepážkou, kde se na okrajích tvoří 15 – 20 semen. Ty mají červenohnědou až modročernou barvu. Je kulovité a dosahuje velikosti zhruba 2 mm. Tvoří ho z 50 % olej, z 20 % bílkoviny a zbytek činí ostatní organické látky (Landová, 2015).

V posledních 20 letech se živočišná výroba snížila, a tím se snížila i plocha na krmné plodiny. Díky rozvoji bioplynových stanic se pěstování pícnin příliš nezměnilo. Hlavní pěstovanou plodinou stále zůstávají obiloviny, které je ale potřeba v osevním postupu střídat s jinou plodinou. Pro tyto příležitosti se využívá právě řepka olejná, která má dobré odbytové možnosti a ještě navíc, zlepšuje úrodnost půd. Například obiloviny pěstované po řepce olejné, mají o cca 10 % vyšší výnosy. V osevním postupu, díky svým fytosanitárním účinkům, ozdravuje půdu od patogenů, které napadají právě obiloviny. Dále obohacuje půdu o půdní zbytky a zlepšuje půdní strukturu. Udává se, že dokáže obohatit 1 ha cca 5 - 7 t slámy a 1 -4 t sušiny kořenové hmoty. Tím zlepšuje půdní strukturu, zlepšuje sorbční kapacitu a omezuje půdní erozi. Co se týká aplikace pesticidů na plodinu,

musí každý majitel použití insekticidu nahlásit dva dny před postřikem všem včelařům v okruhu 5 km (AK ČR, 2018).

4.2 Charakteristika studijní oblasti a výběr zájmových ploch

Terénní sběr dat probíhal na deseti polích s porostem řepky olejné v severozápadních Čechách, konkrétně v okolí Liběšic na Litoměřicku, Slaného a Loun v oblastech Českého středohoří (Příloha č. 1).

Průměrná roční teplota v regionu dosahuje 7,8°C a roční srážky jsou 526 mm (WMO, 2019). Během roku, kdy probíhal experiment, byla průměrná roční teplota 9,3°C a roční úhrn srážek činil 535 mm (CZO, 2019). Půdy vybraných lokalit byly kambizemě, černozemě a leptosoly (LPIS, 2019).

Studie byla provedena ve dvou měřeních, a to v květnu a červnu roku 2017. Podmínkou bylo vybrat všechny lokality se stejnou plodinou, a to konkrétně s řepkou olejnou. Všechna pole byla zaseta v časovém rozmezí od 10. do 21. srpna 2016.

Pole byla vybrána, aby obsahovala přirozeně vzniklé polní kazy. Tyto kazy mohou vzniknout na místech, kde došlo k narušení výsevu nebo zde došlo k extrémním podmínkám, jako je nízká vlhkost, splavení semen plodin po svahu nebo na místech s omezeným množstvím živin. Dále mohly vzniknout i na místech, kde se otáčely rotační stroje. Důležitou podmínkou bylo, aby se polní kazy nacházely hlouběji v porostu, nikoli na jeho okraji. Bylo to z důvodu, aby potencionální predátoři semen nebyli ovlivněni ekotonálním efektem. Poslední podmínkou bylo, aby se uvnitř kazu nevyskytovala okolní plodina, tedy řepka olejná. Začátkem prvního pozorování se uvnitř kazů často nevyskytovala žádná vegetace. Ve druhém měření se už ale na lokalitě vyskytovaly polní plevele, jako je například *Capsella bursa pastoris* nebo *Chenopodium album* (L.) (merlík bílý).

Průměrná vzdálenost od středu na okraj polního kazu, byla cca 16 m. Největší změřený kaz měl poloměr 30 m a nejmenší měl poloměr 5 m.

4.3 Design experimentu

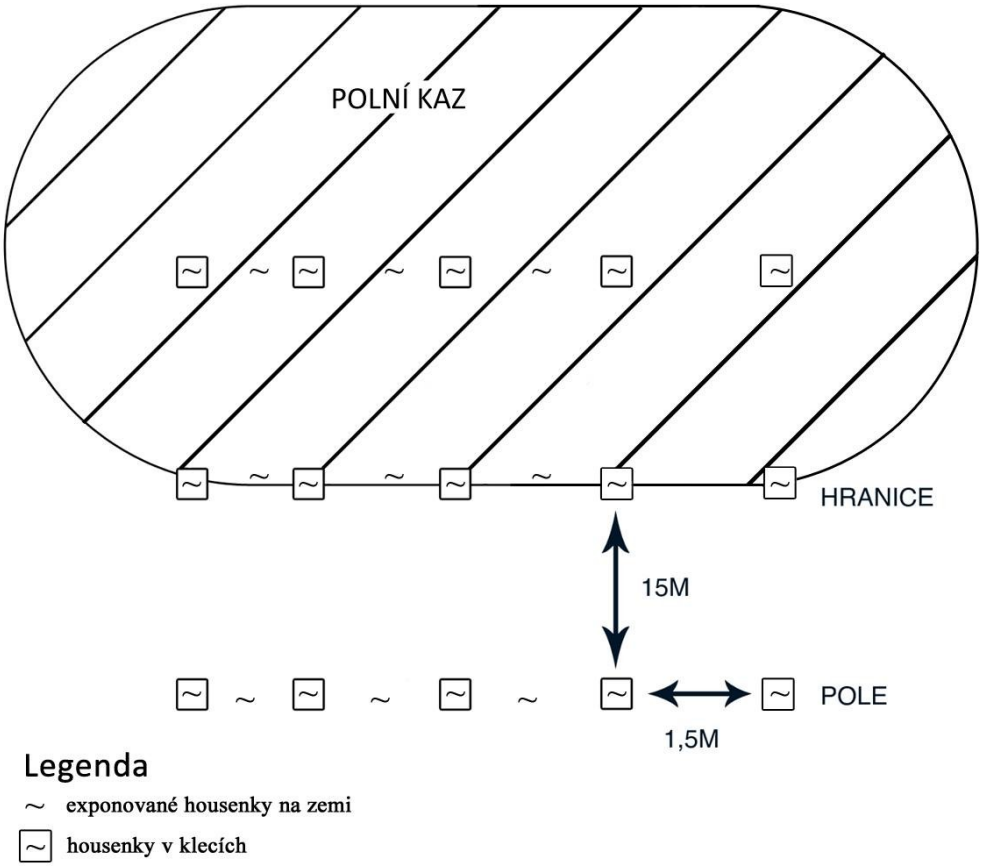
4.3.1 Housenky – predační tlak škůdců

Housenky byly vyrobeny ze zelené plastelíny (Smeedi plus, V. nr. 776609, Denmark), kterou používají i sami autoři této metody měření pro porovnávání predace bezobratlých. Je to metoda užitečná pro srovnání míry predace mezi více místy a příležitostmi více skupin predátorů (Low et al., 2014; Lövei et Ferrante, 2017). Pokus z laboratorních podmínek dokázal, že druh *Pterostichus melanarius* (Illinger, 1798) (střevlíček obecný) nedává přednost reálným a zdravým housenkám před umělými (Lövei et Ferrante, 2017). K výrobě housenek byl použit lis na česnek, dánská koruna, pravítko, zalamovací nůž na karton s úzkou čepelí, vteřinové lepidlo a rákos.

Do spodní části lisu na česnek byl vyvrtán otvor o průměru 6 mm, aby původní děrování nepřekáželo při následné manipulaci s plastelínou. Dovnitř lisu byla následně vložena dánská koruna (má uprostřed otvor), skrz kterou byla vytlačena plastelína a tím vznikla jakási zelená „špageta“ o průměru 3 mm. Ta byla následně položena k pravítku a zalamovacím nožem nakrájena na housenky o velikosti 15 mm. Stébla rákosu byla nařezána na cca 30 mm dlouhé kusy, které byly podélně rozkrájeny na třetiny. Na ně pak byly malým množstvím vteřinového lepidla přilepeny housenky tak, aby s nimi bylo možné bezpečně manipulovat chycením za volný kus rákosu a nedošlo k poškození housenek dotykem prstu. Celkem bylo při experimentu použito 480 housenek. Jednotlivé kompletní housenky byly pro pohodlnější manipulaci a transport umístěny do plastových epruvet o rozměrech 12 x 82 mm. Na lokalitách byly dále housenky exponovány na zem, po dobu 48 hodin.

Obrázek 1: Ukázka uměle vyrobené housenky

V každém poli byly exponovány housenky ve třech lokacích: přímo doprostřed polního kazu, k jeho okraji, kde začínal porost *s* řepkou olejnou a do standartního porostu pole. Tři housenky byly exponovány přímo na zem a pět jich bylo umístěno pod klícky vyrobené z drátěného pletiva. Velikost klícky byla 100 x 50 x 50 mm, a velikost ok byla 10 mm. Klícky chránily housenky před napadením obratlovci. Celkem tedy bylo na jednom poli exponováno 24 housenek. Tyto dvě expozice na stanovišti sloužily porovnání hmyzích predátorů s predací obratlovců, vzhledem k celkové predaci. Dle toho jsme mohli otestovat, zda jsou klece účinné proti predaci obratlovců, bez omezení možnosti predace hmyzu. Tato metoda nám dále umožnila porovnat relativní míru predace mezi jednotlivými typy stanovišť a dobami vzorkování.



Obrázek 2: Schéma rozmístění housenek v poli

4.3.2 Kartičky se semínky – predace plevelů

Experiment probíhal za pomoci předem vytvořených kartiček, s nalepenými semínky *Taraxacum* sp. a *Stellaria media.*

Semínka byla ještě před aplikací přečištěna od nečistot, a především byla použita ta, která se jevila nepoškozena. Po padesáti kusech byla připravena ve zkumavce typu Eppendorf 1,5 ml. Oba druhy semínek byly uchovány zvlášť. Pro každý druh bylo tedy připraveno 150 zkumavek po padesáti kusech pro první pozorování. Pro druhé pozorování byl postup stejný.

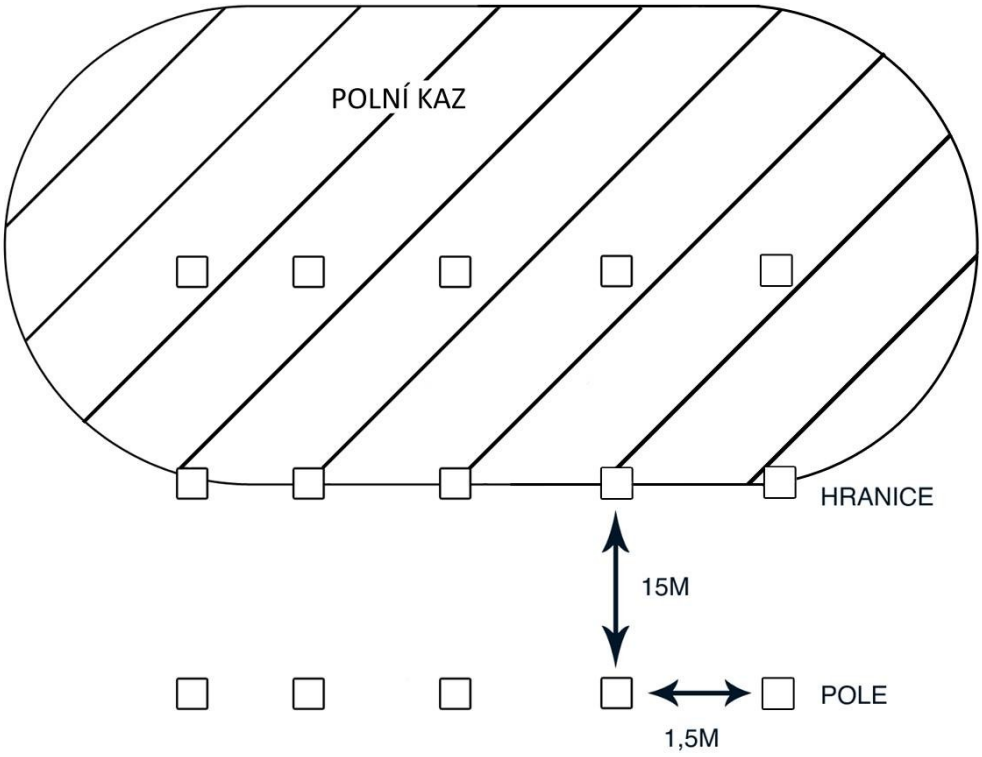
Kartičky byly vyrobeny z brusného papíru Bosch, zrnitosti 60. Z něj byly dále nastříhány kartičky o rozměrech 40 x 75 mm. Vrásčitý povrch papíru sloužil jako pevný podklad pro přilepená semínka. Na kartičky bylo nastříkáno univerzální lepidlo ve spreji (3M Spray Mount), které si po celou dobu zachovávalo přirozenou míru flexibility a umožňovalo tak pevné uchycení semínek k podkladu. Byla použita taková vrstva, aby semínka nebyla úplně ponořená v lepidle, a zároveň aby byla pevně uchycena k podkladu. Tím jsme docílili, aby nemohlo dojít k samovolnému odpadávání semínek, především během transportu. Na každou z kartiček bylo rovnoměrně aplikováno padesát semínek. Poté byly kartičky posypány jemnozrnným pískem, aby se kartičky při transportu neslepily nebo na lepidle neulpěl bezobratlý hmyz. Přebytečný písek byl oklepán a semínka se znovu překontrolovaly, aby nedošlo k jejich odpadnutí. Nakonec se kartičky nechaly zaschnout a byly dále připraveny k transportu na lokality.

Kartičky byly po pěti dvojicích (*Taraxacum* sp., *Stellaria media*) umístěny do třech částí pole: přímo doprostřed polního kazu, k jeho okraji, kde začínal porost *s* řepkou olejnou a pro kontrolu do standartního porostu, alespoň 15 metrů od okraje kazu. Drobný plevel, který by překážel v umístění kartiček, byl odstraněn za pomocí motyčky. Každá kartička byla za pomocí dvou hřebíků při okrajích připevněna k zemi. Jednalo se o hřebíky s plochou hlavou (tzv. papíráky či lepenáče, 25,5 x 25 mm). Abychom zamezili napadení kartiček savci, umístili jsme nad kartičky klícky ze svařovaného, poplastovaného pletiva s rozměry ok 12 x 12 mm, jejichž velikost nebránila v přístupu členovcům. Rozměry klícek byly 100 x 100 x 50 mm a zemi byly připevněny opět hřebíky ale tentokrát o velikosti 5,6 x 160 mm, za pomocí kladívka. Takto připevněné klícky mohly bez problémů odolat nepříznivému počasí nebo poškození ze strany polní fauny.

Obrázek 3: Kartičky se semínky (kryté klickou)

Klícky mezi sebou měly vzdálenost 1,5 m. Každá klícka obsahovala dvě kartičky. Na jedné bylo padesát semínek *Taraxacum* sp. a na druhé padesát semínek *Stellaria media.*

Celkem bylo k experimentu využito 600 kartiček (300 kusů se semeny *Taraxacum* sp. a 300 kusů se semeny *Stellaria media*), čili 30 000 semínek.



Obrázek 4: Schéma rozmístění kartiček v poli

4.4 Sběr dat a zpracovávání vzorků

4.4.1 Housenky – predační tlak škůdců

Sběr dat proběhl po 48 hodinách, ve dvou časových periodách, a to jarním a letním vzorkování.

Housenky byly převezeny do laboratoře, a za pomoci lupy s dvacetinásobným zvětšením byly otisky v plastelíně rozpoznány a identifikovány. Identifikace probíhala podle metod popsaných v práci Low et al. (2014). Jednotlivé otisky byly zaznamenány do zápisového archu a každý vzorek měl své jedinečné označení. Tato data byla přepsána do tabulkového softwaru Excel.

4.4.2 Kartičky se semínky – predace plevelů

Po expozici, byly klícky opatrně odstraněny a kartičky byly opatrně vyjmuty ze země. Každý vzorek byl zvlášť uložen do papírových obálek, s jedinečným identifikačním kódem. Obálky byly vloženy ještě zvlášť do igelitového sáčku a byly uloženy v papírové krabici, pro bezpečný převoz z lokality.

Kartičky byly v laboratoři opatrně vyjmuty z obálek, aby mohlo dále dojít k jejich zpracování. Ty kartičky, které obsahovali nános hlíny, byly opatrně očištěny, aby mohlo dojít k jejich spočítání. To probíhalo v plastové nádobě, kam se kartičky nejprve ponořily, aby se hlína z kartiček navlhčila a poté se krouživými pohyby jemným štětcem ve vodě uvolnila. Dále se kartičky z nádoby vyjmuly a nechaly na stole proschnout. Za pomocí binokuláru, lupy a pinzety byla následně plná, nepoškozená semínka spočítána. Tyto semena byla zaznamenána do zápisového archu a později i do tabulkového softwaru Excel.

4.5 Analýza dat

4.5.1 Housenky – predační tlak škůdců

Abychom zjistili, jaký měly na predaci škůdců vliv nezávislé proměnné: lokace v rámci pole (polní kaz, hranice, standartní porost s řepkou olejnou) a časové období vzorkování (jaro či léto), využili jsme zobecněný smíšený lineární model (GLMM). A to za předpokladu binomického rozdělení a funkce logit link. Přítomnost či nepřítomnost predace, byly využity jako proměnné v modelech. Byly využity tři typy proměnných: celková predace (která nebyla blíže rozlišena), predace hmyzem a predace savci. Jako proměnné s náhodným efektem byly využity: identita pole (10 polí) a lokace v rámci pole. Nejprve jsme určili celkovou míru napadení hmyzem a savci na modelu s predací a porovnali ho s nezávislou proměnnou: tedy místem, kde byly housenky umístěny (uvnitř klícek, mimo klícky). K porovnání vlivu lokace v rámci pole, časového období a jejich interakce, byly vypočteny: celková rychlost predace a rychlost predace savců, pouze pro volně exponované housenky. Nakonec jsme pomocí oboustranného Pearsonova korelačního testu otestovali i korelaci, mezi mírou predace hmyzem a savci, na exponovaných housenkách.

4.5.2 Kartičky se semínky – predace plevelů

K analýze nezávislých proměnných, tedy: lokace v rámci pole (polní kaz, hranice, standartní porost s řepkou olejnou), načasování sběru (jaro či léto) a interakce mezi těmito dvěma faktory, jsme využili smíšeného lineárního modelu (LMM) samostatně pro každý druh semen (*Taraxacum* sp. a *Stellaria media*). Jako proměnné s náhodným efektem byly využity: identita pole (10 polí) a kombinace lokace/pole (aby bylo zohledněno, že pět opakování v rámci lokace patří k sobě). Protože data neměla normální rozdělení, bylo třeba upravit data o denní predaci pomocí odmocninné transformace. Jako závislou proměnou jsme použili množství semínek sežraných za den, přičemž každý druh semínek byl analyzován samostatně.

U vyhodnocování modelů, jsme začínali vždy s úplným modelem a postupně jsme ho zjednodušovali, pomocí χ^2 testů ($\alpha = 0,05$). K určení významných rozdílů v ekosystémových službách mezi stanovišti a dobami vzorkování byly provedeny Tukeyovy post hoc testy pomocí balíčku multcomp. Všechny statistické analýzy byly prováděny v programu softwaru R s využitím balíčků lme4 a nlme. Vizuální kontrola modelů byla provedena pomocí balíčku visreg (R Development Core Team, 2019).

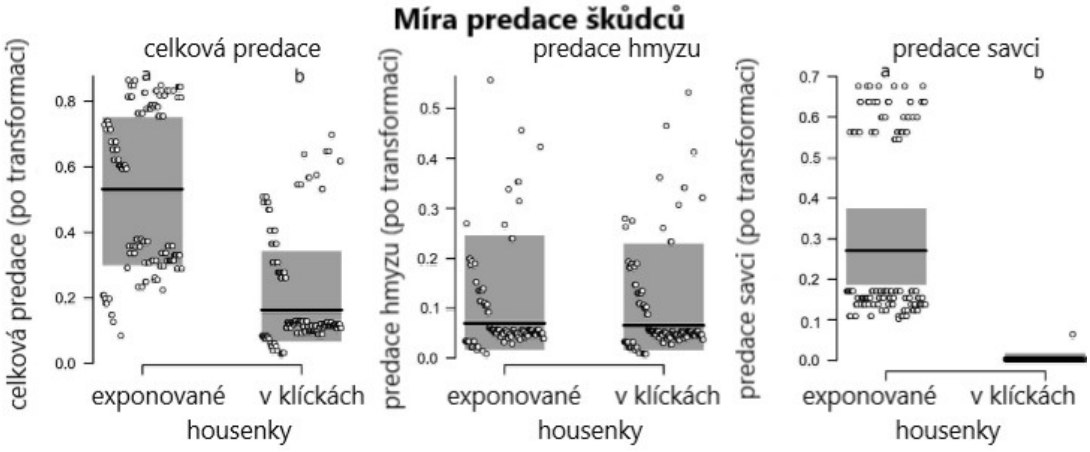
Tímto bych chtěla ještě jednou poděkovat svému konzultantovi Dr. Ezequielu Gonzálezovi, za pomoc při provedení statistické analýzy.

5 Výsledky

5.1 Housenky – predační tlak škůdců

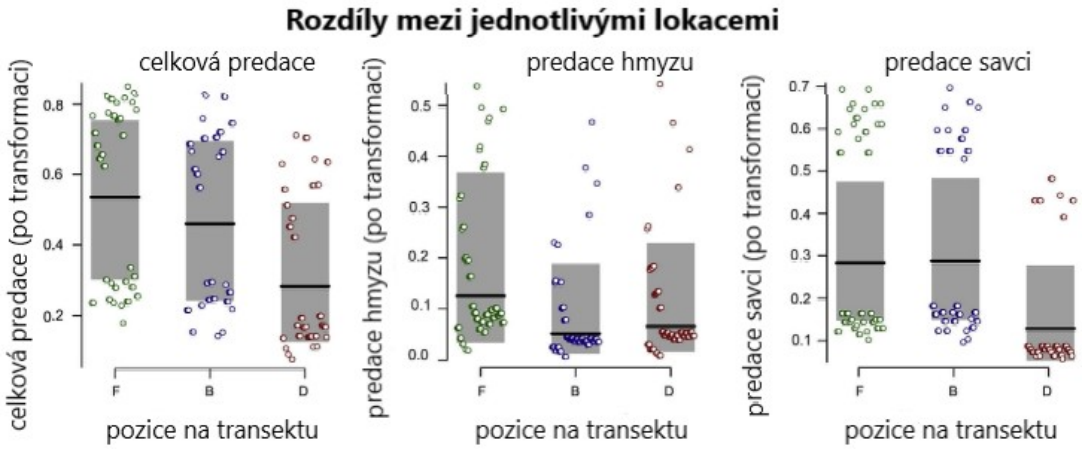
Celkové procento housenek napadených během 48 hodin (exponovaných housenek i housenek v klecích), bylo 33,6 % (159/473). Z toho bylo 65,4 % útoků hmyzem a 28,9 % obratlovci. Osm housenek vykazovalo napadení jak hmyzem, tak obratlovci. U volně exponovaných housenek, vykazovalo známku predace 49,7 % housenek (89/179). Co se týká exponovaných housenek, z celkového počtu napadení bylo 54,6 % housenek napadeno malými savci. Hmyzem bylo napadeno 44,3 % housenek. Oboustranný Pearsonův korelační test, neprokázal žádný významný vztah mezi predací hmyzu a predací savci v daném poli, typu stanoviště nebo časovém období.

Naopak jsme zjistili významný rozdíl (χ^2 = 49,03; p < 0,001) v celkové predaci mezi housenkami volně exponovanými (průměr 49,7 % za dva dny) a krytými klíckami (23,8 % za dva dny; Obrázek 5). Což ukazuje, že celkově byly více predovány exponované housenky. Při porovnání predace hmyzem u housenek z klícek (průměr 23,5 % za dva dny) s exponovanými housenkami (průměr 24,0 % za dna dny), nebyl nalezen významný rozdíl (χ^2 = 0,04; p = 0,83). To znamená, že klícky predaci hmyzem nijak neovlivnily. Pokud porovnáme účinnost klícek při napadení savci, byly rozdíly vysoce významné (χ^2 = 108,92; p < 0,001). Klícky účině chránily housenky, před napadením savci. Pouze jedna klec byla napadena a zničena malým savcem.



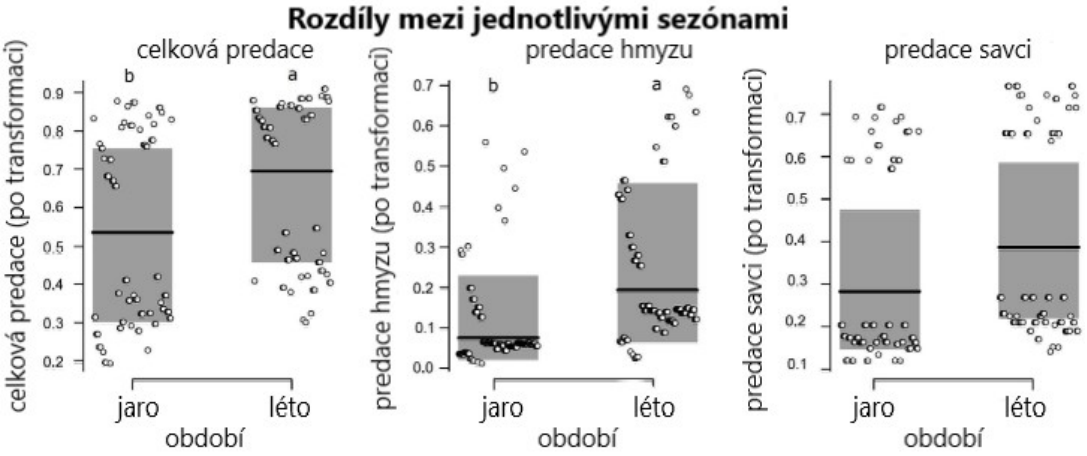
Obrázek 5: Rozdíly v celkové úrovni predace, v predaci hmyzu a v predaci savců (pro housenky volně exponované a housenky v klíckách). V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a rozdílná písmena nad každým sloupečkem označují statisticky významné rozdíly (p <0,05).

Celková míra predace ani predace hmyzem a savci se významně nelišila ani mezi jednotlivými lokacemi v rámci pole (χ^2 = 4,75, p = 0,09; χ^2 = 3,39, p = 0,18; χ^2 = 3,94, p = 0,14). I když je efekt neprůkazný, tak přesto lze pozorovat tendenci ke snížení predace housenek směrem do středu polního kazu (Obrázek 6).



Obrázek 6: Vliv jednotlivých pozic na transektu, na celkovou míru predace hmyzu a savců. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a písmena nad každým sloupečkem označují významné rozdíly (p <0,05). Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).

Celková míra predace byla v létě průkazně vyšší než na jaře (průměrná míra 43,3 % za dva dny, respektive 56,2 % za dva dny; $\chi^2 = 3,94$, $p = 0,05$; Obrázek 7). Obzvláště míra predace hmyzem byla významně vyšší v létě (28,9 % za dva dny) než na jaře (18,5 % za dva dny; $\chi^2 = 13,02$, $p = 0,0003$). Co se týká predace savců, tak ta se mezi jednotlivými obdobími nijak významně nelišila (25,6 % za dva dny, respektive 33,7 % za dva dny; $\chi^2 = 1,75$, $p = 0,19$).



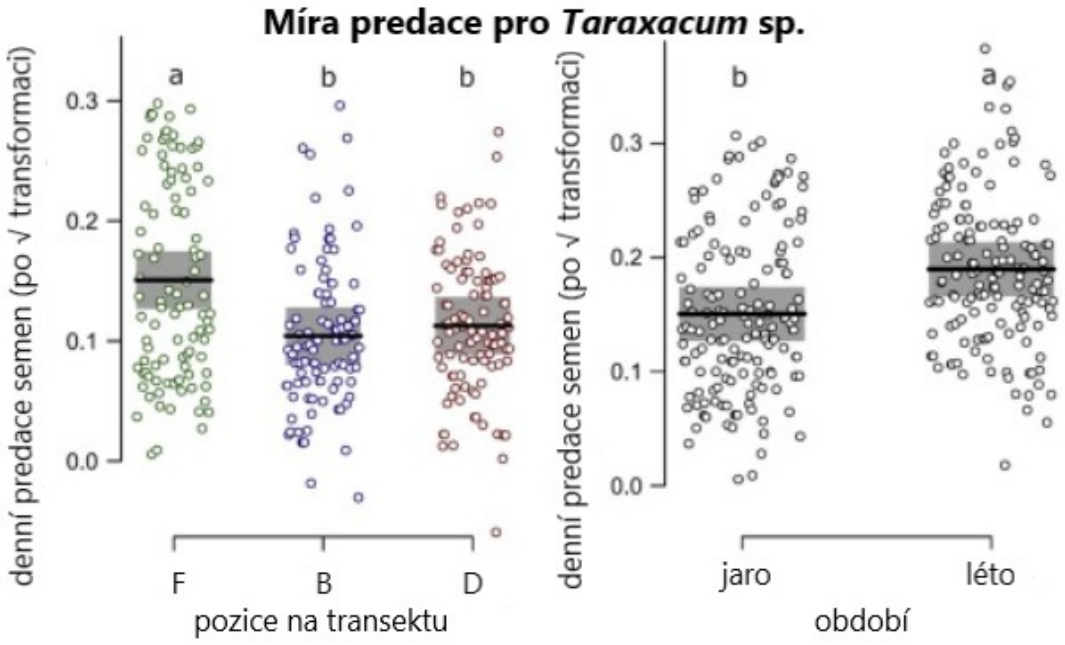
Obrázek 7: Vliv ročního období na celkovou míru predace hmyzu a savců. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a písmena nad každým sloupečkem označují významné rozdíly (p <0,05).

Pro interakci lokace v poli s dobou odběru vzorků, nebyly zjištěny signifikantní vlivy pro celkovou míru predace, hmyz ani savce ($\chi^2 = 0,24$, $p = 0,88$; $\chi^2 = 2,33$, $p = 0,31$; $\chi^2 = 1,63$, $p = 0,44$).

5.2 Kartičky se semínky – predace plevelů

Celkový podíl spotřebovaných semen pro *Taraxacum* sp. byl 27,4 % a pro *Stellaria media* 25,3 %. Průměrná denní spotřeba byla tedy pro *Taraxacum* sp. 2,7 % a pro *Stellaria media* 2,5 %.

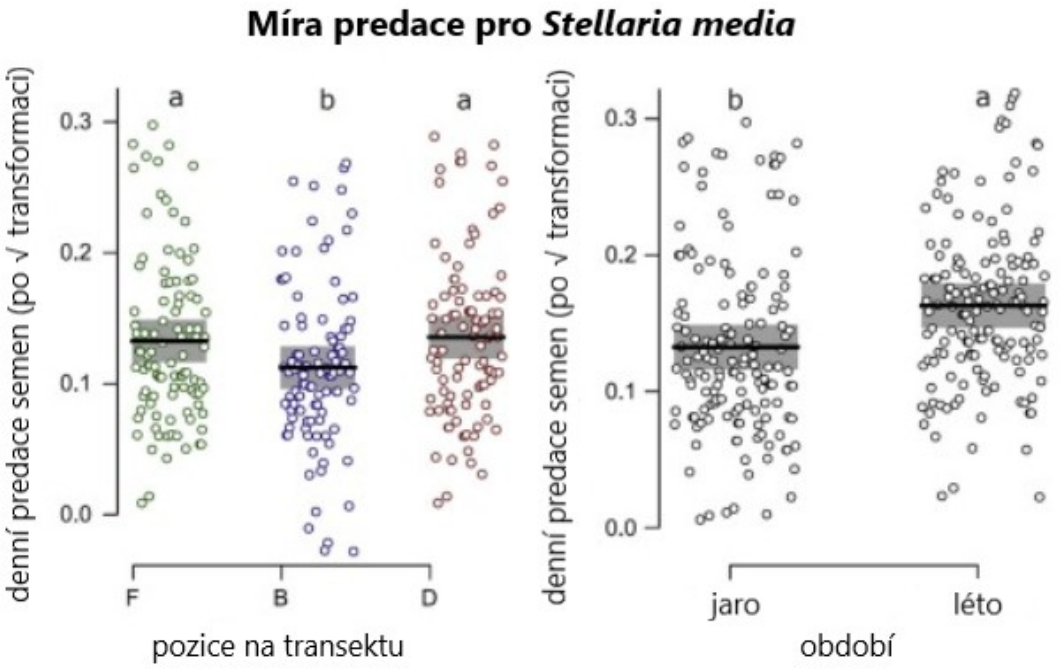
U míry denní predace *Taraxacum* sp. byl prokázán významný rozdíl mezi jednotlivými lokacemi v rámci pole (χ^2 = 6,08, p = 0,01; Obrázek 8). Nejvyšší míra predace byla pro *Taraxacum* sp. prokázána uvnitř porostu řepky (průměr: 3,6 %). Výrazně nižší predace byla naopak na hranici (mezi polem a polním kazem; Tukeyův t test, p = 0,003; průměr: 2,1 %) a uvnitř polního kazu (Tukeyův t test, p = 0,02; průměr: 2,2 %). Mezi mírou predace na hranici s kazem a uvnitř kazu, nebyly významné rozdíly prokázány (Tukeyův t test, p = 0,82). Co se týká časového období, v létě byla vyšší míra predace (průměr: 3,1 %), než na jaře (průměr: 2,2 %; F = 22,97, p < 0,001).



Obrázek 8: Denní predace semen pro *Taraxacum* sp. v jednotlivých pozicích na transektu a v časovém období. Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).

Stejně tak i u semen *Stellaria media* se predace mezi jednotlivými lokacemi v rámci pole lišila (F = 3,94, p = 0,04; Obrázek 9). Míra predace na hranici (průměr: 2,1 %) byla významně nižší než v porostu řepky či uvnitř kazu (Tukeyův t test, p = 0,03; průměr: 2,7 %).

Vyšší míra predace byla u *Stellaria media* zaznamenána v období léta (průměr 2,8 %) než v jarním období (průměr 2,1 %).



Obrázek 9: Denní predace semen pro *Stellaria media* v jednotlivých pozicích na transektu a v časovém období. Předpovědi míry predace semen plevelů jsou vytvořeny na základě GLMM modelů s přepočtem na denní spotřebu semen. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé pruhy) a písmena nad každým pruhem označují významné rozdíly (p <0,05). Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).

Pro interakci pozice v rámci pole s dobou odběru vzorků, nebyly zjištěny signifikantní výsledky ani pro jeden druh semen (χ^2 = 5,53, p = 0,07 pro *Taraxacum*; χ^2 = 1,37, p = 0,50 pro *Stellaria*).

6 Diskuze

Agroekosystémy, poskytují lidem širokou řadu požitků, ať už to je potrava, bioenergie nebo třeba léčiva, a souhrně je můžeme nazvat koncovými ekosystémovými službami (Power, 2010). Tato studie se ale zabývá ekosystémovými službami poskytovanými v ramci orné půdy střevlíky, které sice nemusí být na první pohled zřejmé, přesto jsou z hlediska hospodaření velmi důležité. Střevlíci mohou svou predací snižovat nejen počet hmyzích škůdců, ale i plevelů. To je velice důležité, pokud budeme uvažovat o udržitelnějším stylu hospodaření na našich polích. Je všeobecně známo, že s rostoucí lidskou populací, je zároveň i větší poptávka po potravinách. Abychom ji uspokojili, zvětšujeme rozlohu polí, zvyšujeme využívání anorganických hnojiv, a především využíváme chemické látky (pesticidy) v boji proti plevelům a jiným škůdcům (Tandzi et Mutengwa, 2020). Co kdyby ale k tomuto intenzivnímu hospodaření existovala mnohem udržitelnější alternativa, kterou by mohli poskytovat právě nekteří prospěšní členovci a další organismy (tzv. beneficial organisms)? Pro využívání udržitelnějších hospodářských postupů v zemědělství slouží některá agroenviromentální opatření, která mají přispívat především ke zlepšení kvality životního prostředí. Státní zemědělský intervenční fond poskytuje formou dotací finance pro tyto opatření z Programu rozvoje venkova. V rámci těchto opatření podporuje postupy šetrné k životnímu prostředí a podporuje péči o krajinu ve formě nových biopásů, zatravňování orné půdy nebo při pěstování meziplodin. Pokud by se prokázalo, že polní kazy opravdu dokáží přispět k udržitelnějšímu zemědělství, mohli by zemědělci v rámci tohoto programu čerpat dotace jak pro ekologické zemědělství, tak i v rámci opatření péče o krajinu, do kterých by tvorba polních kazů mohla být zahrnuta (Program rozvoje venkova, 2014-2020). Na základě experimentu Greenopa et al. (2020) by opravdu bylo možné doplnit přirozenou predací, stávající agrochemické regulační metody, a tím zajistit udržitelnější zemědělské hospodaření. Tento experiment pouze potvrzuje to, že členovci dokáží do určité míry poskytovat vybrané ekosystémové služby a že by se mohly stát efektivními. V tuto chvíli mě ale napadá otázka, kolik takových druhů a jedinců by bylo čistě teoreticky potřeba, aby se jimi poskytované služby staly efektivními? A jak velký účinek by tyto ekosystémové služby měly na jeden hektar? V současné době bohužel neexistují experimenty, které by dokázali objasnit, jakým způsobem by tato alternativa mohla fungovat v praxi, v jakém rozsahu nebo jak velký účinek by měla na regulaci plevelů či škůdců.

Bohužel s intenzifikací zemědělství nesouvisí jen předchozí zmíněné problémy, ale také odstranění mimoprodukčních stanovišť a s tím související ztráta biologické rozmanitosti uvnitř polí (Ouyang et al., 2020). Tuto homogenitu krajiny ale mohou zpestřit nejen nově vytvořená mimoprodukční stanoviště, jako jsou živé ploty nebo lesní pásy, ale i dočasně vzniklá mimoprodukční stanoviště, které jsou v této práci pojmenovány polními kazy. Jsou to pro rostliny nehostinná místa, která vznikají především extrémními stanovištními podmínkami, jako je vlhkost půdy, lokální nedostatek živin nebo jsou to místa, kde se při zpracování půdy otáčely rotační stroje (Brose, 2003). Obecně jsou mimoprodukční stanoviště vcelku

dobře prozkoumaná (Ouyang et al., 2020; Connor et McCoy, 2017; Duelli et Obrist, 2003). Naopak dočasným mimoprodukčním stanovištím, prozatím nebyla věnována příliš velká pozornost. Proto tento experiment zkoumá, zda by polní kazy mohly mít vliv na prostorovou distribuci střevlíků a jimi poskytované ekosystémové služby.

Při měření míry postdisperzní predace na kartičkách se semínky *Taraxacum* sp., bylo zjištěno, že k nejvyšší míře predace došlo ve standartním porostu s řepkou olejnou a naopak nejnižší míra predace byla zaznamenána v polních kazech. Tento výsledek se shoduje i se studií, kterou provedl Blubaugh et al. (2016) kde potvrzuje vyšší aktivitu střevlíků v místech s vegetačním krytem. U kartiček se semínky *Stellaria media* byla nejvyšší míra postdisperzní predace zaznamenána naopak uvnitř polních kazů. Tento rozdíl může být dán buď nepřesným vyhodnocením z kartiček, nebo se zde vyskytovaly i jiné druhy semenožravých střevlíků, které tyto semena upřednostňovaly (Seidl et al, 2020).

Pro měření predace většího herbivorního hmyzu bylo využito umělých housenek zelené barvy, které se využívají zejména ve srovnávacích experimentech (Howe et al., 2009). Tato metoda dokumentuje především potencionální interakci mezi predátorem (střevlíkovití) a jeho kořistí (umělé housenky). Přestože je tato kořist vyrobena z umělé hmoty, mohla být v tomto experimentu využita, protože predátor nedokáže rozeznat rozdíl mezi umělou a živou kořistí (Lövei et Ferrante, 2017). Při využití umělých housenek, bylo zjištěno, že z celkového počtu umělých housenek (exponovaných i z klícek) bylo za 48 hodin napadeno cca 34 % housenek. Z toho bylo 65 % napadeno hmyzem. Což mohlo dle mého názoru ovlivnit i to, že část housenek chránily klícky před většími predátory, a to zvyšovalo pravděpodobnost napadení hmyzem. Určení totožnosti predátora, popisuje ve svém experimentu Low et al. (2014) a přiřazuje každému poškození, totožnost predátora. Exponované housenky vykazovaly mnohem větší míru napadení než housenky, které chránily klícky. To tedy potvrzuje, že klícky dokázaly účinně ochránit do nich vloženou kořist. Míra predace při porovnání hmyzu a obratlovců, byla mírně vyšší u obratlovců, ale ne významně. To že obratlovci mohou mít vliv i na míru predace ze strany střevlíků, jak ve svém experimentu zjistili Blubaugh et al. (2017), se v tomto experimentu nepodařilo prokázat.

Dále bylo zjištěno, že v letním období došlo k mnohem vyšší predaci než na jaře, a to jak u škůdců tak plevelů. Aktivitu druhů totiž ovlivňuje i sezónnost během vegetačního období, kdy pro letní období jsou typické vyšší teploty a na ně navázaná vyšší aktivita bezobratlých (Tschumi et al., 2018). Tento zvyšující se trend může být způsoben i nižší dostupností zdrojů v letním období (Frank et al., 2011). Dalším vysvětlením může být zvýšená početnost střevlíků v létě, což odráží i jejich životní cykly, kdy se v létě objevuje další generace členovců (Labruyere et al., 2016). Podle Leeho et al. (2001) mají na zvyšující se početnost členovců vliv i insekticidy, které v období léta ztrácí svou toxicitu, a tím se snižuje úmrtnost členovců. Proto bychom mohli vytvořit experiment, který by porovnával míru postdisperzní predace škůdců i plevelů, jak na polích na které byly insekticidy aplikovány, tak na polích kde k aplikaci nedošlo. Lokálně ale může mít na početnost střevlíků vliv i vegetační pokryv, mikroklima, odlišné charakteristiky půdy nebo styl zemědělského hospodaření (Labruyere et al., 2016). K tomuto tvrzení bychom mohli vytvořit experiment, který by měřil míru postdisperzní predace mezi jednotlivými roky, kde byla na stejném poli vysázena odlišná plodina. Mohli bychom zde

zkoumat, zda se po změně plodiny míra postdisperzní predace zvýšila či snížila. Také bychom mohli porovnat, jestli i druh plodiny má vliv na míru postdisperzní predace. Dalším zajímavým faktem je, že po sklizni dochází k ukončení životního cyklu semen a klesá tak i potravní nabídka (Labruyere et al., 2018). Toto tvrzení by bylo zajímavé ověřit experimentem, který by porovnával nejen jarní a letní období, ale i to podzimní.

V rámci experimentu bylo zjištěno, že predace plevelů a hmyzích škůdců se uvnitř polních kazů nijak významně nelišila od predace, ke které došlo na jejich hranici nebo uvnitř standartního porostu řepky olejné. Znamená to tedy, že polní kazy nejsou spojeny s významným poklesem ekosystémových služeb, poskytovaných střevlíky. Ať už se tedy polní kazy v agroekosystémech vyskytují nebo ne, významně poskytování ekosystémových služeb nesnižují. Naopak bylo zjištěno, že jednotlivé typy stanovišť (standartní porost řepky, hranice, polní kaz) ovlivnily početnost členovců v jednotlivých transektech (Seidl et al., 2020). To že mimoprodukční stanoviště mohou zvyšovat biodiverzitu členovců uvnitř agroekosystémů, zdůrazňuje ve svém článku i Ouyang et al. (2020). Experiment provedený v této práci potvrzuje to, že nejen všeobecně zkoumané trvalé mimoprodukční stanoviště, ale i dočasně vzniklé polní kazy mohou mít příznivý vliv na biodiverzitu členovců.

Když jsem si pro bakalářskou práci vybrala téma: Predace semen plevelů v zemědělské krajině, nevěděla jsem ještě o daném tématu takřka nic. Přes tvorbu samotných kartiček k experimentu a jejich aplikace v terénu jsem se postupně dozvídala nové informace k zadanému tématu. V experimentální části jsem vyzkoušela nejen svou trpělivost při počítání semínek plevelů, ale také jsem se podívala do krásné oblasti Českého Středohoří, kde jsem před tím ještě nikdy nebyla. Při psaní rešeršní části jsem zjistila, co to vůbec polní kazy jsou, proč se tvoří a čím by mohly být v zemědělské krajině prospěšné. Také jsem zjistila, že čeleď střevlíkovitých se živí nejen škůdci ale i semeny polních plevelů. A na toto téma jsem v podstatě zaměřila i svou diplomovou práci. Hodnotila jsem polní kazy nejen z pohledu regulace plevelů, ale i škůdců. V průběhu této práce jsem postupně prohlubovala své znalosti o nové vědomosti. Na počátku psaní bych to asi neřekla, ale teď když si obě práce otevřu, musím říct, že mám opravdu radost, co jsem dokázala vytvořit a především že jsem to zvládla. Navíc mám radost, že jsem touto prací mohla přispět v podobě nových informací o doposud nepříliš prozkoumaných polních kazech. Psaní této práce vyzkoušelo nejen mou trpělivost a odhodlání, ale rozšířilo především mé obzory v dané problematice.

7 Závěr

Tato diplomová práce se zaměřila na vliv polních kazů na vybrané ekosystémové služby poskytované členovci v agroekosystémech. Experiment proběhl v polních kazech s řepkou olejnou v Českém Středohoří. Pomocí přímých terénních měření se zkoumaly v rámci kazy tři typy lokace (vnitřek kazu, hranice kazu a porost okolní plodiny s řepkou. Otázkou bylo, zda mají polní kazy vliv na míru postdisperzní predace semen a míru predace většího herbivorního hmyzu. Míra postdisperzní predace vybraných semen plevelů byla měřena pomocí kartiček se semínky (30 ks/kartička). Míra predace většího herbivorního hmyzu byla měřena pomocí uměle vytvořených plastových housenek, které měly imitovat kořist. Také se zde testovalo, zda vyrobené ochranné kovové klícky dokáží tuto kořist ochránit před většími druhy obratlovců. Dalším zajímavým faktorem bylo i vyhodnocení predace v průběhu sezóny (jaro a léto).

Bylo zjištěno, že jednotlivé typy stanovišť (polní kaz, hranice kazu, porost s řepkou olejnou), ovlivnili početnost střevlíků v jednotlivých transektech pole, a to jak pro oba druhy semínek plevelů (*Taraxacum* sp. a *Stellaria media*), tak pro predaci většího herbivorního hmyzu. Rozdíl ale nebyl natolik významný, že by polní kazy souvisely s výrazným poklesem ekosystémových služeb, poskytovaných střevlíky. V polních kazech došlo k nízké míře predace v porovnání s hranicí kazu nebo se standartním porostem řepky olejné. Predace kartiček se obecně od polních kazů směrem do středu pole snižovala a umělé housenky byly z velké části predovány právě hmyzem. Před velkými druhy obratlovců (kartičky i část housenek) je účinně chránili klícky vyrobené z poplastovaného pletiva. Co se týká, míry predace v rámci sezóny, ta byla prokazatelně vyšší v období léta, což potvrdilo vliv vegetačního období na predaci plevelů i škůdců.

Tento experiment navazuje i na mou bakalářskou práci, kde jsem zkoumala pouze míru postdisperzní predace semen plevelů (*Taraxacum* sp. a *Stellaria media*) v polních kazech. Cílem bylo zjistit, zda jednotlivé typy stanovišť v rámci pole, mají vliv na predaci semen plevelů uvnitř monokultur řepky olejné. Obě práce se zaměřují na význam polních kazů v zemědělské krajině, což je odlišuje od jiných experimentů. Ostatní studie se často zabývají pouze mimoprodukčními stanovišti, jako jsou lesní lemy, remízky nebo živé ploty. Ty jsou na rozdíl od polních kazů vcelku dobře prozkoumány. Obě mé práce mohou být využity jako podkladové materiály pro studium polních kazů v souvislosti s čeledí střevlíkovitých a jejich potenciálu poskytovat důležitou biokontrolní službu v zemědělské krajině. V souvislosti se zhoršujícím se stavem životního prostředí, by biokontrolní služby mohly být v budoucnu částečnou alternativou, či doplňkovou službou v oblasti udržitelného zemědělství.

8 Literatura a použité zdroje

Adhikari S., Menalled F. D., 2018: Impacts of dryland farm management systems on weeds and ground beetles (Carabidae) in the northern great plains. Department of Land Resources and Environmental Sciences. 10 (7): 2146.

Agatz A., Ashauer R., Sweeney P., Brown C. D., 2020: A knowledge-based approach to designing control strategies for agricultural pests. Agricultural Systems. 183: 1-8.

AK ČR, 2018: Mýty a fakta o pěstování a zpracování řepky olejky v ČR. Svaz pěstitelů a zpracovatelů olejnin. 1-33.

Andrén O., Kätterer T., 2008: Agriculture systems. Encyclopedia of ecology. 96-101.

Bailleul D., Ollier S., Lecomte J., 2016: Genetic diversity of oilseed rape fields and feral populations in the context of coexistence with GM crops. PLos One. 11(6): e0158403.

Banerjee O., Crossman N., Vargas R., Brander L., Verburg P., Cicowiez M., Hauck J., McKenzie E., 2020: Global socio-economic impacts of changes in natural capital and ecosystem services: State of play and new modeling approaches. Ecosystem Services. 46: 101202.

Batary P., Andras B., Klejin D., Tscharntke T., 2011: Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. Proceedings of The Royal Society B Biological sciences. 278: 1894-1902.

Begon M., Townsend C. R., Harper J. L., 2006: Ecology: From Individuals to Ecosystems. Blackwell. 738.

Birkhofer K., Anderson S. K. G., Bengtsson J., Bommarco R., Dänhardte J., Ekbom B., Ekroose J., Hahn T., Hedlund K., Jönsson M. A., Lindborg R., Olsson O., Rader R., Rusch A., Stjernman M., Williams A., Smith G. H., 2018: Relationships between multiple biodiversity components and ekosystém services along a landscape complexity gradient. Biological Conservation. 218: 247-253.

Blanco J., Dendoncker N., Barnaud C., Sirami C., 2019: Ecosystem disservices matter: Towards their systematic integration within ecosystem service research and policy. Ecosystem Services. 36: 100913.

Blath J., Buzzoni E., Koskela J., Wilke B., 2020: Statistical tools for seed bank detection. Theoretical Population Biology. 132: 1-15.

Blubaugh C. K., Hagler J. R., Machtley S. A., Kaplan I., 2016: Cover crops promote aggregation of omnivorous predators and facilitate weed biological control. Agriculture, Ecosystems & Environment. 231: 264-270.

Blubaugh C. K., Widick I. V., Kaplan J., 2017: Does fear beget fear? Risk-mediated habitat selection triggers predator avoidance at lower trophic levels. Oecologia. 185: 1-11.

Bogdziewicz M., Espelta J. M., Bonal R., 2019: Tolerance to seed predation mediated by seed size increases at lower latitudes in a Mediterranean oak. Annals of Botany. 123 (4): 707-714.

Bohan D. A., Boursault A., Brooks D. R., Petit S., 2011: National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. Journal of Applied Ecology. 48 (4): 888-898.

Brose U., 2003: Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? Oecologia. 135: 407-413.

Burghardt K. T., Tallamy D. W., Philips Ch., Shropshire K. J., 2010: Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. Ecosphere. 1 (5): 1-22.

Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace J. B., Larigauderie A., Srivastava D. S., Naeem S., 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature. 486: 59–67.

Carvajal-Endara S., Hendry A. P., Emery A. P., Neu C. P., Carmona D., Gotanda K. M., Davies T. J., Chaves J. A., Johnson M. T. J., 2019: The ecology and evolution of seed predation by Darwin's finches on Tribulus cistoides on the Galápagos Islands. Ecological Monographs. 90 (1): e09312.

Connor E. F., Mc Coy E. D., 2017: Species – Area Relationships. Reference Module in Life Sciences. Encyclopedia of Biodiversity. 640-650.

Córdoba C., Triviño C., Calderón J., 2020: Agroecosystem resilience. A conceptual and methodological framework for evaluation. Plos one. 15 (4): e0220349.

Costanza R., 2020: Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. Ecosystem Services. 43: 101096.

Curry J. P., 1993: Grassland Invertebrates. Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth. Chapman and Hall. London. 424.

CZO, 2019: Czech Statistical Office, “Territory and Climate”, “Climate Values in 2017”.https://www.czso.cz/documents/10180/97647041/320198180207.xlsx/ 72ed5dea-bf9d-4934-a29d-cd679d4a0812?version=1.1.

Dainese M., Montecchiari S., Sitzia T., Sigura M., Marini L., 2017: High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. 54 (2): 380-388.

Davis A. S., Daedlow D., Schutte B. J., Westerman P. R., 2011: Temporal scaling of episodic point estimates of seed predation to long-term predation rates. Methods in Ecology and Evolution. 2 (6): 682-890.

Dresselhaus T., Hückelhoven R., 2017: Biotic and abiotic responses in crop plants. Agronomy. 8 (267): 1-6.

Duelli P., Obrist M. K., 2003: Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. Basic and Applied Ecology. 4 (2): 129-138.

Dylewski L., Ortega Y. K., Bogdziewicz M., Pearson D. E., 2020: Seed size predicts global effects of small mammal seed predation on plant recruitment. Ecology Letters. 23 (6): 1024-1033.

Ferrante M., González E., Lövei G., 2017: Predators do not spill over from forest fragments to maize fields in a landscape mosaic in central Argentina. Ecology and Evolution. 7 (19): 7699-7707.

Firbank L. G., Heard M. S., Woiwod I. P., Hawes C., Haughton A. J., Champion G. T., Scott R. J., Dewar A. M., Squire G. R., May M. J., Brooks D. R., Bohan D. A., Daniels R. E., Osborne J. L., Roy D. B., Black H. I. J., Rothery P., Perry J. N., 2003: An introduction to the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. 40 (1): 2-16.

Frank S. D., Shrewsbury P. M., Denno R. F., 2011: Plant versus prey resources: influence on omnivore behavior and herbivore suppression. Biological Control. 57: 229-235.

Frei B., Guenay Y., Bohan D. A., Traugott M., Wallinger C., 2019: Molecular analysis indicates high levels of carabid weed seed consumption in cereal fields across Central Europe. Journal of Pest Science. 92: 935-942.

Fülöp D., Bérces S., Szabó P., Samu F., 2020: Effects of abiotic factors on co-occurring Carabus (Coleoptera: Carabidae) species. Biologia. 350.

Garrote P. J., Calvo G., Zywiec M., Delibes M., Suárez-Esteban A., Castilla A. R., Fedriani J. M., 2019: Extrinsic factors rather than seed traits mediate strong spatial variation in seed predation. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 38: 39-47.

Geiger F., Wäckers F. L., Bianchi F. J. J. A., 2009: Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. BioControl. 54: 529-535.

Greenop A., Cook S. M., Wilby A., Pywell R. F., Woodcock B. A., 2020: Invertebrate community structure predicts natural pest control resilience to insecticide exposure. Journal of Applied Ecology. 1-13.

Hargreaves A. L., Suárez E., Mehltreter K., Myers-Smith I., Vanderplank S. E., Slinn H. L., Vargas-Rodriguez Y. L., Haeussler S., David S., Munoz J., Almazán-Nunez R. C., Loughnan D., Benning J. W., Moeller D. A., Brodie J. F., Thomas H. J. D., Morales P. A., 2019: Seed predation increases from the Arctic to the Equator and from high to low elevations. Evolutionary Biology. 5 (2): 1-11.

He Y., Gao P., Qiang S., 2019: An investigation of weed seed banks reveals similar potential weed community diversity among three different farmland types in Anhui Province, China. Journal of Integrative Agriculture. 18 (4): 927-937.

Hodson E., 2012: Chapter One - Human Environments: Definition, Scope, and the Role of Toxicology. Progress in Molecular Biology and Translational Science. 112: 1-10.

Honěk A., Martínková Z., Jarošík V., 2003: Ground beatles *(Carabidae)* as seed predators. European Journal of Entomology. 100: 531-544.

Howe A., Lövei G. L., Nachman G., 2009: Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. Entomologia Experimentalis et Applicata. 131 (3): 325-329.

Charalabidis A., Moncharmont F., Carbonne B., Bohan D. A., Petit S., 2019: Diversity of foraging strategies and responses to predator interference in seed-eating carabid beetles. Basic and Applied Ecology. 39: 13-24.

Chen F., Zhang M., Wu Y., Huang Y., 2019: Seed rain and seed bank of a draw-down zone and their similarities to vegetation under the regulated water-level fluctuation in Xiangxi River. Journal of Freshwater Ecology. 35 (1): 57-71.

Christianini A. V., Oliveira P. S., 2010: Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. Journal of Ecology. 98: 573-582.

Jarošík V., 2005: Růst a regulace populací. Academia, Praha. 1-170.

Karuppuchamy P., Venugopal S., 2016: Integrated Pest Management. Ecofriendly pest management for food security. 651-684.

Kazda J., Jindra Z., Kabíček J., Prokinová E., Ryšánek P., Stejskal V., 2003: Choroby a škůdci polních plodin, ovoce a zeleniny. Ing. Martin Sedláček, Praha. 1-158. ISBN 80-86726-03-7.

Kazda J., Škeřík J., Baranyk P., Herda G., Nerad D., Volf M., 2008: Metodika integrované ochrany řepky. SPZO s.r.o. Studio Petrýl. 1-82.

Kildisheva O. A., Dixon K. W., Silveira F. A. O., Chapman T., Sacco A., Mondoni A., Turner S. R., Cross A. T., 2020: Dormancy and germination: making every seed count in restoration. Restoration Ecology. 28 (3): 256-265.

Klimeš P., 2004: Přehled potravních specializací střevlíkovitých (Carabidae). Seminární práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy. 1-50.

Knapp M., Řezáč M., 2015: Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. Plos One. 10 (4): e0123052.

Knapp M., Seidl M., Knappová J., Macek M., Saska P., 2019: Temporal changes in the spatial distribution of carabid beetles around arable field-woodlot boundaries. Scientific Reports. 9: 8967.

Kogan M., Turnipseed S. G., Shepard M., De Oliveira E. B., Borgo A., 1977: Pilot insect pest management program for soybean in southern Brazil. Journal of Economic Entomology. 70 (5): 659-663.

Koprdová S., 2011: Disertační práce na téma: Význam suchozemských stejnonožců (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) v post-disperzní predaci semen plevelů. Česká Zemědělská Univerzita v Praze. 1-127.

Kotze D. J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy- Richard E., Dekoninck W., Koivula M., Lövei G. L., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R., Zetto T., 2011: Forty years of carabid beetle research in Europe

– from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. Zookeys. 100: 55-148.

Labruere S., Ricci B., Lubac A., Petit S., 2016: Crop type, crop management and grass margins affect the abundance and the nutritional state of seed-eating carabid species in arable landscapes. Agriculture Ecosystem & Environment. 231: 183-192.

Labruyere S., Petit S., Ricci B., 2018: Annual variation of oilseed rape habitat quality and role of grassy field margins for seed eating carabids in arable mosaics. Agricultural and Forest Entomology. 20: 234-245.

Lami F., Boscutti F., Masinová R., Sugura M., Marini L., 2020: Seed predation intensity and stability in agro-ecosystems: Role of predator diversity and soil disturbance. Agriculture, Ecosystems & Environment. 288: 1-8.

Landis D. A., 2017: Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. Basic and Applied Ecology. 18: 1-12.

Landis D. A., Wratten S. D., Gurr G. M., 2000: Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. Annual Review of Entomology. 45: 175-201.

Landová T., 2015: Bakalářská práce na téma: Růstové faktory řepky olejky (*Brassica napus L.)* a kukuřice seté (*Zea mays L.)* po ošetření obilek netermálním plazmatem. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích. 1-65.

Lang A., Filser J., Henschel J. R., 1999: Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. Agriculture, Ecosystems & Environment. 72 (2): 189-199.

Lee J. C., Menalled F. D., Landis D. A., 2001: Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. Journal of Applied Ecology. 38 (2): 472-483.

Lövei G. L., Ferrante M., 2017: A review of the sentinel prey method as a way of quantifying invertebrate predation under field conditions. Insect Science. 24: 528-542.

Low P. A., Sam K., McArthur C., Posa M. R. C., Hochuli D. F., 2014: Determining predator identity from attack marks left in model caterpillars: guidelines for best practice. Entomologia Experimentalis et Applicata. 152 (2): 120-126.

LPIS, 2019: Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Soil Registry, Public LPIS Web Services. http://eagri.cz/public/web/mze/farmar/LPIS/ws-lpis/.

Luna C. A., Loayza A. P., Squeo F. A., 2016: Fruit size determines the role of three scatter-hoarding rodents as dispersers or seed predators of a fleshy-fruited Atacama desert shrub. Plos One. 11: e0166824.

Lyytimäki J, 2015: Ecosystem disservices: Embrace the catchword. Ecosystem Services. 12:136.

Martínková Z., Saska P., Honěk A., 2006: Consumption of fresh and buried seed by ground beetles (Coleoptera: Carabidae). European Journal of Entomology. 103 (2): 361-364.

Naranjo S., Ellsworth P., 2009: Fifty years of the integrated control concept: moving the model and implementation forward in Arizona. Pest Management Science. 65 (12): 1267-1286.

Ndog G. O., Therond O., Cousin I., 2020: Analysis of relationships between ecosystem services: A generic classification and review of the literature. Ecosystem Services. 43: 101120.

Oerke E. C., Dehne H. W., Schonbeack F., Weber A., 1994: Crop Production and Crop Protection. Elsevier Science. Amsterdam. Netherlands. 1-808.

Ouyang F., Men X., Yang B., Su J., Zhang Y., Zhao Z., Ge F., 2012: Maize benefits the predatory beetle, propylea japonica (Thunberg), to provide potential to enhance biological control for aphids in cotton. Plos One. 7: e44379.

Ouyang F., Su W., Zhang Y., Liu X., Su J., Zhang Q., Men X., Qian J., Ge F., 2020: Ecological control service of the predatory natural enemy and its maintaining mechanism in rotation-intercropping ecosystem via wheat-maize-cotton. Agriculture, Ecosystems & Environment. 301: 107024.

Pan J., Zhang L., Wang L., Fu S., 2020: Effects of long-term fertilization treatments on the weed seed bank in a wheat-soybean rotation systém. Global Ecology and Conservation. 21: 1-8.

Petit S., Trichard A., Biju-Duval L., McLaughlin Ó. B., Bohan D. A., 2017: Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. Agriculture, Ecosystems & Environment. 240: 45-53.

Pilgrim E. S., Macleod Ch. J. A., Blackwell M. S. A., Bol R., Hogan D. V., Chadwick D. R., Cardenas L., Misselbrook T. H., Haygarth P. M., Brazier R. E., Hobbs Ch., Jarvis S., Dungait J., Murray P. J., Firbank L. G., 2010: Interactions Among Agricultural Production and Other Ecosystem Services Delivered from European Temperate Grassland Systems. Advances in Agronomy. 109: 117-154.

Power A. G., 2010: Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Philosophical transactions of The Royal Society B Biological sciences. 365 (1554): 2959-71.

Presotto A., Pandolfo C., Poverene M., Cantamutto M., 2016: Can achene selection in sunflower crop-wild hybrids by pre-dispersal seed predators hasten the return to phenotypically wild sunflowers? Euphitica. 208: 453-462.

Program rozvoje venkova, 2014-2020: Metodika k provádění nařízení vlády č. 79/2007 Sb., o podmínkách provádění agroenvirementálních opatření, ve znění pozdějších předpisů. Ministerstvo zemědělství. 1-107.

R Development Core Team, 2019: A language and environment for statistical computing. Dostupné na http://www.R-project.org.

Richards L. A., Coley P. D., 2006: Seasonal and habitat differences affect the impact of food and predation on herbivores: a comparison between gaps and understory of a tropical forest. Oikos Syntesising Ecology. 116 (1): 31-40.

Rodriguez-Gasol N., Alins G., Veronesi E. R., Wratten S., 2020: The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. Biological Control. 151: 1-15.

Rusch A., Muriel V. M., Sarthou J. P., Estrade J. R., 2010: Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems: Effects of Crop Management, Farming Systems, and Seminatural Habitats at the Landscape Scale. Advances in Agronomy. 109: 219-259.

Russell M. C., Lambrinos J., Records E., Ellen G., 2017: Seasonal shifts in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) species and functional composition maintain prey consumption in Western Oregon agricultural landscapes. Biological Control. 106: 54-63.

Saska P., Honěk A., Martínková A., 2014: Predace semen střevlíky v agrocenózách. Živa. Nakladatelství Academia. 5: 213-214.

Sattler C., Gianuca A. T., Schweiger O., Franzen M., Settele J., 2020: Pesticides and land cover heterogeneity affect functional group and taxonomic diversity of arthropods in rice agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment. 297: 106927.

Seidl M., González E., Kadlec T., Saska P., Knapp M., 2020: Temporary non-crop habitats within arable fields: The effects of field defects on carabid beetle assemblages. Agriculture, Ecosystems and Environment. 293: 106856.

Shang Z., Yang S., Shi J., Wang Y., Long R., 2013: Seed rain and its relationship with above-ground vegetation of degraded Kobresia meadows. Journal of Plant Research. 126: 63-72.

Stevens A., 2010: Predation, herbivory, and parasitism coexist within ecological communities. How do these interactions create dynamic, ever-changing biological systems? Nature Education Knowledge 3 (10): 36.

Tandzi N. L., Mutengwa S. Ch., 2020: Factors affecting yield of crops. Agronomy - Climate Change & Food Security. 2: 9-18.

Thiele H. U., 1977: Dispersal and dispersal power of Carabid beetles. Carabid beetles in their environments. Zoophysiology and ekology, volume 10. Springer, Berlin Heidelberg. 1-385. ISBN: 978-3-642-81156-210.

Tschumi M., Ekroos J., Hjort C., Smith H. G., Birkhofer K., 2018: Predation-mediated ecosystem services and disservices in agricultural landscapes. Ecological Applications. 28: 2109-2118.

Tunaz H., 2004: Insect Growth Regulators for Insect Pest Control. Turkish Journal of Agriculture and Forestry. 28: 377-387.

Urrutia A. L., Gonzáles C., Cauwelaert E. M. V., Rosell J. A., Barrios L. G., Benítez M., 2020: Landscape heterogeneity of peasant-managed agricultural matrices Agriculture Ecosystem & Environment. 292: 106797.

Vahid S., 2019: Factors that influence the level of weed seed predation: A review. Weed Biology and Management. 19 (3): 61-74.

Valles-Planells M., Galiana F., Torrijos I., D., 2020: Agricultural abandonment and resilience in a Mediterranean periurban traditional agroecosystem: a landscape approach. Ecology and society. 25 (1): 1-5.

Wang B., Phillips J. S., Tomlinson K. W., 2017: Tradeoff between physical and chemical defense in plant seeds is mediated by seed mass. Oikos Synthessing Ecology. 127 (3): 440-447.

Wehner K., Schäfer L., Blüthen N., Mody K., 2020: Seed type, habitat and time of day influence post-dispersal seed removal in temperate ecosystems. PeerJ. 8: e8769.

Weis A. E., Berenbaum M. R., 1989: Herbivorous insects and green plants. Plant-animal Interactions. 122-162.

Westerink J., Pérez-Soba M., Doorn A., 2020: Social learning and land lease to stimulate the delivery of ecosystem services in intensive arable farming. Ecosystem Services. 44: 1011249.

Wheeler W. B., 2002: Arthropod resistance to pesticides: status and overview. Pesticides in Agriculture and the Environment. Marcel Dekker. New York. 241-272.

Whittingham M. J., 2011: The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? Journal of Applied Ecology. 48 (3): 509-513.

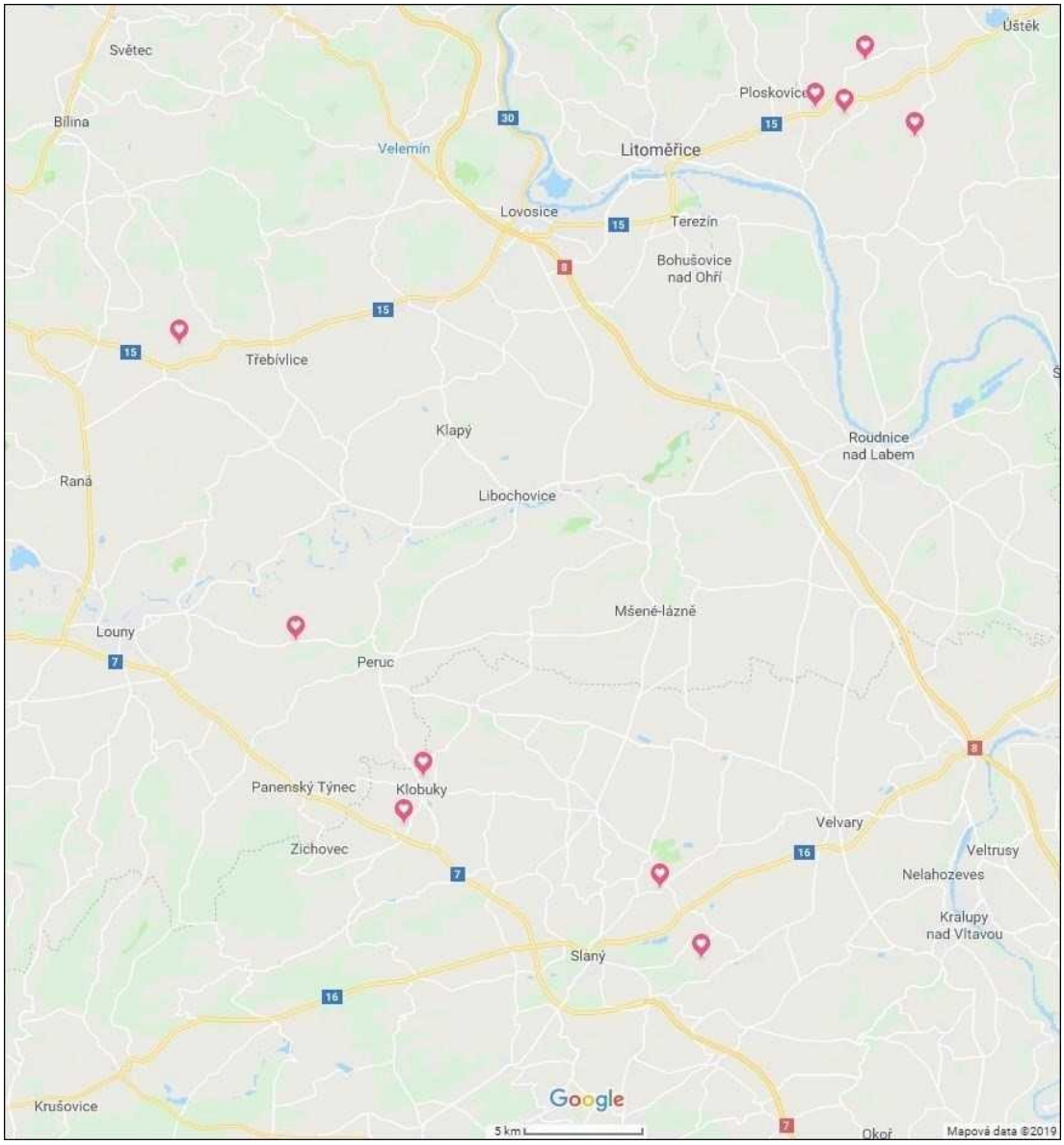
Williams I. H., Ferguson A. W., Kruus M., Veromann E., Warnen D. J., 2010: Ground Beetles as Predators of Oilseed Rape Pests: Incidence, Spatio-Temporal Distributions and Feeding. Biocontrol-Based Integrated Management of Oilseed Rape Pests. 115-149.

Winfree R., Fox J. W., Williams N. M., Reilly J. R., Cariveau D. P., 2015: Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. Ecology letters. 18 (7): 626-635.

WMO, 2019: World Meteorological Organization, Country Profile Database – Czech Republic. https://www.wmo.int/cpdb/czech-republic.

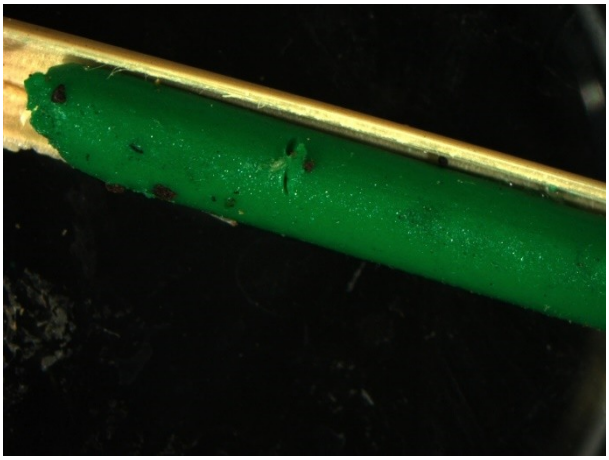
Zhang Y., Zhang K., Ji Y., Tao J., 2020: Physical dormancy and soil seed bank dynamics in seeds of Melilotus albus (Fabaceae). Flora. 266: 1-8.

9 Přílohy

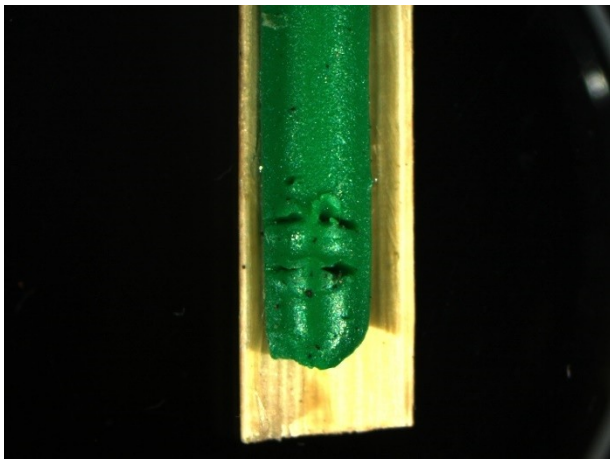


Příloha 1: Mapa vybraných lokalit s řepkou olejnou (České Středohoří)

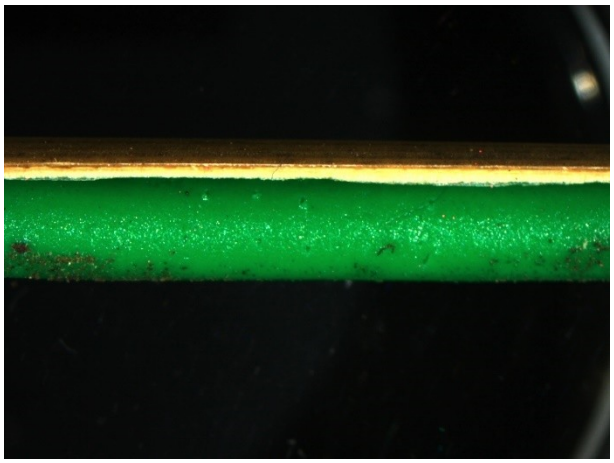
Příloha 2: Větší druh střevlíka



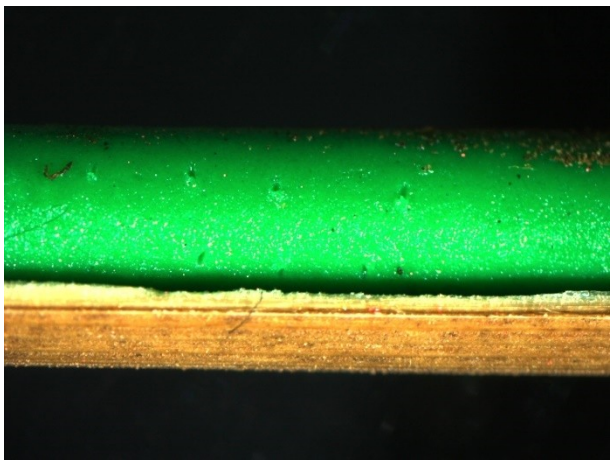
Příloha 3: Větší druh střevlíka



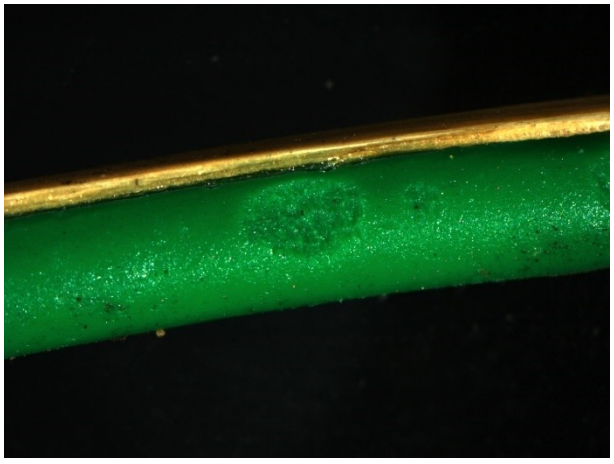
Příloha 4: Větší druh střevlíka



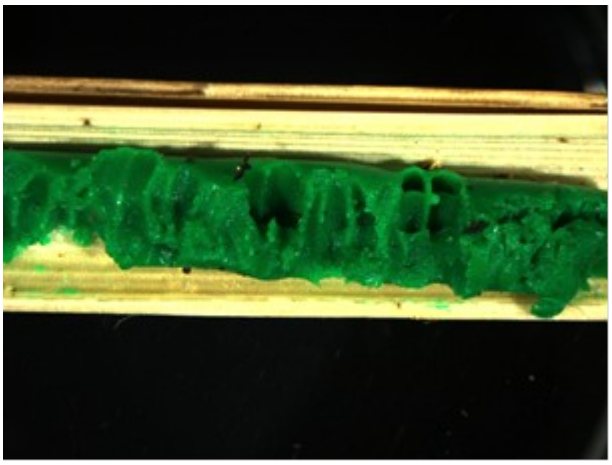
Příloha 5: Menší druh střevlíka



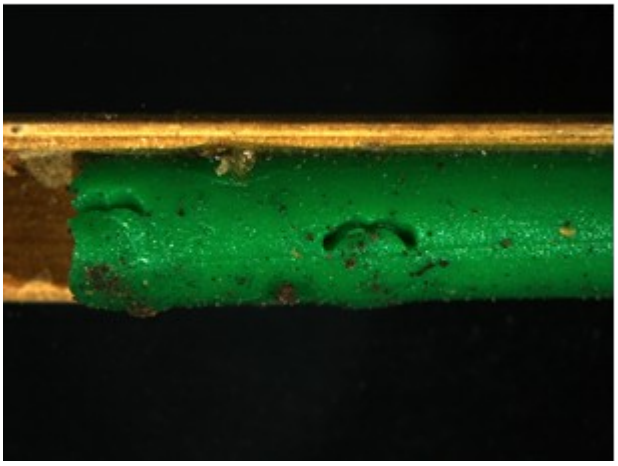
Příloha 6: Menší druh střevlíka



Příloha 7: Poškození (opilování) vzniklé pravděpodobně měkkýšem

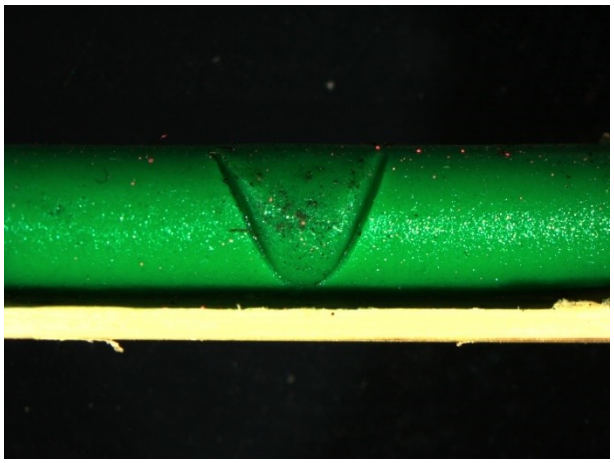


Příloha 8: Hlodavec

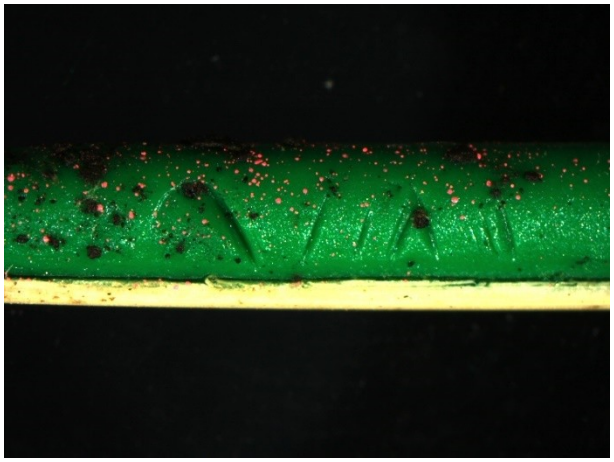


Příloha 9: Hlodavec

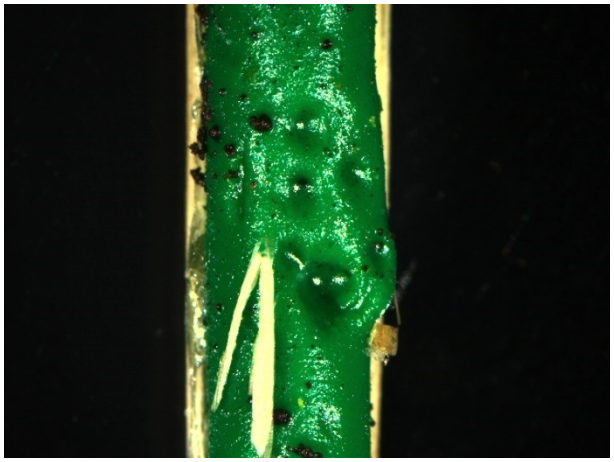
Příloha 10: Hlodavec



Příloha 11: Pták

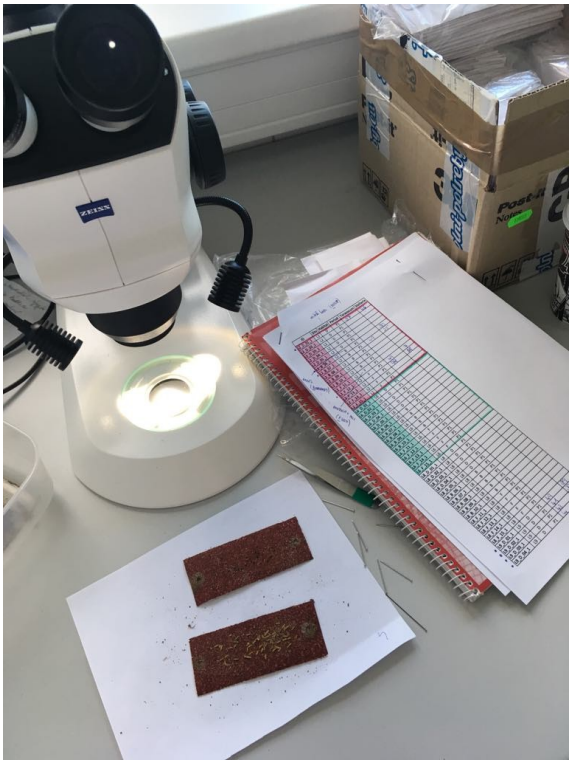


Příloha 12: Pták



Příloha 13: Poškozený (rozteklý) vzorek sluncem

Příloha 14: Rozmístění klícek na hranici kazu (foceno ve druhé periodě)



Příloha 15: Počítání nepredovaných semen a zápis do záznamového archu

Příloha 16: Vyžraná semena Taraxacum sp.

Příloha 17: Vyžraná semena *Stellaria media*

Seznam obrázků:

Obrázek 1: Ukázka uměle vyrobené housenky.....33
Obrázek 2: Schéma rozmístění housenek v poli.....34
Obrázek 3: Kartičky se semínky (kryté klíckou).....36
Obrázek 4: Schéma rozmístění kartiček v poli.....36
Obrázek 5: Rozdíly v celkové úrovni predace, v predaci hmyzu a v predaci savců (pro housenky volně exponované a housenky v klíckách). V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a rozdílná písmena nad každým sloupečkem označují statisticky významné rozdíly (p <0,05). 39
Obrázek 6: Vliv jednotlivých pozic na transektu, na celkovou míru predace hmyzu a savců. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a písmena nad každým sloupečkem označují významné rozdíly (p <0,05). Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).....40
Obrázek 7: Vliv ročního období na celkovou míru predace hmyzu a savců. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé sloupečky) a písmena nad každým sloupečkem označují významné rozdíly (p <0,05).....40
Obrázek 8: Denní predace semen pro *Taraxacum* sp. v jednotlivých pozicích na transektu a v časovém období. Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).....41
Obrázek 9: Denní predace semen pro *Stellaria media* v jednotlivých pozicích na transektu a v časovém období. Předpovědi míry predace semen plevelů jsou vytvořeny na základě GLMM modelů s přepočtem na denní spotřebu semen. V grafech jsou vyobrazeny ± 95% intervaly spolehlivosti (černé čáry a šedé pruhy) a písmena nad každým pruhem označují významné rozdíly (p <0,05). Každý jednotlivý transekt v poli, je v grafu barevně odlišen (F = vnitřní pole s řepkou, zeleně; B = hranice polního kazu, modře; a D = defekt pole – polní kaz, červeně).....42

Seznam příloh:

Příloha 1: Mapa vybraných lokalit s řepkou olejnou (České Středohoří).....55
Příloha 2: Větší druh střevlíka.....56
Příloha 3: Větší druh střevlíka.....56
Příloha 4: Větší druh střevlíka.....56
Příloha 5: Menší druh střevlíka.....57
Příloha 6: Menší druh střevlíka.....57
Příloha 7: Poškození (opilování) vzniklé pravděpodobně měkkýšem.....57
Příloha 8: Hlodavec.....58
Příloha 9: Hlodavec.....58
Příloha 10: Hlodavec.....58
Příloha 11: Pták.....59
Příloha 12: Pták.....59

Příloha 13: Poškozený (rozteklý) vzorek sluncem.....59
Příloha 14: Rozmístění klícek na hranici kazu (foceno ve druhé periodě).....60
Příloha 15: Počítání nepredovaných semen a zápis do záznamového archu.....60
Příloha 16: Vyžraná semena Taraxacum sp.....61
Příloha 17: Vyžraná semena *Stellaria media*.....61