

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Vliv protierozního pásového střídání plodin na společenstvo střevlíkovitých brouků

Bc. Lukáš Puch

Diplomová práce
předložená na
Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci
jako součást požadavků
k získání titulu Mgr. v programu
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Mgr. Ivan Hadrián Tuf, Ph.D.
Konzultant diplomové práce: prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

Olomouc 2025

The thin layer of soil covering the earth's surface represents the difference
between survival and extinction for most terrestrial life.
– Doran a Parkin 1994

Puch L. 2025. Vliv protierozního pásového střídání plodin na společenstvo střevlíkovitých brouků [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 41 s. 5 příloh, česky.

Abstrakt

Agroekosystémy pokrývají významnou část souše a hrají tak podstatnou roli z hlediska výskytu volně žijících druhů. Významný podíl doprovodné fauny zemědělských ploch tvoří druhy otevřené krajiny, kupříkladu stepí, které vlivem převodu na zemědělskou půdu v mnoha zemích prakticky vymizely a zemědělská krajina se tak pro tyto druhy stala náhradním domovem. V důsledku intenzifikace zemědělství se však podmínky na zemědělských plochách z hlediska potřeb těchto druhů zhoršily a mnohé z nich se tak staly ohroženými. Jednou z významných složek intenzifikace je scelování pozemků do velkých monokulturních a tudíž homogenních ploch. V rámci ochrany půdy proti vodní erozi se však na svažitých polích zavádí protierozní pásové střídání plodin. V průběhu dvou sezón jsme metodou padacích zemních pastí monitorovali epigeickou faunu v zemědělské krajině s plochami jak v režimu protierozního pásového střídání plodin, tak také bez něj. V této práci jsem na příkladu společenstva střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) jako modelové skupiny doložil, že toto protierozní opatření má z hlediska diverzity a abundance pozitivní vliv nejen kvůli omezení vodní eroze, která má na doprovodné druhy rovněž negativní vliv, ale také díky zvýšení heterogenity zemědělských ploch prostřednictvím pěstování dvou druhů plodin v pásech.

Klíčová slova: Agroekosystémy, Eroze půdy, Carabidae, Pásové střídání plodin, Ztráta diverzity

Puch L. 2025. Influence of soil conserving strip cropping on ground beetle community [master's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc. 41 pp. 5 Appendices. Czech.

Abstract

Agroecosystems cover a significant part of land surface, making them important habitats for wildlife. A significant portion of the associated fauna agroecosystems consists of species of open landscapes, such as steppes, which practically disappeared in many countries due to their conversion to cropland. Agricultural landscapes have thus become substitute habitat for these species. However, due to agricultural intensification, conditions for these species have deteriorated, causing many to become endangered. One of the components of agricultural intensification is land homogenisation through the consolidation of smaller plots into large monoculturally managed fields. To prevent water erosion, conservation strip cropping is being implemented on sloped fields. For two seasons, we used pitfall traps to monitor epigeic fauna in croplands that included both fields with and without this soil conservation practice. In this thesis, using ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as a model group, I provide evidence that this soil conservation practice positively influences the diversity and abundance of these beetles not only by reducing water erosion, which also negatively impacts species linked to cropland, but also by enhancing field heterogeneity through growing two types of crops in strips.

Key words: Agroecosystems, Soil erosion, Carabidae, Strip cropping, Diversity loss

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Ivana Hadriána Tufa a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 5. května 2025

.....

Lukáš Puch v. r.

Obsah

Seznam grafů.....	viii
Seznam tabulek	ix
Seznam použitých zkratk.....	x
1. Úvod.....	1
1.1. Biodiverzita agroekosystémů	1
1.2. Střevlíkovití v zemědělských ploch	4
1.3. Vodní eroze jako činitel degradace půdy	5
1.4. Protierozní pásové střídání plodin a jeho možný vliv na doprovodné druhy ...	6
2. Cíle práce	8
3. Materiál a metody	9
3.1. Charakteristika lokality	9
3.2. Metodika sběru dat.....	10
3.3. Analýza dat	11
4. Výsledky	13
4.1. Analýza vlivu pásového střídání plodin na diverzitu střevlíkovitých.....	13
4.2. Analýza vlivu pásového střídání plodin na abundanci střevlíkovitých	16
4.3. Analýza vlivu jednotlivých plodin pásového střídání a pozice na svahu na abundanci střevlíků	18
4.4. Analýzy společenstva střevlíkovitých ve vztahu k environmentálním proměnným	20
5. Diskuse.....	28
5.1. Zvýšení heterogenity vlivem PSP	28
5.2. Vliv snížení přímého působení eroze prostřednictvím protierozního PSP	30
5. Závěr	34
6. Souhrn	35
Bibliografie	36
Přílohy	42

Seznam grafů

Graf 1 Srovnání Shannon – Wienerova indexu diverzity střevlíkovitých brouků mezi plochou s pásovým střídáním plodin a kontrolní plochou v letním období roku 2023.....	13
Graf 2 Srovnání Shannon – Wienerova index diverzity střevlíkovitých brouků na různých typech ploch v letním a podzimním období roku 2024.....	14
Graf 3 Znázornění vlivu interakce mezi managementem a pozice na svahu na diverzitu střevlíkovitých brouků	15
Graf 4 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků mezi plochou s pásovým střídáním plodin a kontrolní plochou v letním období roku 2023	16
Graf 5 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků na různých typech ploch v letním a podzimním období roku 2024	17

Seznam tabulek

Tabulka 1 Výsledky Tukey HSD post-hoc testu po analýze variance (ANOVA) porovnávající Shannon – Wienerův index diverzity střevlíkovitých brouků mezi různými typy ploch v roce 2024.....	14
Tabulka 2 Výsledky Tukey HSD post-hoc testu po analýze variance (ANOVA) porovnávající abundanci střevlíkovitých brouků mezi různými typy ploch v roce 2024.....	17
Tabulka 3 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy vlivu environmentálních proměnných na druhové složení společenstva střevlíkovitých brouků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch.....	20
Tabulka 4 Výsledky jednoduché analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch	22
Tabulka 5 Výsledky podmíněné analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch	22
Tabulka 6 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy vlivu environmentálních proměnných na druhové složení společenstva střevlíkovitých brouků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch.....	23
Tabulka 7 Výsledky jednoduché analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch	24
Tabulka 8 Výsledky podmíněné analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch	24

Seznam použitých zkratek

ekos. sl. – ekosystémové služby

TTP – trvalý travní porost

PSP – pásové střídání plodin

Poděkování

Rád bych poděkoval především Ivanu H. Tufovi za odborné vedení mé diplomové práce, cenné rady a ochotu. Mé díky za konzultace a možnost podílet se na tomto projektu patří také panu profesorovi Bořivoji Šarapatkovi. Rád bych poděkoval rovněž za terénní výjezdy, na nichž díky Ivanovi, Honzovi Černožorskému a Patriku Netopilovi dobrá nálada nechyběla ani za sychravého podzimního počasí.

Tato diplomová práce byla zpracována jako součást projektu TAČR - SS06010290 - Pásové střídání plodin, jako adaptační opatření k optimalizaci vodního hospodářství krajiny.

1. Úvod

Jedním z nejvýznamnějších zdrojů obživy lidstva je zemědělství. K produkci potravin a dalších zemědělských komodit je celosvětově využívána plocha představující přibližně 40 % rozlohy nezaledněné souše (Jhariya et al. 2021), k rostlinné produkci je využito zhruba 12 % nezaledněné souše (IPBES 2019). V České republice zemědělská půda pokrývá zhruba 53 % celkové rozlohy státu (orná půda, chmelnice, vinice, ovocné sady, trvalé travní porosty), přičemž samotná orná půda zabírá 37 % rozlohy ČR (Český statistický úřad 2025). Agroekosystémy tedy z hlediska biodiverzity a její ochrany tvoří významnou součást krajiny jak na úrovni ČR, tak také na celosvětové (Kuras a Šarapatka 2010; Tucker et al. 1997). Významné jsou také proto, že intenzifikace zemědělství a rozšiřování zemědělských ploch na úkor přirozených a polopřirozených habitatů patří mezi hlavní příčiny ztráty celosvětové druhové diverzity (Jaureguiberry et al. 2022). V Evropě však žije řada druhů svou existencí na agroekosystémy více či méně vázaných. Mnohé z nich se v uplynulých desetiletích staly ohroženými, jelikož jsou nuceny čelit významným změnám souvisejícím s intenzifikací zemědělské produkce. Mezi intenzifikací zasažené skupiny patří obratlovci, bezobratlí živočichové a také rostliny (Wagner 2020; Tucker et al. 1997; Kleijn et al. 2009; Meyer 2020; Benton et al. 2002). Intenzifikace zemědělství je z hlediska biodiverzity agroekosystémů negativní také proto, že vedle ztráty ohrožených druhů působí negativně na druhy podílející se na plnění ekosystémových služeb (Molina et al. 2014; FAO 2019; Sánchez-Bayo a Wyckhuys 2019; Kremen et al. 2002). Nadto je intenzifikací ohrožena také samotná půda (Kopittke et al. 2019).

1.1. Biodiverzita agroekosystémů

Přestože jsou agroekosystémy silně ovlivněné člověkem a zaměřené na produkci zemědělských komodit, zemědělská krajina poskytuje prostor k životu také řadě volně žijících druhů. Druhovou diverzitu agroekosystémů lze tedy pomyslně rozdělit na plánovanou, sloužící k zemědělské produkci, a doprovodnou, která zemědělské komodity přímo neprodukuje (Swift et al. 2004). Mezi druhy doprovodné diverzity najdeme jak chráněné druhy (Moreira et al. 2007), tak také škůdce a druhy plnící

ekosystémové služby, které jsou proto z hlediska zemědělské produkce užitečné (Molina et al. 2014; FAO 2019).

Vzhledem k různorodosti zemědělských praktik a také různorodým vztahům jednotlivých organismů k zemědělství lze jen těžko odhadovat celkový počet druhů, které jsou v Evropě na agroekosystémy vázány. Existují tak pouze hrubé odhady a empirické studie zabývající se menšími oblastmi či dílčími skupinami organismů. Odhaduje se, že diverzita bezobratlých živočichů v temperátních agroekosystémech může dosahovat počtu okolo 1500–3000 druhů (Nentwig 1995 in New 2005). Na výzkumných plochách v Sussexu bylo zaznamenáno jen ze zástupců hmyzu okolo 550 druhů, více než 50 druhů pavouků a 3 druhy sekáčů, přičemž další významné skupiny členovců nebyly dostatečně detailně identifikovány a celková bohatost na polích sussexské studie byla tedy odhadnut až na 700 druhů členovců (Potts 1991).

Velký význam agroekosystémů pro široké spektrum druhů lze částečně odvodit z dobře prozkoumaných modelových skupin, které jsou v čele zájmu odborné i amatérské veřejnosti. Rozmanitost doprovodných druhů dokládají díky své prozkoumanosti například ptáci. V evropské zemědělské krajině bylo na plochách orné půdy a produkčních trávníků zaznamenáno 122 druhů ptáků (na plochách s různou intenzitou hospodaření a s rozmanitou okolní krajinou mozaikou). V období hnízdění či zimování byla v těchto habitatech zaznamenána většina populace 20 z těchto druhů (Tucker et al. 1997).

Z 96 portugalských druhů obratlovců jmenovaných ve směrnici o ptácích (směrnice 79/409/EHS) a o stanovištích (směrnice 92/43/EHS) byla téměř polovina závislá na zemědělském hospodaření nízké intenzity. Mezi tyto druhy patřily například na zemi hnízdící druhy ptáků vázané na pseudostep, která na iberském poloostrově představují mozaiku bezzávlahových obilných a luštěninových kultur, úhory a oraná pole (Moreira et al. 2007). Význam zemědělské krajiny pro stepní druhy podtrhuje rovněž Tucker (1997), který uvádí, že během pozvolného vývoje se tyto druhy měly šanci adaptovat na extenzivní hospodaření a postupným převedením jejich přírodních biotopů na zemědělské plochy se na nich staly závislými. Je známo, že druhy vázané na extenzivní hospodaření dnes proto patří mezi nejvíce ohrožené (Tucker et al. 1997; Robinson a Sutherland 2002).

Z celkového druhového bohatství cévnatých rostlin střední Evropy se v agrární krajině vyskytuje zhruba 400 druhů. Zhruba 150 z nich patří mezi segetální flóru, tedy mezi rostliny úzce vázané na oranou půdu (Meyer 2020). Také tyto druhy jsou ohroženy změnami v zemědělském hospodaření. Z dat vyplývá, že na polích se počet těchto druhů od 50. a 60. let minulého století snížil o třetinu, v některých oblastech dokonce o dvě třetiny (Meyer 2020).

Skupinu intenzivněji zkoumaných druhů představují také druhy plnicí ekosystémové služby. Celosvětově je dle průzkumu FAO (2019) různými opatřeními jen v samotných bezzávlahových zemědělských systémech podporováno více než 413 druhů zajišťujících ekos. sl., jakými jsou například opylování či biologický boj proti škůdcům či chorobám. Cíleně podporované druhy představují pouze menší části druhů poskytujících ekos. sl., jejichž celosvětová druhová diverzita je výrazně vyšší (FAO 2019). Stejně jako u ostatních organismů působí novodobé změny hospodaření také na druhy plnicí ekos. sl. Nepříznivý stav populací těchto druhů se pak podepisuje na nižší míře jejich poskytování (Molina et al. 2014; Sánchez-Bayo a Wyckhuys 2019; Kremen et al. 2002; Elmquist et al. 2023).

U evropských druhů ptáků byla intenzifikace spojena s poklesem početnosti populací a také se zmenšením areálu rozšíření (Benton et al. 2002; Rigal et al. 2023). Podobný trend byl zaznamenán také u hmyzu a pavouků (Aebischer 1991 in Benton et al. 2002; Potts 1991; Woiwod 1991 in Benton et al. 2002), přičemž výzkum probíhající na plochách v Sussexu mezi lety 1970 a 1989 prokázal, že populace sledovaných druhů členovců se každoročně snížila v průměru o 5–7 % (Potts 1991). Zaznamenán byl rovněž pokles druhové i funkční diverzity půdní fauny (Tsiafouli et al. 2015). Samotná intenzifikace či novodobé hospodářské praktiky jsou i bez zohlednění odlesňování a změn hydrologického režimu významnou příčinou ztráty diverzity, především pak diverzity hmyzu (Wagner 2020).

Zemědělské hospodaření se negativně neprojevuje pouze na druhové diverzitě ale také na celkové biomase bezobratlých živočichů (Tsiafouli et al. 2015). Hallmann et al. (2017) ve své studii v rámci 63 chráněných území v Německu zaznamenali pokles biomasy létajícího hmyzu o 75 % za pouhých 27 let, přičemž alespoň část tohoto trendu přisuzují hospodaření v zemědělské krajině, která obklopovala 94 % ze studovaných lokalit. Snížení biomasy bezobratlých živočichů se negativně projevuje na jejich konzumentech. Zemědělské praktiky tak mohou sekundárně ovlivnit i

živočichy vyšších trofických úrovní potravního řetězce (Benton et al. 2002; Wagner 2020; Holland et al. 2006), případně způsobit zjednodušení potravních sítí (Tsiafouli et al. 2015).

Negativní vliv na bezobratlé živočichy agrárních ekosystémů byl zjištěn u hnojení, závlah, odvodnění, aplikace pesticidů, ale i herbicidů a také u samotné orby, jejímž vlivem může dojít k poranění či usmrcení živočichů, jejich pohřbení do hloubky nebo naopak vyzdvižení edafonu na povrch, kde je vystaven vyšší míře predace. Ačkoliv jsou tyto zásahy obecně považovány za negativně působící, vliv konkrétního zásahu na jednotlivé druhy může být velmi odlišný, v některých případech i protichůdný (Stoate et al. 2001; Le Provost et al. 2021). Významný vliv na výsledný efekt dílčích zásahů má také jejich načasování (Stoate et al. 2001). Nadto ke ztrátě druhové diverzity agroekosystémů dochází společně se ztrátou mimoprodukčních ploch, což je společně s úbytkem extenzivních travních porostů či extenzivních pastvin jedna z hlavních zmiňovaných příčin ohrožení bezobratlých živočichů zemědělské krajiny (Stoate et al. 2001; Robinson a Sutherland 2002). Robinson a Sutherland (2002) zmiňují, že hlavní skupinou druhů, kterých se trend poklesu druhové bohatosti v minulosti týkal, byly druhy adaptované na podmínky extenzivního hospodaření, případně mimoprodukčních částí agroekosystémů, které mizely především v souvislosti s expanzí zemědělských ploch. Dnešní společenstva zemědělské krajiny jsou z převážné většiny tvořena habitatovými generalisty a z hlediska ochuzování druhové diverzity společenstev tak narůstá význam vysoké intenzity hospodaření na polích, homogenizace, degradace kvality habitatů a aplikace pesticidů.

1.2. Střevlíkovití v zemědělských ploch

V zemědělské krajině byl zaznamenán výskyt více než 400 druhů střevlíkovitých brouků (Allen 1979). Významná část těchto druhů se podílí na plnění ekosystémových služeb, z nichž hlavní je biologický boj proti škůdcům a polním plevelům. Tito brouci mají velký význam také jako součást potravního řetězce a tvoří podstatnou část potravy některých obratlovců, mezi nimi také například polních druhů ptáků (Holland 2002).

Diverzita a početnost střevlíkovitých brouků je na orné půdě částečně vázána na mimoprodukční plochy jako například okrajové travní pásy či remízky. Tyto krajinné prvky přispívají k navýšení druhové bohatosti polních ploch spill-over

efektem, jímž jsou pole obohacena o druhy, které by zde jinak dlouhodobě nepřežily. Část druhů střevlíkovitých brouků však obývá samotné produkční plochy, kde loví, rozmnožují se a část z nich zde také zimuje. Zástupci polních střevlíkovitých jsou většinou polyfágní generalisté. Mimoprodukční plochy přispívají především k udržení vyšší početnosti těchto druhů, jelikož alespoň části jejich populace slouží k přezimování, případně také k přečkání období po sklizni, kdy je na samotném poli velmi málo dostupné potravy. Zároveň mohou sloužit jako refugia a následně jako zdrojový habitat pro rekolonizaci produkčních ploch po významné disturbanci jakou je například orba či aplikace insekticidu (Thomas et al. 2002; Lee a Landis 2002; Knapp et al. 2015; Jowett et al. 2019).

Podobně jako u ostatních skupin organismů zmíněných v předchozí kapitole, byly také u střevlíkovitých brouků v uplynulých desetiletích zaznamenány změny přisuzované zvyšování intenzity zemědělství. V průběhu několika desetiletí byl na zemědělských plochách zaznamenán výrazný pokles početnosti druhů a pokles celkové biomasy zástupců čeledi střevlíkovitých. Zaznamenána byla rovněž změna v druhové dominanci. Nejvýznamněji byly poklesem početnosti postiženy druhy se špatnou schopností šíření (Holland 2002).

1.3. Vodní eroze jako činitel degradace půdy

Půda je dnes celosvětově ohrožena řadou negativních antropogenních vlivů, mezi které patří také intenzivní zemědělství. Jedním z vlivů intenzivního zemědělství je zrychlení eroze půdy. Ačkoliv se jedná o přirozený jev utvářející krajinný reliéf, zemědělské hospodaření je spojeno s periodami odhalení půdního povrchu, který je bez vegetačního krytu náchylnější vůči erozním činitelům (Pimentel a Kounang 1998; Kopittke et al. 2019).

V České republice je přibližně 50 % zemědělského půdního fondu ohroženo vodní erozí. Tento typ eroze je způsoben dopadem dešťových kapek na povrch vegetací nechráněné půdy. Kapky při dopadu rozrušují povrch a půdní agregáty, čímž dochází k oddělení částic, které jsou následně odnášeny povrchovým odtokem. Ochuzení zemědělské půdy o svrchní vrstvy bohaté na organickou hmotu má negativní dopad na její úrodnost (Šarapatka 2014; Pimentel a Kounang 1998).

Eroze má negativní vliv také na diverzitu doprovodných druhů (Pimentel a Kounang 1998). Negativně působí na faunu bezobratlých, přičemž hlavními cestami působení na tyto živočichy je změna habitatu a fyzické odplavení jedinců společně s půdou a stékající vodou. Diverzita a abundance půdní fauny úzce souvisí s obsahem organické hmoty, takže její úbytek v důsledku eroze může vést ke snížení druhové rozmanitosti i početnosti těchto organismů (Pimentel a Kounang 1998; Orgiazzi a Panagos 2018; Baxter et al. 2013). Působení vodní eroze na půdní faunu dokládá studie Tufa et al. (2015), podle níž je druhová diverzita a abundance epigeických střevlíkovitých brouků a pavouků vyšší ve spodní části svažitéch pozemků, kde se hromadí erodovaná půda a je zde tudíž vyšší množství organické hmoty.

Některé plodiny půdu proti erozi chrání lépe než jiné, což se přímo odvíjí od pokryvnosti a hustoty jejich porostu (Janeček 2012). Bylo zjištěno, že totéž platí pro odplavení živočichů s proudem tekoucí vody a zeminy. Zatímco na plochách trvalého travního porostu a vytrvalých rostlin byla míra eroze a také relativní počet odplavených živočichů nízký, na oraných plochách a úhoru došlo společně se zvýšenou mírou eroze ke zvýšení relativního počtu odplavených živočichů (Atlavinytė et al. 1974).

1.4. Protierozní pásové střídání plodin a jeho možný vliv na doprovodné druhy

Ohrožení zemědělských ploch vodní erozí narůstá se svažitostí terénu. Svažitější zemědělské plochy jsou relativně více ohrožené, jelikož povrchový odtok je zde rychlejší. Pro dlouhodobě udržitelné zemědělské hospodaření ve svažitém terénu je tak nutná aplikace náležitých protierozních opatření. Přehled jednotlivých protierozními opatření nabízí kniha Pedologie a ochrana půdy v kapitole Degradace půdy (Šarapatka 2014). Podrobněji se problematikou protierozních opatření zabývá metodika Ochrana zemědělské půdy před erozí (Janeček 2012). Tato diplomová práce je zaměřena na protierozní pásové střídání plodin. Principem tohoto protierozního opatření je střídání vrstevnicově orientovaných pásů plodin chráněných s nízkým protierozním účinkem a pásů plodin ochranných s vysokým protierozním účinkem. Funkce ochranného pásu spočívá v zachycení povrchově odtékající srážkové vody z výše položeného chráněného pásu, která zde společně se srážkami dopadajícími na ochranný pás zasakuje do půdy (Dumbrovský a Šarapatka 2023).

Mimo snížení vodní eroze a jejích dopadů na polní faunu (viz předchozí podkapitola) se může implementace protierozního pásového střídání plodin projevit pozitivně také diverzifikací jinak homogenních zemědělských ploch. Různé plodiny podporují druhově odlišná společenstva (Elmqvist et al. 2023) a vyšší diverzita plodin proto může podpořit vyšší diverzitu doprovodných druhů (Sirami et al. 2019; Alarcón-Segura et al. 2022). Z hlediska druhů zajišťujících ochranu proti škůdcům (střevlíkovití, drabčíkovití, pavouci, parazitoidní blanokřídlí, ...) došlo při experimentálním pěstování plodin v pásích ke zvýšení jejich povrchové aktivity (zaznamenané pomocí padacích zemních pastí), která se využívá jako ukazatel jejich početnosti. Také došlo ke zvýšení jejich druhové diverzity, což lze odůvodnit diverzifikací habitatů, nabídky úkrytů, potravních druhů nebo také zachováním části habitatu v případě disturbancí vlivem zemědělských zásahů v jednom typu pásů (Ditzler et al. 2021). Experimentálně bylo zjištěno, že užší pásy pozitivně ovlivňují druhovou bohatost a početnost společenstva epigeické fauny (Cuperus et al. 2024), což může být způsobeno zvýšením heterogenity prostředí a tím diverzity zdrojů dostupných na menším prostorovém měřítku (Sirami et al. 2019; Cuperus et al. 2024).

2. Cíle práce

Hlavním cílem této práce bylo vyhodnotit, zda se diverzita a abundance střevlíkovitých brouků liší mezi plochou s protierozním pásovým střídáním plodin a plochou bez tohoto protierozního opatření. Druhým cílem bylo vyhodnotit jakým způsobem se na výsledné diverzitě a abundanci podílí snížení míry eroze a zvýšení heterogenity vlivem pěstování dvou plodin v pásích. Třetím cílem bylo zjistit, zda se vlivem protierozního PSP mění vztahy diverzity a abundance mezi horní (erozní) a spodní (akumulační) částí svahu.

3. Materiál a metody

3.1. Charakteristika lokality

Terénní výzkum na území obce Bošovice v Jihomoravském kraji probíhal po dobu dvou sezón (2023 a 2024). K výzkumu vlivu protierozního pásového střídání plodin byly vybrány dva sousedící půdní bloky PB: 3704-0 (580-1170) a PB: 3704-1 (580-1170). Jednotlivé díly půdních bloků zde byly obhospodařovány jak v režimu protierozního pásového střídání plodin, tak také bez tohoto protierozního opatření. Studována byla plocha s protierozním PSP (DPB: 3704/14 o průměrné sklonitosti 5,65°), na které hospodaření v režimu PSP probíhá již od roku 2020. Jako kontrolní plocha bylo využito sousední pole bez tohoto protierozního opatření (DPB: 3704/1 o průměrné sklonitosti 5,36°). Na konci první sezóny však byla tato kontrolní plocha převedena do režimu protierozního PSP. Jako kontrolní konvenční plocha pro druhou sezónu proto bylo zvoleno pole sousední (DPB: 3704/3 o průměrné sklonitosti 5,62°; MZe 2025).



Obrázek 1 Vizualizace ploch a rozmístění zemních pastí

Severně od těchto polních kultur se nachází trvalý travní porost (DPB: 3704/9 o průměrné sklonitosti 10,69°; MZe 2025), který je každoročně dvakrát sečen. Vedle

této plochy se nachází remízek, jehož dominantní dřevinou je trnovník akát. Na těchto plochách probíhalo vzorkování současně s vzorkováním na polích.

Na ploše protierozního pásového střídání plodin byly v prvním roce pěstovány pásy řepky ozimé s ječmenem jarním, v druhém pak pásy ječmene jarního a sóji. Sója zde však byla zaseta až na přelomu dubna a května, jelikož byl pravděpodobně na původní plodinu omylem aplikován herbicid. Na kontrolní ploše první sezóny byl pěstován ječmen ozimý, po zavedení protierozního pásového střídání plodin zde byla ve druhé sezóně pěstována kukuřice a ječmen ozimý dvouřadý. Na nové kontrolní ploše byla během druhé sezóny pěstována slunečnice roční.

3.2. Metodika sběru dat

K vzorkování epigeonu byly využity padací zemní pasti. Pasti byly tvořeny lékárníckými kelímky o objemu 250 ml. Použitou fixační tekutinou byl 4 % roztok formaldehydu. Každá past byla opatřena plechovou stříškou.

Na lokalitě byly rozmístěny linie o pěti zemních pastech vzájemně vzdálených 15 m. Tyto linie pastí byly rozmístěny v obou typech pásů protierozního pásového střídání plodin, a to v horní (eluviální), střední (transportní) a spodní (akumulační) části svahu. Na kontrolních plochách byla jedna linie pastí umístěna v horní části a jedna ve spodní části svahu. Jedna linie pastí byla umístěna také na ploše s TTP a jedna v remízku (rozmístění pastí viz obrázek 1). Původní kontrolní plocha byla po sklizni převedena na režim PSP a byl zde pásově vyset ječmen ozimý. Z tohoto důvodu zde na podzim roku 2023 nebyly umístěny zemní pasti. V následující sezóně byla vybrána nová kontrolní plocha a na původní kontrolní ploše, nyní s PSP, byly umístěny zemní pasti na původních souřadnicích pro sledování vývoje společenstva v prvním roce po zavedení tohoto protierozního opatření.

Vzorkování pomocí padacích zemních pastí probíhalo v obou letech v období léta a následně po sklizni v průběhu podzimu. V prvním roce byly zemní pasti na lokalitě umístěny po dobu 4 týdnů v létě (19.5. – 16.6.) a 4 týdnů na podzim (26.10. – 23.11.). V druhé sezóně probíhalo vzorkování pomocí zemních pastí po dobu 6 týdnů a 3 dnů v létě (29.4. – 13.6.) a 4 týdnů na podzim (10.10. – 24.10., 13.11. – 27.11.). Při podzimním vzorkování od 10.10. bylo pasti nutné odebrat již po 4 dnech kvůli pozdnímu ohlášení plánovaných zemědělských zásahů.

Odběr odchyceného materiálu probíhal ve dvoutýdenních intervalech. Při odběru byly kelímky s veškerým obsahem uzavřeny víčkem. Takto uzavřené kelímky s obsahem konzervovaným 4 % roztokem formaldehydu byly uloženy v Pedobiologické laboratoři Katedry ekologie a životního prostředí k následnému rozboru úlovku.

Živočichové ze zemních pastí byli při rozboru úlovku roztříděni dle vyšších taxonomických skupin a uloženi do 75 % lihu. V rámci této diplomové práce jsem se zabýval identifikací druhů střevlíkovitých brouků. K identifikaci jsem využil Hůrkův klíč (Hůrka 1996) a internetový klíč Käfer Europas (Lompe 2025).

Geografická data (sklon, relativní nadmořská výška – RelatNV, potenciální dlouhodobá eroze) a výsledky půdních rozborů (podíl oxidovatelného uhlíku – C ox[%], organického dusíku – Norg, aktivní pH – pH akt) byly převzaty z paralelní studie, probíhající na stejné lokalitě ve shodném období (2023–2024), vyhodnocující vliv protierozního pásového střídání plodin na půdní vlastnosti.

3.3. Analýza dat

Analýza dat byla provedena ve statistických programech R 4.2.3 a Canoco 5. Při statistickém zpracování v programu R byl využit model umělé inteligence Claude 3.7 Sonnet. K testování vlivu PSP na diverzitu a abundanci střevlíkovitých brouků byl využit

t-test s Welchovou korekcí (pro porovnání dvou skupin – plocha s PSP a kontrolní plocha v roce 2023) a analýza variance (ANOVA) s následným Tukey HSD testem (pro porovnání tří skupin – plocha s PSP, původní kontrolní plocha s PSP a nová kontrolní plocha). Pro účely analýzy diverzity střevlíků byl vypočítán Shannon-Wienerův index.

Vzhledem k potenciální nereprezentativnosti byly z analýz prováděných v programu R vyřazeny záznamy z pastí znehodnocených hraboši, kteří je zahrabávali hlínou a rostlinným materiálem, a také pasti které byly z velké část či úplně zalité erozními smyvy půdy. Vyřazeny byly rovněž záznamy z pastí, které byly na kontrolních plochách exponovány pouhé čtyři dny (10.10. – 14.10.2024). Vzhledem k delší expozici pastí v termínu 29.4. – 16.5. byla provedena standardizace úlovků rarefakcí na základě počtu dnů, po které pasti byly instalovány. Tímto způsobem byly

úlovky standardizovány na 14denní expozici zemních pastí. Vzhledem k absenci podzimních dat za rok 2023 pro kontrolní plochu na které bylo v tomto období realizováno PSP byl vliv tohoto protierozního opatření v první sezóně testován pouze pro letní období.

V programu Canoco 5 byl následně testován vliv managementu a environmentálních proměnných na společenstvo střevlíkovitých brouků. K testování v programu CANOCO byla využita kanonická korespondenční analýza (CCA) a generalizované aditivní modely (GAM).

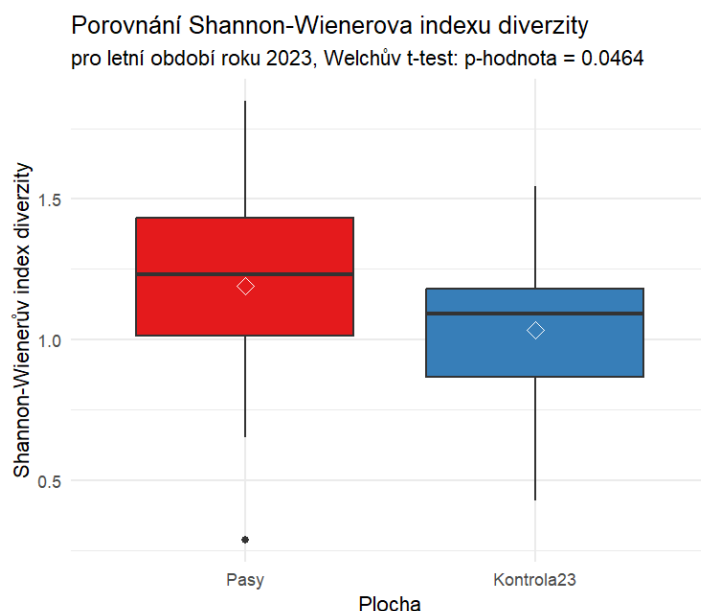
4. Výsledky

Do zemních pastí bylo v průběhu obou let chyceno celkem 11974 jedinců střevlíkovitých brouků, náležejících k 44 druhům. V úlovcích byly nejpočetněji zastoupeny druhy *Poecilus cupreus* (4059 jedinců), *Pterostichus melanarius* (3935 jedinců) a *Anchomenus dorsalis* (2397 jedinců). Tyto tři druhy tak představovaly téměř 87 % veškerých ulovených střevlíkovitých brouků.

Pro statistické analýzy pomocí t-testu a analýzy variance byla data filtrována a standardizována. Z datového souboru byly odstraněny záznamy z 54 znehodnocených pastí. Dále byly vyřazeny záznamy z 20 pastí, které byly na lokalitě exponovány po dobu pouhých 4 dnů a v nichž bylo dohromady chyceno pouze 17 střevlíků. Následně byly úlovky z pastí s delší expozicí standardizovány pomocí rarefakce na základě počtu dnů. Celkový počet jedinců v datovém souboru po odstranění nereprezentativních záznamů a standardizaci činil 11853 střevlíků.

4.1. Analýza vlivu pásového střídání plodin na diverzitu střevlíkovitých

K testování odlišnosti hodnot Shannon – Wienerova indexu diverzity společenstva střevlíkovitých brouků mezi plochou s pásovým střídáním plodin a kontrolní plochou v letním období roku 2023 byl použit t-test s Welchovou korekcí. Diverzita



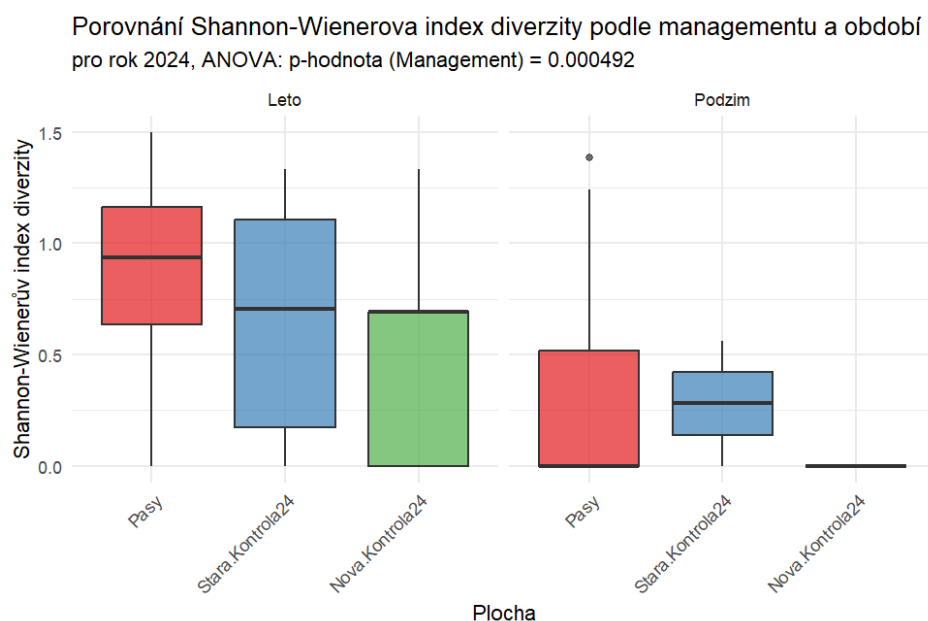
Graf 1 Srovnání Shannon – Wienerova indexu diverzity střevlíkovitých brouků mezi plochou s pásovým střídáním plodin (Pasy) a kontrolní plochou (Kontrola23) v letním období roku 2023. Čtverce označují průměrné hodnoty.

plochy s PSP byla ve srovnání s kontrolní plochou bez PSP signifikantně vyšší ($t = 2,0635$; $df = 35,627$; $p = 0,0464$; Graf 1).

K testování odlišnosti hodnot Shannon – Wienerova indexu diverzity mezi plochou s pásovým střídáním plodin a kontrolními plochami za sezónu 2024 byla použita analýza variance (ANOVA) s Tukey HSD post-hoc testem. V analýze byl zohledněn vliv období (léto/podzim) jako aditivní faktor. Statisticky významný byl vliv managementu plochy ($F = 7,935$; $p = 0,0005$) a také vliv období ($F = 92,430$; $p < 0,0001$). Dle Tukey HSD post-hoc testu byla diverzita nové kontrolní plochy signifikantně nižší oproti diverzitě plochy s PSP ($p = 0,0004$) a také oproti diverzitě staré kontrolní plochy (nyní s PSP; $p = 0,0046$). Diverzita plochy s PSP a staré kontrolní plochy (nyní s PSP) se statisticky nelišila ($p = 0,9339$; Tabulka 1, Graf 2).

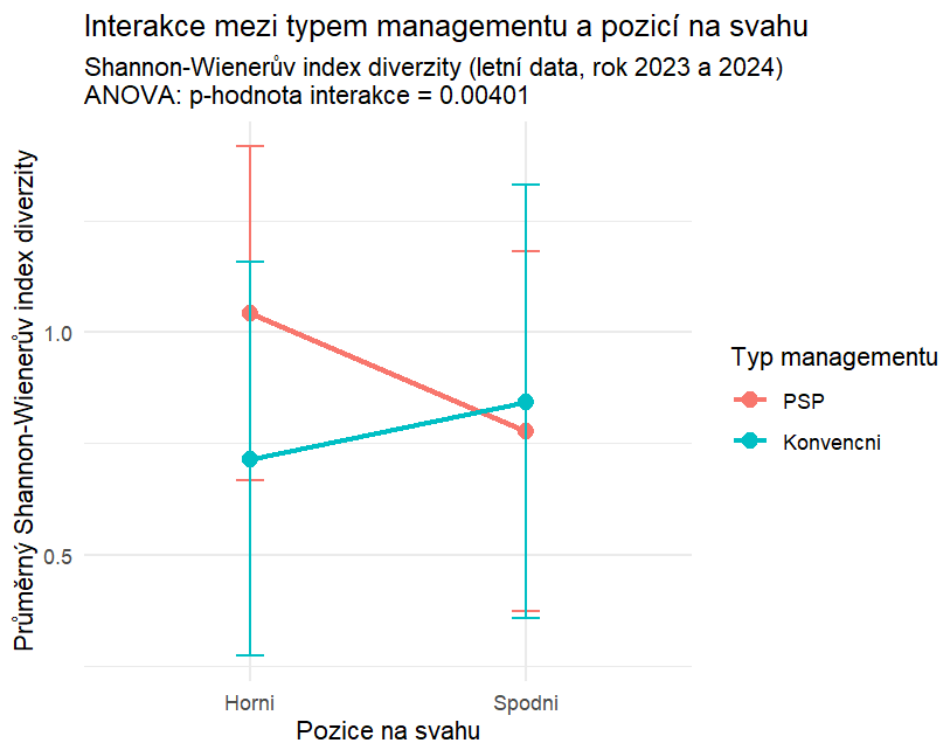
Tabulka 1 Výsledky Tukey HSD post-hoc testu po analýze variance (ANOVA) porovnávající Shannon – Wienerův index diverzity střevlíkovitých brouků mezi různými typy ploch v roce 2024. (diff – rozdíl průměrů; lwr, upr – dolní a horní hranice 95 % intervalu spolehlivosti; p adj – p-hodnoty)

Tukey multiple comparisons of means, 95 % family-wise confidence level				
	diff	lwr	upr	p adj
Stara.Kontrola24-Pasy	0,030168	-0,17206	0,232393	0,933852
Nova.Kontrola24-Pasy	-0,32019	-0,51596	-0,12442	0,000449
Nova.Kontrola24-Stara.Kontrola24	-0,35036	-0,60887	-0,09185	0,004551



Graf 2 Srovnání Shannon – Wienerova index diverzity střevlíkovitých brouků na různých typech ploch v letním a podzimním období roku 2024 (Pasy – plocha s pásovým střídáním plodin, Stara.Kontrola24 – původní kontrolní plocha nyní s PSP, Nova.Kontrola24 – nová kontrolní plocha)

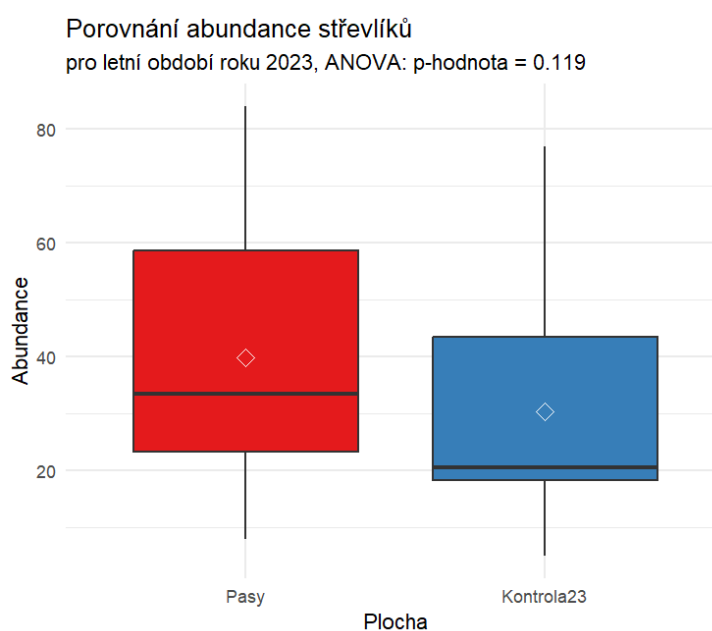
Testován byl rovněž vliv interakce mezi typem managementu (plocha s protierozním PSP, plocha bez PSP) a pozicí na svahu (horní, spodní) na diverzitu společenstva střevlíkovitých brouků pro letní období obou let znázorněnou Shanon – Wienerovým indexem diverzity. Dle dvoufaktorové analýzy variance (ANOVA) má interakce mezi typem managementu a pozicí na svahu statisticky významný vliv na diverzitu střevlíkovitých brouků ($F = 8,549$; $p = 0,0040$; Graf 3).



Graf 3 Znázornění vlivu interakce mezi managementem (protierozní PSP, jednotné obdělávání bez PSP) a pozice na svahu na diverzitu střevlíkovitých brouků

4.2. Analýza vlivu pásového střídání plodin na abundanci střevlíkovitých

K testování odlišnosti abundance střevlíkovitých brouků na ploše s pásovým střídáním plodin a kontrolní ploše v letním období roku 2023 byl použit t-test s Welchovou korekcí. Abundance střevlíků na ploše s PSP byla ve srovnání s kontrolní plochou v průměru vyšší (39,86 a 30,39), avšak statisticky neprůkazně ($t = 1,6439$; $df = 32,454$; $p = 0,1099$; Graf 4).

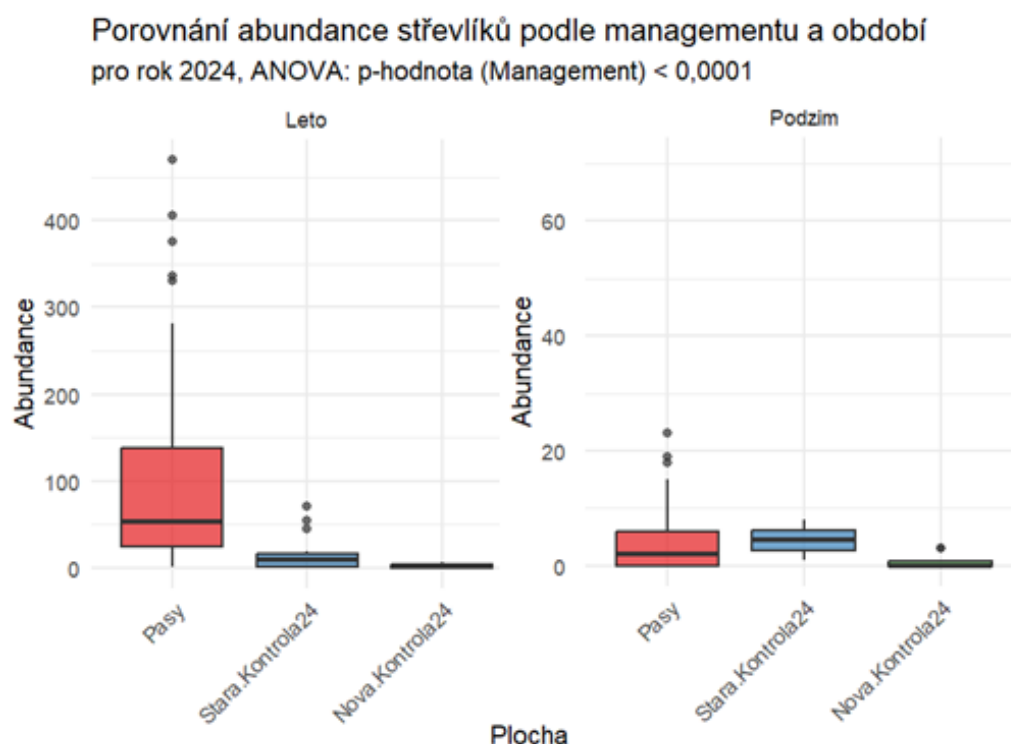


Graf 4 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků mezi plochou s pásovým střídáním plodin (Pasy) a kontrolní plochou (Kontrola23) v letním období roku 2023. Čtverce označují průměrné hodnoty

K testování odlišnosti abundance střevlíkovitých brouků na ploše s pásovým střídáním plodin a kontrolních plochách v sezóně 2024 byla použita analýza variance (ANOVA) bez interakce managementu a ročního období a následně Tukey HSD post-hoc test. Statisticky významný byl jak vliv managementu plochy ($F = 10,46$; $p < 0,0001$), tak také vliv období ($F = 52,31$; $p < 0,0001$). Dle Tukey HSD post-hoc testu byla abundance střevlíků na ploše s PSP signifikantně vyšší oproti abundanci na obou kontrolních plochách. Mezi abundancí střevlíků na staré kontrolní ploše (nyní s PSP) a nové kontrolní ploše nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl (Tabulka 2; Graf 5).

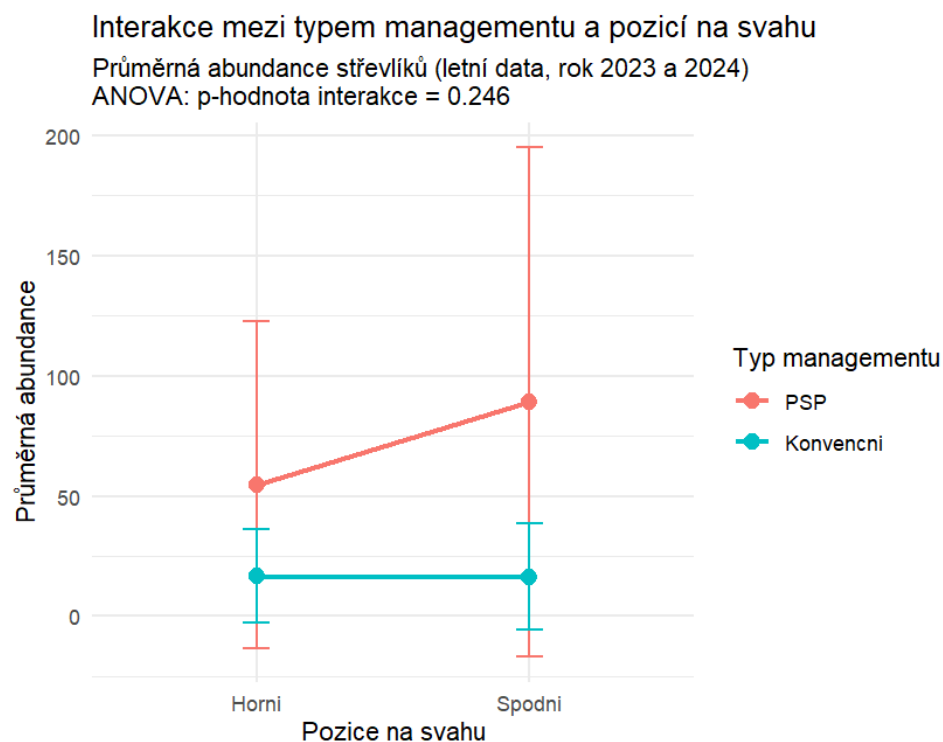
Tabulka 2 Výsledky Tukey HSD post-hoc testu po analýze variance (ANOVA) porovnávající abundanci střevlíkovitých brouků mezi různými typy ploch v roce 2024. (diff – rozdíly průměrů; lwr, upr – dolní a horní hranice 95% intervalu spolehlivosti; p adj – p-hodnoty)

Tukey multiple comparisons of means, 95% family-wise confidence level				
	diff	lwr	upr	p adj
Stara.Kontrola24-Pasy	-45,35395	-81,06838	-9,639519	0,0085730
Nova.Kontrola24-Pasy	-56,79116	-91,36504	-22,217281	0,0004220
Nova.Kontrola24-Stara.Kontrola24	-11,43721	-57,09192	34,217496	0,8246758



Graf 5 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků na různých typech ploch v letním a podzimním období roku 2024 (Pasy – plocha s pásovým střídáním plodin, Stara.Kontrola24 – původní kontrolní plocha nyní s PSP, Nova.Kontrola24 – nová kontrolní plocha).

Testován byl rovněž vliv interakce mezi typem managementu (plocha s protierozním PSP, plocha bez PSP) a pozicí na svahu (horní, spodní) na abundanci střevlíkovitých brouků pro letní období obou let. Ačkoliv měly oba faktory statisticky významný vliv na abundanci střevlíkovitých brouků (typ managementu: $F = 13,364$ $p = 0,0004$; pozice na svahu: $F = 4,305$ $p = 0,0398$), jejich vzájemná interakce signifikantní vliv neměla ($F = 1,356$ $p = 0,2462$; Graf 6).

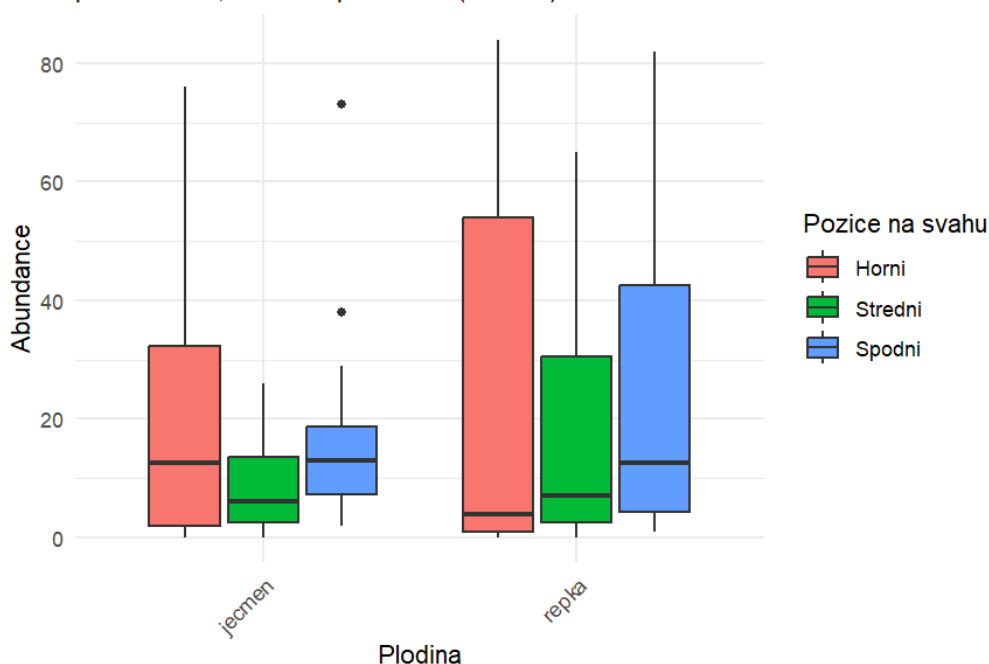


Graf 6 Znáznornění vlivu interakce mezi managementem (protierozní PSP, jednotné obdělávání bez PSP) a pozice na svahu na abundanci střevlíkovitých brouků

4.3. Analýza vlivu jednotlivých plodin pásového střídání a pozice na svahu na abundanci střevlíků

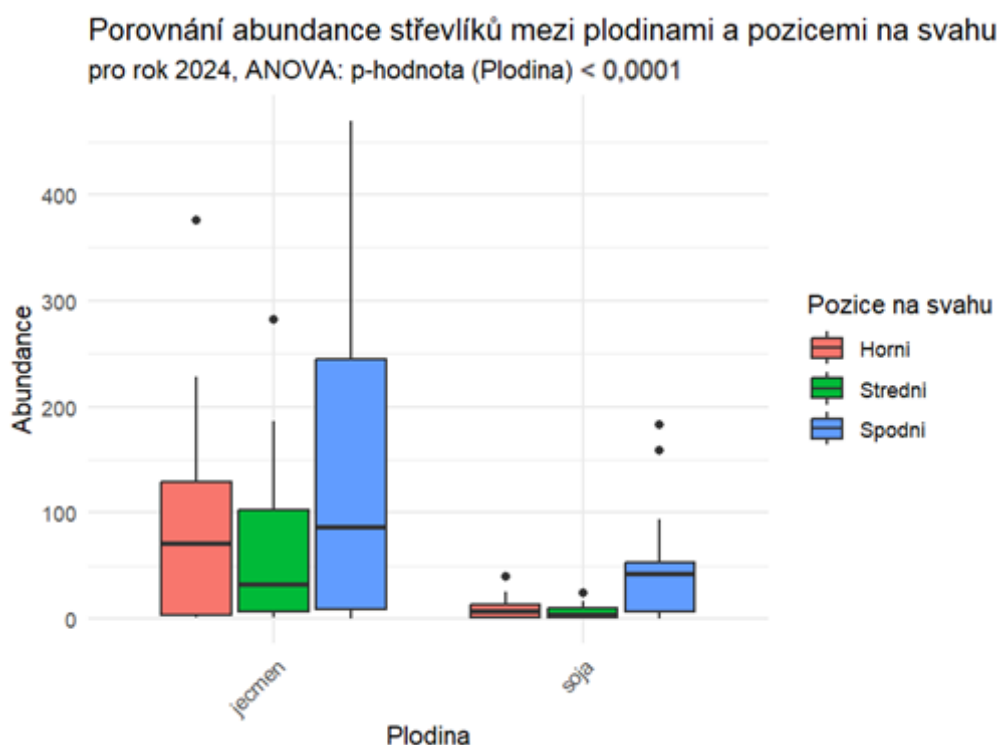
K porovnání abundance mezi plodinami a pozicemi na svahu s PSP v roce 2023 byla použita dvoufaktorová analýza variance (ANOVA) a následně Tukey HSD post-hoc test. Statisticky významný byl jak vliv jednotlivých plodin ($F = 14,476$; $p = 0,0003$), tak také vliv pozice na svahu ($F = 4,438$; $p = 0,0152$). Dle Tukey HSD post-hoc testu pro faktor typu plodiny byla abundance střevlíků v pásech řepky ozimé signifikantně vyšší oproti abundanci v pásech ječmene jarního ($p = 0,0003$). Dle téhož testu pro faktor pozice na svahu se abundance významně lišila pouze mezi horní a střední pozicí ($p = 0,0110$), přičemž abundance střední pozice svahu byla statisticky nižší. Spodní se abundancí střevlíkovitých brouků nelišila od horní ($p = 0,3669$) ani od spodní části svahu ($p = 0,2243$; Graf 7).

Porovnání abundance střevlíků mezi plodinami a pozicemi na svahu
pro rok 2023, ANOVA: p-hodnota (Plodina) = 0.000293



Graf 7 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků v pásech ječmene a řepky v závislosti na pozici na svahu (horní, střední, spodní část) v roce 2023

Také pro porovnání abundance mezi plodinami a pozicemi na svahu s PSP v roce 2024 byla použita dvoufaktorová analýza variance (ANOVA) a následně Tukey HSD post-hoc test. Statisticky významný byl jak vliv jednotlivých plodin ($F = 37,943$; $p < 0,0001$), tak také vliv pozice na svahu ($F = 8,819$; $p = 0,0003$). Dle Tukey HSD post-hoc testu pro faktor typu plodiny byla abundance střevlíků v pásech ječmene ozimého signifikantně vyšší oproti abundanci v pásech sóji jarní ($p < 0,0001$). Dle téhož testu pro faktor pozice na svahu byla abundance významně vyšší ve spodní části svahu ve srovnání s horní a střední částí svahu (Spodní – Horní: $p = 0,0087$; Spodní – Střední: $p = 0,0003$). Horní a střední část svahu se abundancí střevlíkovitých brouků statisticky vzájemně nelišily ($p = 0,5276$; Graf 8).



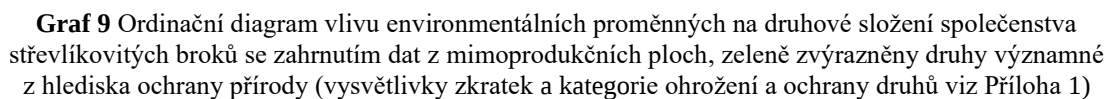
Graf 8 Porovnání abundance střevlíkovitých brouků v pásech ječmene a sóji v závislosti na pozici na svahu (horní, střední, spodní část) v roce 2024

4.4. Analýzy společenstva střevlíkovitých ve vztahu k environmentálním proměnným

K testování vlivu sledovaných proměnných na společenstvo střevlíkovitých brouků chycených do zemních pastí byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). První osa modelu se zahrnutými daty z mimoprodukčních ploch vysvětluje 3,07 % variability, dle permutačního testu je tato osa signifikantní (pseudo-F = 0,6; $p = 0,002$), také celý model je signifikantní (pseudo-F = 2,1; $p = 0,002$). Signifikantní vliv měly jak jednotlivé plodiny, tak také půdní vlastnosti a geografické proměnné pojící se k bodům umístění zemních pastí s výjimkou eroze (Tabulka 4, 5; Graf 9).

Tabulka 3 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy vlivu environmentálních proměnných na druhové složení společenstva střevlíkovitých brouků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,139	0,0805	0,0686	0,0567
Explained variation (cumulative)	3,07	4,85	6,37	7,62
Pseudo-canonical correlation	0,717	0,6376	0,6094	0,4594
Explained fitted variation (cumulative)	32,02	50,57	66,37	79,43



Tabulka 4 Výsledky jednoduché analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch

Simple Term Effects:			
Name	Explains %	pseudo-F	p
řepka	1,78	4,5	0,002
sója	1,71	4,3	0,002
Jařina	1,56	4	0,002
Louka	1,43	3,6	0,002
Sklon	1,39	3,5	0,002
Ozim	1,29	3,3	0,002
Norg	1,2	3	0,002
RelatNV	1,18	3	0,002
ječmen	1,13	2,8	0,002
slunečnice	0,88	2,2	0,004
C ox[%]	0,8	2	0,002
pH akt	0,71	1,8	0,002
Kukuřice	0,55	1,4	0,008
eroze	0,36	0,9	0,088

Tabulka 5 Výsledky podmíněné analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků se zahrnutím dat z mimoprodukčních ploch

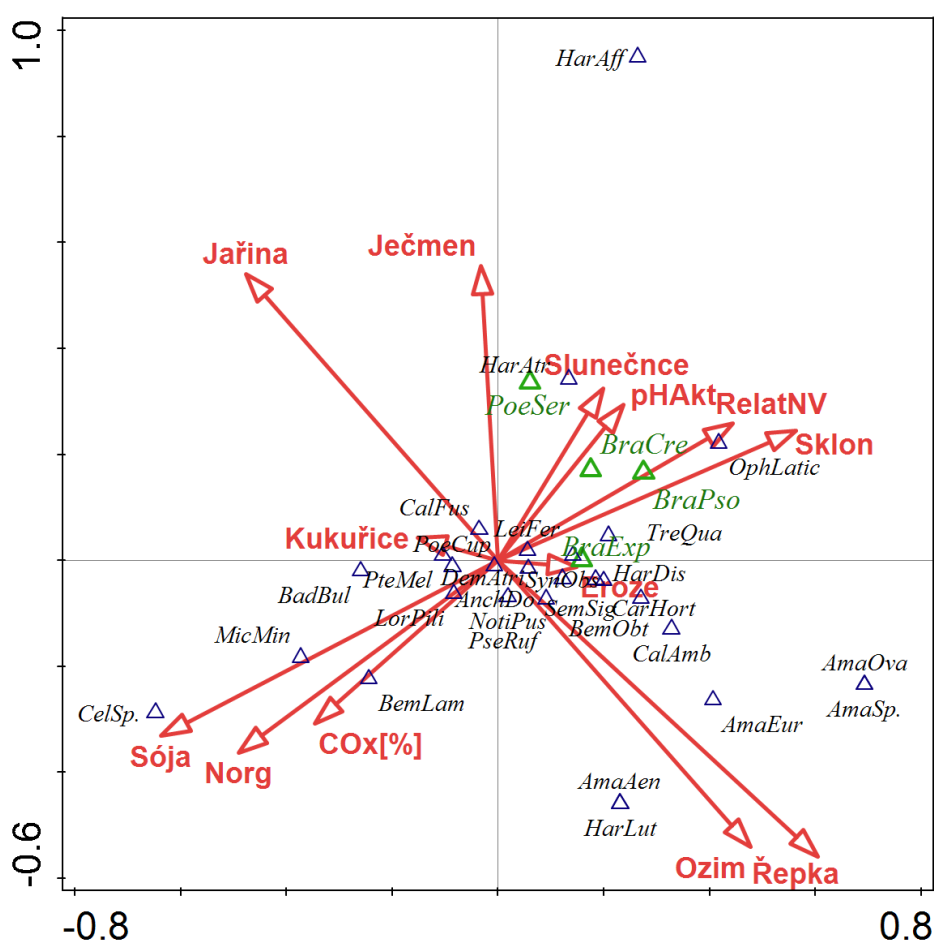
Conditional Term Effects:			
Name	Explains %	pseudo-F	p
řepka	1,78	4,5	0,002
sója	1,55	4	0,002
Louka	1,37	3,6	0,002
Sklon	0,97	2,5	0,002
ječmen	0,85	2,2	0,002
pH akt	0,69	1,8	0,002
slunečnice	0,49	1,3	0,002
Ozim	0,35	0,9	0,038
Norg	0,36	1	0,034
C ox[%]	0,58	1,5	0,004
RelatNV	0,36	1	0,022
eroze	0,23	0,6	0,254

Po odfiltrování dat z mimoprodukčních ploch (Louka, Remíz) první osa modelu CCA vysvětluje 3,8 % variability, dle permutačního testu je tato osa signifikantní (pseudo-F = 0,7; p = 0,002), také celý model je signifikantní (pseudo-F = 2,1; p = 0,002). Signifikantní vliv měly jak jednotlivé plodiny, tak také půdní

vlastnosti a geografické proměnné pojící se k bodům umístění zemních pastí (Tabulka 7). Při zohlednění ostatních proměnných nebyl vliv eroze statisticky významný (Tabulka 8; Graf 10).

Tabulka 6 Parametry modelu kanonické korespondenční analýzy vlivu environmentálních proměnných na druhové složení společenstva střevlíkovitých brouků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,15	0,0801	0,0626	0,0367
Explained variation (cumulative)	3,8	5,84	7,43	8,36
Pseudo-canonical correlation	0,731	0,6655	0,4797	0,4642
Explained fitted variation (cumulative)	37,41	57,39	73,01	82,16



Graf 10 Ordinační diagram vlivu environmentálních proměnných na druhové složení společenstva střevlíkovitých brouků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch, zeleně zvýrazněny druhy významné z hlediska ochrany přírody (vysvětlivky zkratk a kategorie ohrožení a ochrany druhů viz Příloha 1)

Tabulka 7 Výsledky jednoduché analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch

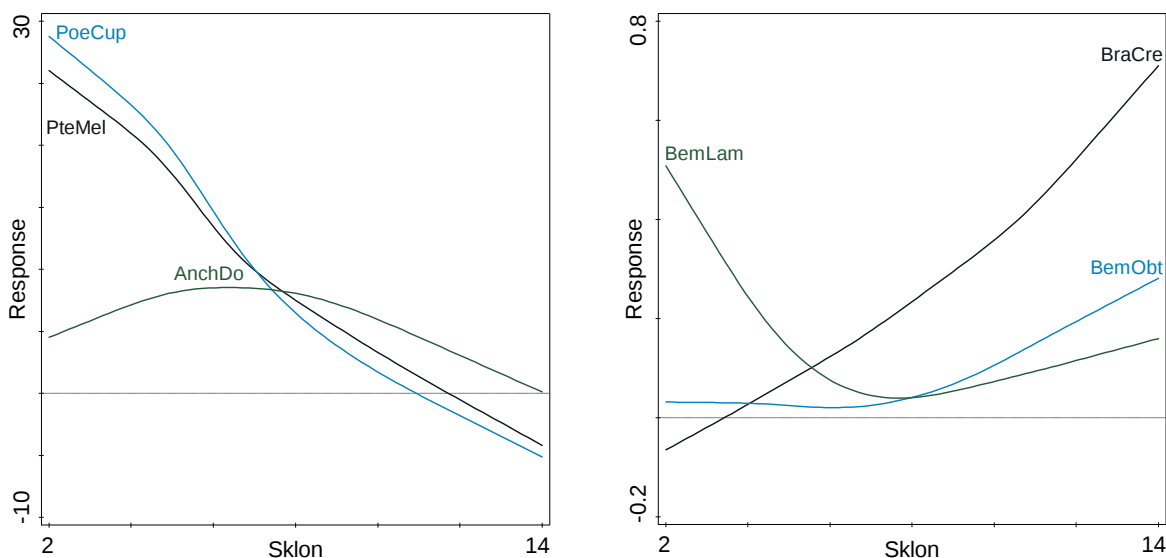
Simple Term Effects:			
Name	Explains %	pseudo-F	p
řepka	2,3	5,1	0,002
sója	2,1	4,6	0,002
Ozim	1,8	3,9	0,002
Jařina	1,8	3,9	0,002
Sklon	1,7	3,8	0,002
ječmen	1,5	3,3	0,002
Norg	1,5	3,3	0,002
RelatNV	1,4	3	0,002
slunečnice	1,1	2,3	0,002
C ox[%]	1	2,2	0,002
pH akt	1	2,1	0,002
Kukuřice	0,7	1,5	0,006
eroze	0,6	1,3	0,01

Tabulka 8 Výsledky podmíněné analýzy vlivu environmentálních faktorů na druhové složení společenstva střevlíků, zahrnuta pouze data z produkčních ploch

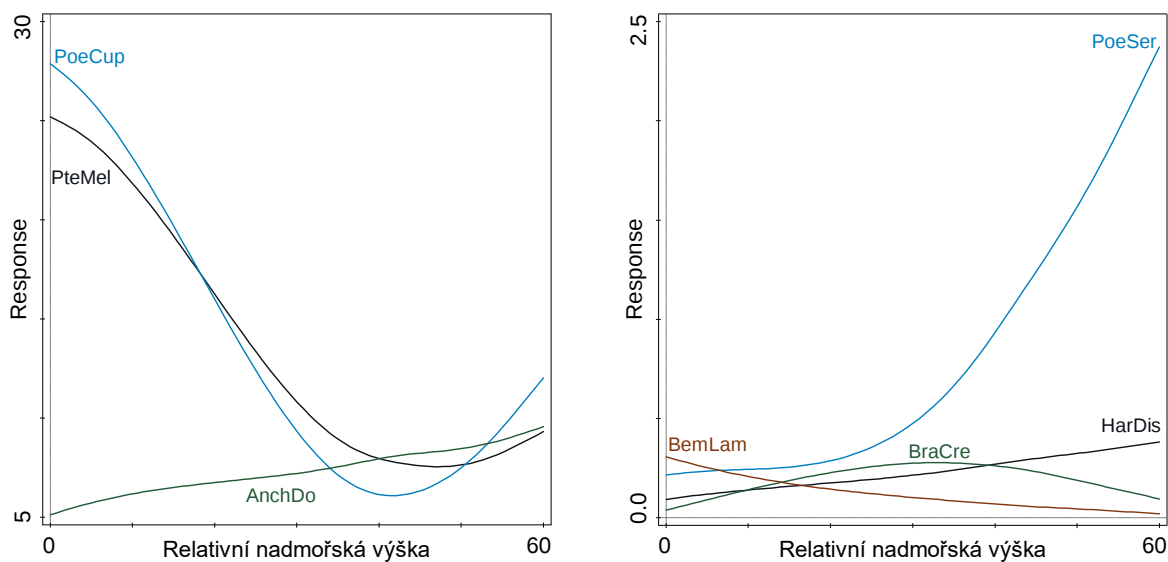
Conditional Term Effects:			
Name	Explains %	pseudo-F	p
řepka	2,28	5,1	0,002
sója	1,83	4,1	0,002
Sklon	1,39	3,2	0,002
ječmen	1,07	2,5	0,002
pH akt	0,84	1,9	0,002
slunečnice	0,6	1,4	0,01
Ozim	0,45	1	0,028
Norg	0,32	0,7	0,146
C ox[%]	0,74	1,7	0,002
RelatNV	0,5	1,2	0,016
eroze	0,14	0,3	0,856

Odpovědi střevlíků na gradienty environmentálních proměnných

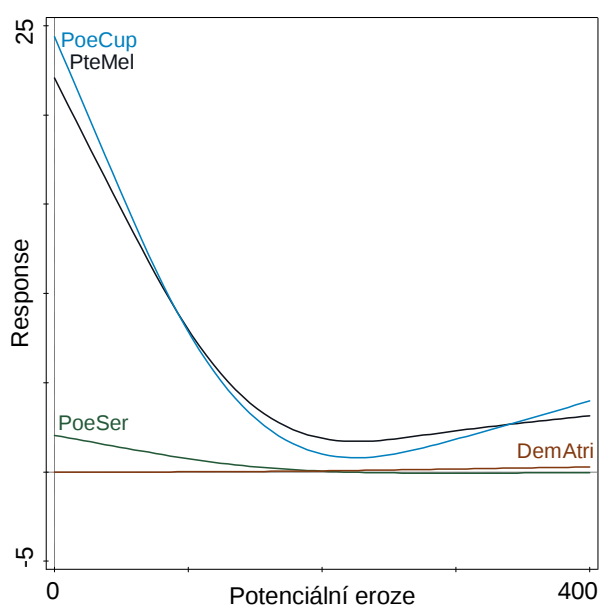
Pro vizualizaci vztahu jednotlivých druhů střevlíků k environmentálním proměnným byly využity generalizované aditivní modely (GAM). V rámci níže předkládaných grafů byly vyobrazeny pouze druhy se statisticky významnou odpovědí ke změně hodnoty dané environmentální proměnné.



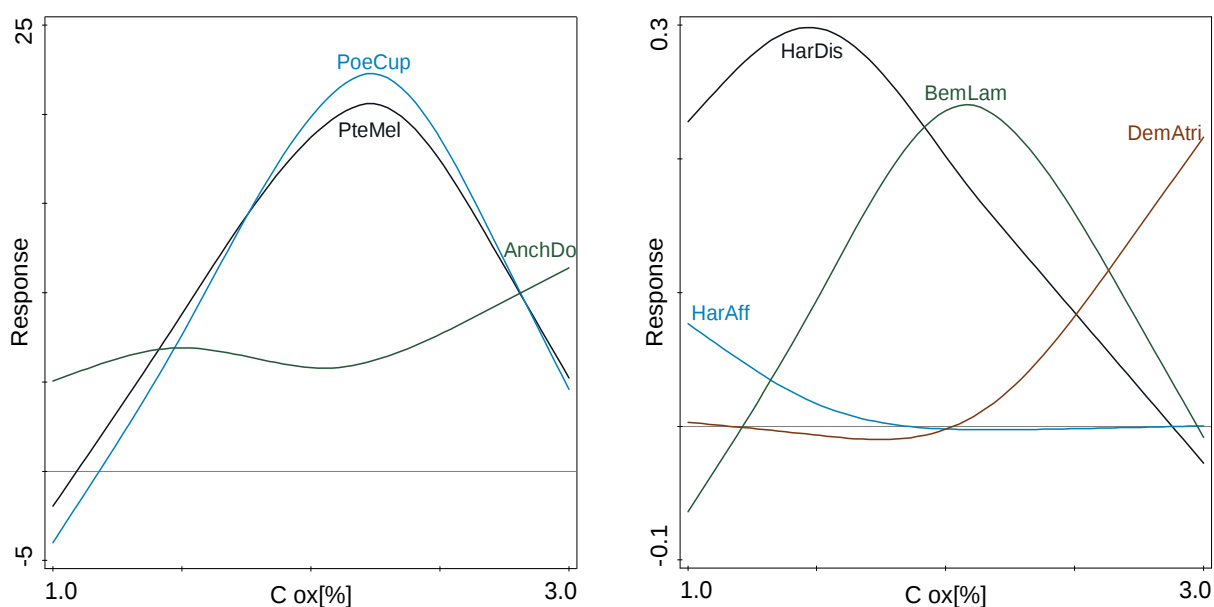
Graf 11 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se signifikantní vazbou na gradient sklonu svahu (*Pterostichus melanarius* $F = 4,4$ $p = 0,01347$; *Poecilus cupreus* $F = 9,2$ $p = 0,00014$; *Anchomenus dorsalis* $F = 3,7$ $p = 0,02554$; *Brachinus crepitans* $F = 6,6$ $p = 0,00152$; *Bembidion obtusum* $F = 4,1$ $p = 0,01788$; *Bembidion lampros* $F = 8,4$ $p = 0,00027$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)



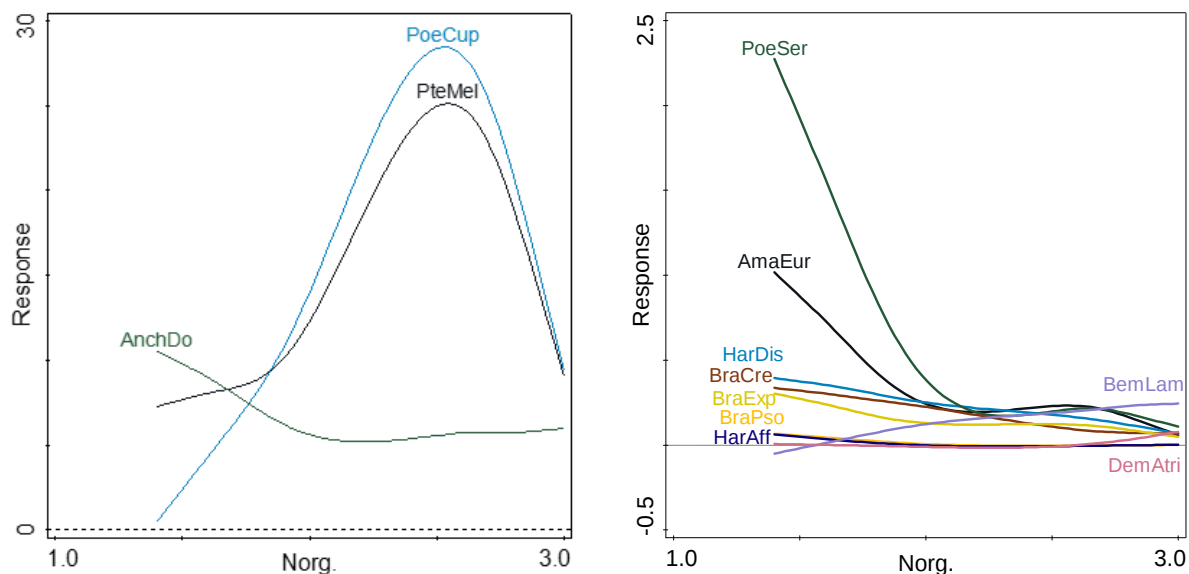
Graf 12 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se signifikantní vazbou na gradient relativní nadmořské výšky (*Pterostichus melanarius* $F = 6,3$ $p = 0,00206$; *Poecilus cupreus* $F = 13,0$ $p < 0,00001$; *Anchomenus dorsalis* $F = 2,1$ $p = 0,04349$; *Harpalus distinguendus* $F = 3,5$ $p = 0,03017$; *Poecilus sericeus* $F = 6,5$ $p = 0,00166$; *Brachinus crepitans* $F = 4,1$ $p = 0,01755$; *Bembidion lampros* $F = 7,5$ $p = 0,00066$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)



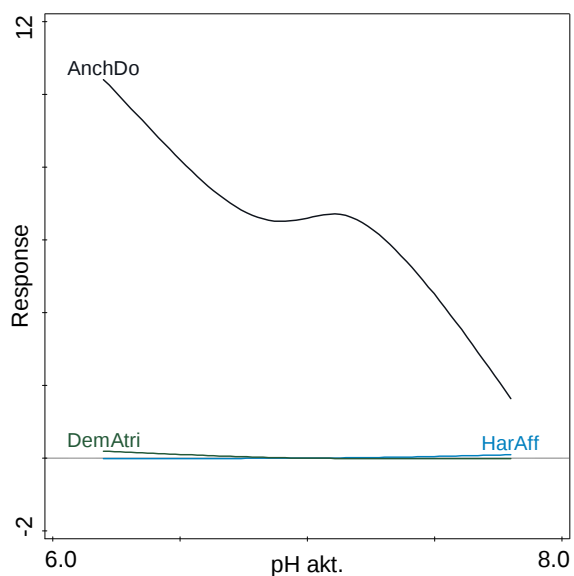
Graf 13 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se signifikantní vazbou na gradient dlouhodobé potenciální eroze (*Pterostichus melanarius* $F = 3,7$, $p = 0,02604$; *Poecilus cupreus* $F = 6,9$, $p = 0,00121$; *Poecilus sericeus* $F = 3,6$, $p = 0,02$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)



Graf 14 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se signifikantní vazbou na gradient obsahu oxidovatelného uhlíku v půdě (*Pterostichus melanarius* $F = 4,4$, $p = 0,01398$; *Poecilus cupreus* $F = 7,7$, $p = 0,00059$; *Anchomenus dorsalis* $F = 3,2$, $p = 0,04398$; *Harpalus distinguendus* $F = 3,2$, $p = 0,04142$; *Harpalus affinis* $F = 5,0$, $p = 0,00768$; *Bembidion lampros* $F = 3,7$, $p = 0,02727$; *Demetrias atricapilus* $F = 10,8$, $p = 0,00003$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)



Graf 15 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se vazbou na gradient obsahu organického dusíku v půdě (*Pterostichus melanarius* $F = 6,5$, $p = 0,00176$; *Poecilus cupreus* $F = 11,1$, $p = 0,00003$; *Anchomenus dorsalis* $F = 2,9$, $p = 0,05673$; *Amara eurynota* $F = 3,4$, $p = 0,03439$; *Harpalus distinguendus* $F = 3,8$, $p = 0,02347$; *Poecilus sericeus* $F = 8,0$, $p = 0,00043$; *Brachinus crepitans* $F = 3,2$, $p = 0,04342$; *Brachinus explodens* $F = 3,1$, $p = 0,04805$; *Brachinus psophia* $F = 3,7$, $p = 0,02711$; *Harpalus affinis* $F = 4,3$, $p = 0,01534$; *Bembidion lampros* $F = 3,1$, $p = 0,04807$; *Demetrias atricapilus* $F = 4,5$, $p = 0,01227$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)



Graf 16 Generalizované aditivní modely (GAM) zobrazující odpovědi druhů střevlíků se vazbou na gradient aktivního půdního pH (*Anchomenus dorsalis* $F = 3,4$, $p = 0,03497$; *Harpalus affinis* $F = 5,4$, $p = 0,00516$; *Demetrias atricapilus* $F = 10,6$, $p = 0,00004$; vysvětlivky zkratk viz Příloha 1)

5. Diskuse

Protierozní pásové střídání plodin se vedle snížení míry vodní eroze v souvislosti se současným pěstováním dvou plodin podílí na navýšení heterogenity zemědělské plochy. Jak homogenita, tak také eroze mohou negativně působit na doprovodné druhy. Z výsledků dvouletého výzkumu na zemědělských plochách v Bošovicích je patrné, že jak zvýšení heterogenity pěstováním dvou plodin v pásech, tak také samotným omezením míry vodní eroze byla podpořena diverzita a abundance střevlíkovitých brouků.

5.1. Zvýšení heterogenity vlivem PSP

Intenzivní zemědělství je spjato s rozsáhlými homogenními plochami, na nichž je pěstován pouze malý počet druhů plodin a druhová diverzita rostlinného pokryvu je proto velmi nízká, což má negativní vliv na diverzitu doprovodných druhů živočichů (Robinson a Sutherland 2002; Elmquist et al. 2023). Ačkoliv je hlavním cílem protierozního pásového střídání plodin ochrana půdy před vodní erozí, jeho vedlejším pozitivním účinkem je zvýšení heterogenity rostlinného pokryvu pole.

Z výsledků dvouletého výzkumu v Bošovicích vyplývá, že diverzita a také abundance střevlíkovitých brouků byla vyšší na plochách s protierozním PSP. Tento výsledek je tak ve shodě s dalšími studiemi, které potvrzují, že zvýšení počtu pěstovaných druhů plodin se pozitivně projevuje na diverzitě doprovodné fauny, a to jak v krajinném měřítku (Sirami et al. 2019; Priyadarshana et al. 2021; Billeter et al. 2008), tak také v rámci polykultur, kdy jsou plodiny pěstovány ve směsi (Letourneau et al. 2011; Yang et al. 2021) či v pásech dvou a více plodin (Ditzler et al. 2021; Alarcón-Segura et al. 2022; Cuperus et al. 2024).

Analýza dat zároveň dokládá, že již v prvním roce po převedení původní kontrolní plochy do režimu protierozního PSP zde došlo ke zvýšení diverzity střevlíkovitých brouků na úroveň diverzity plochy, kde hospodaření v pásech probíhá již řadu let (Tabulka 1). Odlišný trend však vykazuje abundance. Převedením původní kontrolní plochy zde nedošlo k navýšení abundance střevlíkovitých v prvním roce po změně režimu hospodaření. Abundance zde byla ve srovnání s plochou kde se v režimu PSP hospodaří již několik let stále signifikantně nižší a její hodnota se

statisticky nelišila od abundance střevlíkovitých na nově zvolené kontrolní ploše. Pravděpodobným vysvětlením nárůstu diverzity je, že po implementaci protierozního PSP zde díky zvýšené diverzitě potravních zdrojů a vegetačního pokryvu vhodné podmínky našlo více kolonizujících druhů a tyto druhy zde díky rozmanitějším zdrojům měly vyrovnanější populace. Abundance však pravděpodobně zůstala nízká, jelikož zde vlivem jednotného konvenčního obdělávání a působení vyšší míry eroze v minulých letech střevlíkovití brouci neměli vhodné podmínky a jejich populace tak dosahovaly nižších početností. Dalším možným vysvětlením odlišnosti v abundanci střevlíkovitých brouků na těchto plochách může být také odlišná vzdálenost od potenciálních zdrojových habitatů, především vzdálenost od plochy s TTP a remízku. Tyto mimoprodukční plochy přímo sousedily s polem s protierozním PSP (viz Obrázek 1) a oproti oběma kontrolám zde mohla být abundance střevlíkovitých navýšena vlivem spill-over efektu z těchto ploch, což by bylo vysvětlením přetrvávající nižší abundance na původní kontrolní ploše po jejím převedení do režimu PSP. Studie zabývající se spill-over efektem však zaznamenaly výrazný pokles jeho vlivu již ve vzdálenosti několika desítek metrů od hranic polí a mimoprodukčních ploch (Anjum-Zubair et al. 2010, Boetzel et al. 2018, Jowett et al. 2019). Past nacházející se na poli s protierozním PSP nejbližší k ploše s TTP byla od hranice těchto ploch vzdálena přibližně 250 metrů a významný vliv spill-over efektu z těchto mimoprodukčních ploch na abundanci střevlíkovitých zaznamenanou pomocí zemních pastí tudíž nepředpokládám. Lze však předpokládat, že podobně jako v případě vlivu jiných změn (MacLeod et al. 2004; Veselý a Šarapatka 2008) se také příznivý vliv protierozního PSP na abundanci střevlíkovitých brouků může projevit až v průběhu času a vliv spill-over efektu na odlišnou abundanci by tak s jistotou bylo možné vyloučit až v následujících letech.

Diverzita střevlíkovitých brouků je na plochách s PSP vyšší pravděpodobně proto, že se s různými plodinami pojí odlišné společenstvo doprovodných druhů. Různé plodiny mohou poskytovat odlišné potravní zdroje, specifické mikroklima či odlišnou strukturu porostu. Zároveň se s různými plodinami pojí odlišný management a také odlišné načasování zemědělských zásahů, aplikace hnojiv, pesticidů a insekticidů (Smith et al. 2008; Elmquist et al. 2023; Holland a Luff 2000; Randall a Smith 2020). Jednotlivé plodiny se tak vzájemně mohou obohacovat o druhy vlivem spill-over efektu a zároveň navyšovat celkovou diverzitu plochy (Cuperus et al. 2024).

Vliv jednotlivých plodiny potvrzují také výsledky této diplomové práce. Z výsledků permutačních testů vyplývá, že druh pěstované plodiny měl na společenstvo střevlíkovitých brouků významný vliv (Tabulka 7, 8).

Významný vliv na společenstvo střevlíkovitých měl dle výsledků CCA rovněž typ plodiny, tedy zda se jednalo o plodinu ozimou nebo jarní (Tabulka 7,8). Luff (2002) zmiňuje, že typ plodiny (jařina/ozim) má na diverzitu střevlíkovitých brouků větší vliv než její konkrétní druh. Významný vliv jarních a ozimých plodin spočívá v načasování zemědělských zásahů, které probíhají buďto na začátku vegetačního období či na jeho konci a složení jejich společenstva se tak může odvíjet především od fenologie jednotlivých druhů (Holland a Luff 2000; Smith et al. 2008; Benton et al. 2002). Významný vliv má rovněž dlouhé období bez vegetačního pokryvu před výsevem a vyklíčením jarních plodin (Luff 2002). Tento vliv je patrný z analýzy vlivu jednotlivých plodin PSP na abundanci střevlíkovitých brouků (kapitola 4.3). V obou letech byla abundance střevlíkovitých vyšší v ozimé plodině. V roce 2024 byla odlišnost abundance mezi jednotlivými plodinovými pásy ovlivněna také neúmyslnou aplikací herbicidu v jednom z typů pásů, načež byla vyseta sója a vzorkování tak probíhalo v období bezprostředně navazujícím na její výsev. V pásech sóji proto byla abundance střevlíkovitých brouků ve srovnání se sousedními pásy významně nižší. Tento výsledek částečně dokládá, že jeden z typů pásů může sloužit jako refugium při disturbanci vlivem obdělávání či v případě jinak nevhodných podmínek v pásu sousedním (Cuperus et al. 2024) a zajišťovat tak vyšší ekosystémovou stabilitu podobně jako mimoprodukční plochy (Thomas et al. 2002; Gaba et al. 2014).

5.2. Vliv snížení přímého působení eroze prostřednictvím protierozního PSP

Z výsledků studií zabývajících se vlivem eroze na půdní faunu vyplývá, že na erodovaných polích je počet jedinců půdní fauny ve spodní části svahu vyšší. To se může pojít s akumulací organické hmoty ve spodních částech svahu, jejíž obsah je obecně úzce spjat s abundancí půdní fauny, nebo akumulací samotných jedinců, kteří jsou sem odplaveni vlivem povrchového odtoku (Atlavinytè et al. 1974; Pimentel a Kounang 1998; Tuf et al. 2015). Protierozní pásové střídání plodin přispívá k lepšímu zasakování srážkové vody a lze tak předpokládat, že zároveň omezuje počet

odplavených živočichů. Z mých výsledků však vyplývá, že ačkoliv měl management i pozice na svahu významný vliv na abundanci střevlíkovitých, jejich interakce není statisticky významná a podobný trend se tak pravděpodobně projevuje jak na plochách v režimu protierozního PSP, tak také bez něj. Z grafu 6 je patrné, že abundance na kontrolních plochách bez protierozního PSP byla prakticky stejná v horní i spodní části svahu. Naproti tomu na poli s tímto protierozním opatřením, jež by mělo mimo eroze snižovat také míru odplavování živočichů, byla abundance ve spodní části svahu vyšší (Graf 6), což je opakem předpokládaného výsledku.

Absence trendu vyšší abundance střevlíkovitých brouků ve spodní části svahu kontrolních ploch v případě studované lokality mohla být způsobena umístěním pastí. Linie pastí na kontrolních plochách nebyly na lokalitě umístěny u samotné paty svahu, jelikož zde nezasahovaly ani samotné studované polní plochy (viz Obrázek 1). Možnou příčinou nízké abundance ve vzorkované spodní části kontrolních ploch tak může být fakt, že v místech umístění pastí stále docházelo k erozi, což vytvářelo nepříznivé podmínky pro střevlíkovité brouky. Dalším možným vysvětlením je také to, že i zde docházelo k odplavování jedinců.

Z mých výsledků vyplývá, že faktor potenciální eroze neměl při uvážení ostatních proměnných signifikantní vliv (Tabulka 8). Společně s výsledky CCA lze tudíž tvrdit, že vyšší abundance ve spodní části svahu je výrazně ovlivněna především půdními vlastnostmi (a potenciálně také vyšší vlhkostí, která však v rámci této diplomové práce měřena nebyla). Hlavním faktorem podmiňujícím tento trend byl zřejmě zvýšený obsah akumulované organické hmoty, k jejímuž obsahu se dle literatury úzce váže abundance střevlíkovitých (Pietrasko a De Clercq 1982; Vician et al. 2015; Aldebron et al. 2020). Vzhledem k relativně nedávnému zavedení protierozního PSP lze její vyšší obsah předpokládat také ve spodních částech svahu s tímto protierozním opatřením. Nelze zároveň vyloučit, že relativně nižší abundance střevlíkovitých brouků v horních částech svahu mohla být z části způsobena vlivem odplavení.

Interakce pozice na svahu a managementu měla signifikantní vliv na index diverzity (Graf 3). Zatímco na poli s PSP byla diverzita střevlíkovitých brouků vyšší v horní části svahu, na kontrolních plochách bez PSP byla diverzita v horní části svahu nižší. Je pravděpodobné, že tento výsledek je spjat se snížením míry působení erozního stresu vlivem protierozního PSP, díky čemuž zde mohlo přežívat více jedinců druhů

citlivých vůči erozi či odplavení (Pimentel a Kounang 1998; Orgiazzi a Panagos 2018; Baxter et al. 2013). Výrazná afinita k vyšší relativní nadmořské výšce dle GAM je patrná u druhu *Poecilus sericeus* (Graf 12). Dle výsledku GAM byl tento druh zároveň vázán na nízké hodnoty potenciální eroze (Graf 13) a lze tedy předpokládat, že se jedná o druh, jehož výskyt je protierozním PSP podpořen. Tento poznatek je důležitý také proto, že na Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky je *P. sericeus* zařazen do kategorie zranitelných (Hejda et al. 2017). Dle literatury se jedná o suchomilný druh (Hůrka 1996; Křivan 2025), což je pravděpodobně hlavní důvod jeho vazby na horní části svahu. Vyšší diverzitu plochy s protierozním PSP lze tedy kromě zvýšené diverzity zdrojů přisuzovat také snížené míře eroze, což umožnilo obsazení dalších nik. Na ploše kde se v režimu protierozního PSP hospodaří již několik let byly ve vyšším počtu zaznamenány také prskavci rodu *Brachinus* (viz Příloha). Celý tento rod je ve vyhlášce č. 395/1992 Sb. zařazen do kategorie ohrožených druhů, přičemž *B. psophia* je zároveň zapsán na červeném seznamu v kategorii ohrožených (Hejda et al. 2017).

K vyšší relativní nadmořské výšce měly dle GAM pozitivní vazbu také *Anchomenus dorsalis*, *Brachinus crepitans* a *Harpalus distinguendus*. Jedná se o suchomilné druhy vázané na osluněné plochy s řídkou bylinnou vegetací (Lindroth, Adis a Erwin 1992; Hůrka 1996). Jejich pozitivní vazba k vyšší relativní nadmořské výšce tak mohla být dána tamním mikroklimatem. Dalším důvodem jejich pozitivní vazby k vyšší nadmořské výšce mohlo být jejich kompetiční vyloučení z úživné spodní části svahu kde dominovaly druhy *Pterostichus melanarius* a *Poecilus cupreus*, pravděpodobně vázané na vyšší úživnost a vlhčí mikroklima. *Poecilus cupreus* je dle Lindrotha (1992) relativně hygrofilní druh preferující hustší vegetaci. *Pterostichus melanarius* je druh eurytopní, vyskytující se kromě polí také na loukách a v lesích (Hůrka 1996). U tohoto druhu byla popsána vysoká míra denního příjmu potravy (Scherney 1962 in Veselý a Šarapatka 2008). Vysvětlením pro jeho afinitu ke spodním částem svahu je tak zřejmě vyšší obsah živin v půdě. Je totiž pravděpodobné, že potrava zde byla díky zvýšené úživnosti dostupná ve vyšším množství.

Druh *B. crepitans* vykazoval kromě preference vyšší relativní nadmořské výšky také pozitivní vazbu na větší sklon (Graf 11). Větší sklon se pojí s vyšší mírou eroze a oproti hodnotě potenciální eroze, vůči jejíž hodnotě tento druh neměl signifikantní vazbu, tak může vypovídat o její míře před zavedením PSP. Je tak možné,

že je tento druh vázán na plochy erozí ochuzené v minulosti, což by podporoval také GAM naznačující jeho vazbu na půdy chudé na organický dusík (Graf 15). Lindroth (1992) zmiňuje preferenci tohoto druhu k nižší vegetaci, která na částech svahu v minulosti ochuzených o živiny vlivem eroze skutečně nižší či řidší být mohla. Míra potenciální eroze vypovídá pouze o aktuálním erozním ohrožení při zohlednění současného rostlinného pokryvu a zohledňuje také PSP. Lze tak uvažovat, že tomuto druhu vyhovují jak aktuálně erodující části svahu, tak také místa erodovaná v minulosti, jelikož na obou lze předpokládat nižší či řidší vegetaci. Oproti *P. sericeus* který vykazoval výraznou preferenci vůči plochám s nízkými hodnotami potenciální eroze a zároveň vůči plochám chudým na živiny tak může být *B. crepitans* schopným kolonizátorem erodovaných ploch, na kterých přežívá i nadále díky dlouhodobému ochuzení půdy o živiny.

Statisticky významnou vazbu ke sklonitosti vykazoval také *Anchomenus dorsalis*. Podobně jako *B. crepitans* měl také *A. dorsalis* vazbu k nižšímu obsahu organického dusíku. Oproti *B. crepitans* však *A. dorsalis* vykazoval vazbu ke středním hodnotám sklonitosti a tudíž předpokládám, že tento druh byl z rovinatějších míst ve spodních částech svahu kompetičně vyloučen druhy *P. melanarius* a *P. cupreus*. Tomu by nasvědčoval také fakt, že křivka jeho odezvy vůči sklonitosti, relativní nadmořské výšce, obsahu oxidovatelného uhlíku a také obsahu organického dusíku v půdě navazuje na pokles křivek odezvy zmíněných dvou druhů vůči těmto faktorům.

6. Závěr

Z výsledků této diplomové práce jasně vyplývá, že vedle protierozní funkce je protierozní pásové střídání plodin přínosné také z hlediska podpory diverzity a abundance střevlíkovitých brouků. Vlivem implementace protierozního PSP pravděpodobně došlo k podpoře minimálně jednoho druhu zapsaného na červeném seznamu (*Poecilus sericeus*). Podobný vliv lze předpokládat také u dalších skupin bezobratlých živočichů využívajících zemědělské plochy. Tento výsledek je podstatný také proto, že druhy zemědělské krajiny dnes patří mezi celosvětově nejohroženější a najdeme mezi nimi jak bezobratlé živočichy, tak také například ptáky, kterým mohou bezobratlí živočichové či přímo střevlíkovití podporovaní tímto opatřením sloužit jako významný zdroj potravy (Holland 2002). Protierozním pásovým střídáním plodin by tak mohla být významně podpořena biodiverzita zemědělských ploch.

Střevlíkovití brouci jsou však důležití také z hlediska zemědělské produkce. Tato čeleď je významná především v biologickém boji proti škůdcům zemědělských plodin, ale řada druhů konzumuje také semena běžných plevelů. Podpoření jejich abundance a diverzity prostřednictvím tohoto protierozního opatření může vést k vyšší míře poskytování těchto ekosystémových služeb (Bertrand et al. 2015; Ditzler et al., 2021; Alarcón-Segura et al. 2022). Zároveň mohou jednotlivé druhy odlišně reagovat na změny podmínek, ke kterým v dynamické zemědělské krajině dochází velmi často. Vyšší druhová diverzita tak může zajišťovat funkční redundanci systému biologického boje se škůdci, kdy při výpadku jednoho druhu mohou jeho ekologickou roli stále zastávat druhy jiné (Gaba et al. 2014). Protierozní pásové střídání plodin by tak těmito cestami mohlo přispět k biologické ochraně plodin proti škůdcům.

Ačkoliv se mi v rámci této diplomové práce podařilo částečně odlišit vliv zvýšené heterogenity plodin od vlivu sníženého přímého působení eroze na společenstvo střevlíkovitých brouků, oba vlivy na plochách s protierozním pásovým střídáním plodin zřejmě působí synergicky. Na rozdíl od vlivu různých typů polykultur je současné poznání vlivů eroze a protierozních opatření na společenstvo střevlíkovitých brouků značně omezené. Jako vhodný přístup k dalšímu poznání této problematiky se proto jeví výzkum vlivu agrotechnických opatření, která snižují erozní ohrožení půdy bez současného zvyšování diverzity pěstovaných plodin.

7. Souhrn

- Ačkoliv jsou agroekosystémy místem výskytu významné části druhové diverzity po celém světě, v posledních desetiletích se významná část doprovodných druhů zemědělské krajiny stala ohroženou vlivem intenzifikace hospodaření.
- Z výsledků dvouletého výzkumu v Bošovicích vyplývá, že protierozní pásové střídání plodin mělo příznivý vliv na společenstvo střevlíkovitých brouků vyskytujících se na zemědělských plochách.
- Z výsledků je patrné, že pozitivní vliv mělo jak zvýšení heterogenity zemědělské plochy vlivem pěstování dvou druhů plodin, tak také samotné snížení míry vodní eroze.

Bibliografie

- Aebischer NJ. 1991. Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (ed.). *The Ecology of Temperate Cereal Fields. Proceedings 32nd Symposium of the British Ecological Society with the Association of Applied Biologists*, University of Cambridge, 1991. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 305-331. ISBN 978-0632031474
- Alarcón-Segura V, Grass I, Breustedt G, Rohlf M, Tschardt T. 2022. Strip intercropping of wheat and oilseed rape enhances biodiversity and biological pest control in a conventionally managed farm scenario. *Journal of Applied Ecology*. 59(6), 1513-1523. ISSN 0021-8901. doi:10.1111/1365-2664.14161
- Aldebron C, Jones MS, Snyder WE, Blubaugh CK. 2020. Soil organic matter links organic farming to enhanced predator evenness. *Biological Control*. 146. ISSN 10499644. doi:10.1016/j.biocontrol.2020.104278
- Allen RT, 1979. The Occurrence and Importance of Ground Beetles in Agricultural and Surrounding Habitats. In: Erwin TL, Ball GE, Whitehead DR, Halpern AL. (ed.). *Carabid Beetles*. Dordrecht: Springer Netherlands, 485-505. ISBN 978-94-009-9630-4. doi:10.1007/978-94-009-9628-1_27
- Anjum-Zubair MM, Schmidt-Entling H, Querner P, Frank T. 2010. Influence of within-field position and adjoining habitat on carabid beetle assemblages in winter wheat. *Agricultural and Forest Entomology*. 12(3), 301-306. ISSN 1461-9555. doi:10.1111/j.1461-9563.2010.00479.x
- Atlavinytė O, Kuginytė Z, Pileckis S. 1974. Erosion effect on soil fauna under different crops. *Pedobiologia*. 14(1), 35-40. ISSN 00314056. doi:10.1016/S0031-4056(23)00070-7
- Baxter C, Rowan JS, McKenzie BM, Neilson R. 2013. Understanding soil erosion impacts in temperate agroecosystems: bridging the gap between geomorphology and soil ecology using nematodes as a model organism. *Biogeosciences*. 10(11), 7133-7145. ISSN 1726-4189. doi:10.5194/bg-10-7133-2013
- Benton TG, Bryant DM, Cole L, Crick Humphrey QP. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*. 39(4), 673-687. ISSN 0021-8901. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x
- Bertrand C, Burel F, Baudry J. 2015. Spatial and temporal heterogeneity of the crop mosaic influences carabid beetles in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. 31(2), 451-466. ISSN 0921-2973. doi:10.1007/s10980-015-0259-4
- Billeter R, Liira J, Bailey D, Bugter R, Arens P et al. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*. 45(1), 141-150. ISSN 0021-8901. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x
- Boetzel FA, Krimmer E, Krauss J, Steffan-Dewenter I, Lewis O. 2018. Agri-environmental schemes promote ground-dwelling predators in adjacent oilseed rape fields: Diversity, species traits and distance-decay functions. *Journal of Applied Ecology*. 56(1), 10-20. ISSN 0021-8901. doi:10.1111/1365-2664.13162

- Cuperus F, Allema B, Bianchi FJJA, Rossing WAH, van Apeldoorn DF. 2024. Cauliflower strip cropping promotes ground-dwelling arthropod richness and spider abundance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 374. ISSN 01678809. doi:10.1016/j.agee.2024.109137
- Český statistický úřad. 2025. Struktura pozemků. Dostupné z: <https://csu.gov.cz/struktura-pozemku?pocet=10&start=0&skupiny=34&razeni=-datumVydani>
- Ditzler L, van Apeldoorn DF, Schulte RPO, Tiftonell P, Rossing WAH. 2021. Redefining the field to mobilize three-dimensional diversity and ecosystem services on the arable farm. *European Journal of Agronomy*. 122. ISSN 11610301. doi:10.1016/j.eja.2020.126197
- Doran JW, Parkin TB. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF, Stewart BA (ed.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. SSSA Special Publications. 3-21. ISBN 9780891189305. doi:10.2136/sssaspecpub35.c1
- Dumbrovský M, Šarapatka B. 2023. Pásové střídání plodin jako protierozní a adaptační opatření v pozemkových úpravách: certifikovaná metodika. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-6377-3
- Elmqvist DC, Kahl KB, Johnson-Maynard JL, Eigenbrode SD. 2023. Linking agricultural diversification practices, soil arthropod communities and soil health. *Journal of Applied Ecology*. 60(9), 1952-1963. ISSN 0021-8901. doi:10.1111/1365-2664.14453
- FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture. In: Bélanger J, Pilling D (eds.). *FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments*. Rome. 572. Dostupné z: <http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>
- Gaba S, Bretagnolle F, Rigaud T, Philippot L. 2014. Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2. ISSN 2296-701X. doi:10.3389/fevo.2014.00029
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*. 12(10). ISSN 1932-6203. doi:10.1371/journal.pone.0185809
- Hejda R, Farkač J, Chobot K (ed.). 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky - bezobratlí. *Příroda*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-88076-53-7
- Holland JM, Luff ML. 2000. The effects of agricultural practices on carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*. 5(2), 109-129. ISSN 13535226. doi:10.1023/A:1009619309424
- Holland JM, Hutchison MAS, Smith B, Aebischer NJ. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*. 148(1), 49-71. ISSN 0003-4746. doi:10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x
- Holland JM. 2002. Carabid beetles: Their ecology, survival and use in agroecosystems. In: Holland JM (ed.). *The Agroecology of Carabid Beetles*. Intercept, 1-40. ISBN 1-898298-76-9

- Hůrka K. 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics: Carabidae České a Slovenské republiky. Zlín: Kabourek. ISBN 80-901466-2-7
- IPBES. 2019. Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Brondízio ES, Settele J, Díaz S, Ngo HT. Bonn, Německo: IPBES secretariat. ISBN 978-3-947851-20-1. Dostupné z: [https://www.ipbes.net/system/files/2021-06/2020%20IPBES%20GLOBAL%20REPORT\(FIRST%20PART\)_V3_SINGLE.pdf](https://www.ipbes.net/system/files/2021-06/2020%20IPBES%20GLOBAL%20REPORT(FIRST%20PART)_V3_SINGLE.pdf)
- Janeček M. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí: metodika. Praha: Powerprint. ISBN 978-80-87415-42-9
- Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscieme L et al. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*. 8(45). ISSN 2375-2548. doi:10.1126/sciadv.abm9982
- Jhariya MK, Banerjee A, Meena RS, Kumar S, Raj A (ed.). 2021. Sustainable Intensification for Agroecosystem Services and Management. Singapore: Springer Singapore. ISBN 978-981-16-3207-5. doi:10.1007/978-981-16-3207-5
- Jowett K, Milne AE, Metcalfe H, Hassall KL, Potts SG et al. 2019. Species matter when considering landscape effects on carabid distributions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 285. ISSN 01678809. doi:10.1016/j.agee.2019.106631
- Kleijn D, Kohler F, Báldi A, Batáry P, Concepción ED et al. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 276(1658), 903-909. ISSN 0962-8452. doi:10.1098/rspb.2008.1509
- Knapp M, Řezáč M, Shaw P. 2015. Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. *PLOS ONE*. 10(4). ISSN 1932-6203. doi:10.1371/journal.pone.0123052
- Kopittke PM, Menzies NW, Wang P, Mckenna BA, Lombi E. 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*. 132. ISSN 01604120. doi:10.1016/j.envint.2019.105078
- Kremen C, Williams NM, Thorp RW. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99(26), 16812-16816. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.262413599
- Křivan V (ed.). 2025. *Poecilus sericeus* Fischer von Waldheim, 1823 - střevlíček v Kraji Vysočina. In: *Příroda Vysočiny*. Dostupné z: <https://www.prirodavysočiny.cz/cs/druhy/4320/poecilus-sericeus>
- Kuras T, Šarapatka B. 2010. 10. Biodiverzita agroekosystémů. In: Šarapatka B, Abrahamová M, Čížková S, Dotlačil L, Hluchý M et al. *Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Olomouc: Bioinstitut, 209-227. ISBN 978-80-87371-10-7
- Le Provost G, Thiele J, Westphal C, Penone C, Allan E et al. 2021. Contrasting responses of above- and belowground diversity to multiple components of land-use intensity. *Nature Communications*. 12(1). ISSN 2041-1723. doi:10.1038/s41467-021-23931-1

- Lee JC, Landis DA. 2002. Non-crop habitat management for carabid beetles. In: Holland, JM (ed.). The agroecology of carabid beetles. Andover: Intercept, 279-303. ISBN 1-898298-76-9
- Letourneau DK, Armbrrecht I, Rivera BS, Lerma JM, Carmona EJ et al. 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*. 21(1), 9-21. ISSN 1051-0761. doi:10.1890/09-2026.1
- Lindroth CH, Adis J, Erwin TL (ed.). 1992. Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia: a zoogeographic study. Washington, D.C.: Amerind Publishing Co.
- Lompe A. 2025. Die Käfer Europas: Ein Bestimmungswerk im Internet. Coleonet. Dostupné z: <https://coletonet.de/coleo/index.htm>.
- Luff ML. 2002. Carabid assemblage organization and species composition. In: Holland, JM (ed.). The agroecology of carabid beetles. Andover: Intercept, 41-79. ISBN 1-898298-76-9
- MacLeod A, Wratten SD, Sotherton NW, Thomas MB. 2004. 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*. Roč. 6, č. 2, 147-154. ISSN 1461-9555. doi:10.1111/j.1461-9563.2004.00215.x
- Meyer S. 2020. The Status of Arable Plant Habitats in Central Europe. In: Hurford C, Wilson P, Storkey J (ed.). The Changing Status of Arable Habitats in Europe. Cham: Springer International Publishing, 55-73. ISBN 978-3-030-59874-7. doi:10.1007/978-3-030-59875-4_5
- Molina GAR, Poggio SL, Ghera CM. 2014. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. 192, 135-143. ISSN 01678809. doi:10.1016/j.agee.2014.04.013
- Moreira F, Pinto MJ, Henriques I, Marques T. 2007. The importance of low-intensity farming systems for fauna, flora and habitats protected under the european "birds" and "habitats" directives: Is agriculture essential for preserving biodiversity in the mediterranean region? In: Antonello SD. *Frontiers in Ecology Research*. Nova Science Publishers, 39-67. ISBN 1-60021-060-0. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=0jG1VMkrVOMC&printsec=frontcover&hl=cs>.
- MZe. 2025. LPIS – Registr půdy. Ministerstvo zemědělství ČR. Dostupné z: <https://mze.gov.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny2/plpis/>
- Nentwig W. 1995. Ackerkrautstreifen als Systemansatz für eine umweltfreundliche Landwirtschaft. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*. (9), 679-83
- New TR. 2005. 2 - Agriculture and biodiversity: the place of invertebrates. In: *Invertebrate Conservation and Agricultural Ecosystems*. Cambridge University Press, 18-52. ISBN 9780511542114. Dostupné z: <https://books.google.co.zw/books?id=ioy4ca9Hg7oC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>
- Orgiazzi A, Panagos P. 2018. Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. *Global Ecology and Biogeography*. 27(10), 1155-1167. ISSN 1466-822X. doi:10.1111/geb.12782

- Pietrasko R, de Clercq R. 1982. Influence of organic matter on epigeic arthropods. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen Universiteit Gent*. 47(2), 721-728
- Pimentel D, Kounang N. 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*. 1998-9-1, roč. 1, č. 5, 416-426. ISSN 1432-9840. doi:10.1007/s100219900035
- Potts GR. 1991. The environmental and ecological importance of cereal fields. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (ed.). *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 3-21. ISBN 978-0632031474
- Priyadarshana TS, Lee MB, Ascher JS, Qiu L, Goodale E. 2021. Crop heterogeneity is positively associated with beneficial insect diversity in subtropical farmlands. *Journal of Applied Ecology*. 58(12), 2747-2759. ISSN 0021-8901. doi:10.1111/1365-2664.14005
- Randall NP, Smith B. 2020. Biodiversity. In: Randall NP, Smith B. *The biology of agroecosystems. The biology of habitats*. Oxford: Oxford University Press, 27-44. ISBN 978-0-19-873752-0
- Rigal S, Dakos V, Alonso H, Auniņš A, Benkő Z et al. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 120(21). ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.2216573120
- Robinson RA, Sutherland WJ. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*. 39(1), 157-176. ISSN 0021-8901. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*. 232, 8-27. ISSN 00063207. doi:10.1016/j.biocon.2019.01.020
- Scherney F. (1962). Laufkäfer als natürliche Helfer der Schädlingsbekämpfung. *Pflanzenschutzinformationen*, 3, 1-8
- Sirami C, Gross N, Baillod AB, Bertrand C, Carrié R et al. 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 116(33), 16442-16447. ISSN 0027-8424. doi:10.1073/pnas.1906419116
- Smith V, Bohan DA, Clark SJ, Houghton AJ, Bell JR et al. 2008. Weed and invertebrate community compositions in arable farmland. *Arthropod-Plant Interactions*. 2(1), 21-30. ISSN 1872-8855. doi:10.1007/s11829-007-9027-y
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Rio Carvalho C, de Snoo GR et al. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*. 63(4), 337-365. ISSN 03014797. doi:10.1006/jema.2001.0473
- Swift MJ, Izac AMN, van Noordwijk M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 104(1), 113-134. ISSN 01678809. doi:10.1016/j.agee.2004.01.013
- Šarapatka B. 2014. Degradace půdy. In: Šarapatka B. *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 187-204. ISBN 978-80-244-3736-1

- Thomas CFG, Holland JM, Brown NJ. 2002. The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. In: Holland JM (ed.). The agroecology of carabid beetles. Andover: Intercept, 305-344. ISBN 1-898298-76-9
- Tsiafouli MA, Thébault E, Sgardelis SP, de Ruiter PC, van der Putten WH et al. 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology*. 21(2), 973-985. ISSN 1354-1013. doi:10.1111/gcb.12752
- Tucker G, Pain DJ, Pienkowski MW. 1997. Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape. In: Farming and birds in Europe. The common agricultural policy and its implications for bird conservation. San Diego: Academic Press, 79-116. Dostupné z: <https://archive.org/details/farmingbirdsineu0000unse/mode/2up>
- Tuf IH, Chmelík V, Machač O, Šarapatka B, Čáp L. 2015. Effect of water erosion on surface-dwelling invertebrates. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*. 79, 261–266. ISSN 1211-376X. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/301342407_Effect_of_water_erosion_on_surface-dwelling_invertebrates
- Veselý M, Šarapatka B, 2008. Effects of conversion to organic farming on carabid beetles (Carabidae) in experimental fields in the Czech Republic. *Biological Agriculture & Horticulture*. 25(4), 289-309. ISSN 0144-8765. doi:10.1080/01448765.2008.9755057
- Vician V, Svitok M, Kočík K, Stašiov S. 2015. The influence of agricultural management on the structure of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages. *Biologia*. 70(2), 240-251. ISSN 0006-3088. doi:10.1515/biolog-2015-0028
- Wagner DL. 2020. Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*. 65, 457-480. ISSN 0066-4170. doi:10.1146/annurev-ento-011019-025151
- Woiwod IP. 1991. The ecological importance of long-term synoptic monitoring. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (ed.). The ecology of temperate cereal fields. proceedings 32nd symposium of the british ecological society with the association of applied biologists, University of Cambridge, 1991. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 275-304. ISBN 978-0632031474
- Yang H, Zhang W, Li L. 2021. Intercropping: Feed more people and build more sustainable agroecosystems. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*. 8(3), 373-386. doi:10.15302/J-FASE-2021398

Přílohy

Příloha 1 Tabulka zkratk použitých pro jednotlivé druhy střevlíkovitých brouků a kategorizace jejich ohrožení dle červeného seznamu a zákonné ochrany 43

Příloha 2 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z plochy s PSP v roce 2023 dle pozice na svahu a plodiny 44

Příloha 3 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z kontrolní a mimoprodukčních ploch v roce 2023 dle pozice na svahu a plodiny..... 45

Příloha 4 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z plochy s PSP v roce 2024 dle pozice na svahu a plodiny 46

Příloha 5 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z kontrolních a mimoprodukčních ploch z roku 2024 dle pozice na svahu a plodiny.. 47

Příloha 1 Tabulka zkratk pro jednotlivé druhy střevlíkovitých brouků a kategorizace jejich ohrožení dle červeného seznamu (Hejda et al., 2017) a zákonné ochrany dle vyhlášky č. 395/1992 Sb

Zkratka	Druh	Kategorie ohrožení dle červeného seznamu (Hejda et al., 2017)	Ochrana dle vyhlášky č. 395/1992 Sb.
AbPara	Abax parallelepipedus		
AmaAen	Amara aenea		
AmaEur	Amara eurynota		
AmaNit	Amara nitida		
AmaOva	Amara ovata		
AmaSp.	Amara sp.		
AnchDo	Anchomenus dorsalis		
BadBul	Badister bullatus		
BemLam	Bembidion lampros		
BemObt	Bembidion obtusum		
BraCre	Brachinus crepitans		O
BraExp	Brachinus explodens		O
BraPso	Brachinus psophia	EN	O
CalAmb	Calathus ambiguus		
CalFus	Calathus fuscipes		
CarHort	Carabus hortensis		
CarUll	Carabus ullrichi		O
CelSp.	Celia sp.		
DemAtri	Demetrias atricapillus		
DryDent	Drypta dentata		
HapSig	Harpalus signaticornis		
HarAff	Harpalus affinis		
HarAtr	Harpalus atratus		
HarCas	Harpalus caspius roubali		
HarDis	Harpalus distinguendus		
HarLut	Harpalus luteicornis		
HarRub	Harpalus rubripes		
HarSp.	Harpalus sp.		
HarTar	Harpalus tardus		
LeiFer	Leistus ferrugineus		
LorPili	Loricera pilicornis		
MicMin	Microlestes minutulus		
NotiPus	Notiophilus pusillus		
OpAzu	Ophonus azureus		
OpLatic	Ophonus laticollis		
OpMel	Ophonus melletii		
PoeCup	Poecilus cupreus		
PoeSer	Poecilus sericeus	VU	
PseRuf	Pseudoophonus rufipes		
PteMac	Pterostichus macer		
PteMel	Pterostichus melanarius		
PteStre	Pterostichus strenuus		
SynObs	Syntomus obscuroguttatus		
TreQua	Trechus quadristriatus		

Příloha 2 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z plochy s PSP v roce 2023 dle pozice na svahu a plodiny

2023								
Zkratka	Druh	Management	Pásové střídání plodin					
		Pozice na svahu	Horní		Střední		Spodní	
		Plodina	Řepka	Ječmen	Řepka	Ječmen	Řepka	Ječmen
AbPara	Abax parallelepipedus		0	0	0	0	0	0
AmaAen	Amara aenea		2	0	0	0	1	0
AmaEur	Amara eurynota		65	0	46	1	20	0
AmaNit	Amara nitida		1	0	0	0	0	0
AmaOva	Amara ovata		0	0	1	0	0	0
AmaSp.	Amara sp.		0	0	1	0	0	0
AnchDo	Anchomenus dorsalis		278	195	135	73	206	103
BemLam	Bembidion lampros		0	1	0	0	5	3
BemObt	Bembidion obtusum		1	0	1	5	3	1
BraCre	Brachinus crepitans		3	3	2	10	1	2
BraExp	Brachinus explodens		5	2	5	2	5	0
BraPso	Brachinus psophia		2	2	1	0	0	0
CalAmb	Calathus ambiguus		0	0	1	0	0	1
CalFus	Calathus fuscipes		0	0	0	0	0	1
CarHort	Carabus hortensis		0	0	1	0	0	1
CarUll	Carabus ullrichi		0	0	0	0	0	0
CelSp.	Celia sp.		1	0	0	0	0	0
DemAtri	Demetrias atricapillus		0	0	0	0	0	0
DryDent	Drypta dentata		0	0	0	0	0	0
HapSig	Harpalus signaticornis		1	0	0	0	1	0
HarAff	Harpalus affinis		1	0	0	0	0	0
HarAtr	Harpalus atratus		6	1	0	0	0	0
HarDis	Harpalus distinguendus		16	10	10	5	6	1
HarLut	Harpalus luteicornis		0	0	0	0	1	0
HarSp.	Harpalus sp.		1	0	0	0	0	0
HarTar	Harpalus tardus		1	0	0	0	0	0
LeiFer	Leistus ferrugineus		0	0	1	0	0	0
LorPili	Loricera pilicornis		0	0	0	0	0	0
MicMin	Microlestes minutulus		0	0	0	0	0	0
NotiPus	Notiophilus pusillus		4	2	4	0	2	0
OpLatic	Ophonus laticollis		1	1	0	0	0	0
OpMel	Ophonus melletii		0	0	0	0	0	0
PoeCup	Poecilus cupreus		109	105	65	31	140	128
PoeSer	Poecilus sericeus		2	16	4	1	0	0
PseRuf	Pseudoophonus rufipes		34	30	35	5	18	13
PteMac	Pterostichus macer		0	0	0	0	0	0
PteMel	Pterostichus melanarius		2	19	12	15	75	62
PteStre	Pterostichus strenuus		0	0	0	0	0	0
SynObs	Syntomus obscuroguttatus		3	2	1	0	1	2
TreQua	Trechus quadristriatus		11	11	20	18	19	21
Celkem			550	400	346	166	504	339

Příloha 3 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z kontrolní a mimoprodukčních ploch v roce 2023 dle pozice na svahu a plodiny

2023						
Zkratka	Druh	Management	Kontrola (Kontrola23)		Louka	Remíz
		Pozice na svahu Plodina	Horní Ječmen	Spodní		
AbPara	Abax parallelepipedus		0	0	0	12
AmaAen	Amara aenea		0	0	0	0
AmaEur	Amara eurynota		0	2	0	0
AmaNit	Amara nitida		0	0	0	0
AmaOva	Amara ovata		0	0	0	0
AmaSp.	Amara sp.		0	0	0	0
AnchDo	Anchomenus dorsalis		132	129	28	7
BemLam	Bembidion lampros		0	0	0	0
BemObt	Bembidion obtusum		0	0	1	0
BraCre	Brachinus crepitans		1	1	1	3
BraExp	Brachinus explodens		0	1	0	0
BraPso	Brachinus psophia		0	0	0	0
CalAmb	Calathus ambiguus		0	0	0	0
CalFus	Calathus fuscipes		0	0	0	0
CarHort	Carabus hortensis		1	0	0	0
CarUll	Carabus ullrichi		0	0	0	7
CelSp.	Celia sp.		0	0	0	0
DemAtri	Demetrias atricapillus		0	2	0	0
DryDent	Drypta dentata		0	0	1	0
HapSig	Harpalus signaticornis		0	0	0	0
HarAff	Harpalus affinis		0	0	0	0
HarAtr	Harpalus atratus		0	0	0	97
HarDis	Harpalus distinguendus		1	1	1	0
HarLut	Harpalus luteicornis		0	0	0	0
HarSp.	Harpalus sp.		0	0	0	0
HarTar	Harpalus tardus		0	0	0	0
LeiFer	Leistus ferrugineus		1	0	3	0
LorPili	Loricera pilicornis		1	0	0	0
MicMin	Microlestes minutulus		1	0	0	2
NotiPus	Notiophilus pusillus		0	0	0	0
OpLatic	Ophonus laticollis		0	0	0	4
OpMel	Ophonus melletii		0	0	0	1
PoeCup	Poecilus cupreus		110	78	6	1
PoeSer	Poecilus sericeus		2	0	1	0
PseRuf	Pseudoophonus rufipes		7	4	30	18
PteMac	Pterostichus macer		0	0	1	0
PteMel	Pterostichus melanarius		44	38	72	1
PteStre	Pterostichus strenuus		0	0	1	0
SynObs	Syntomus obscuroguttatus		1	3	1	0
TreQua	Trechus quadristriatus		0	4	1	0
	Celkem		302	263	148	153

Příloha 4 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z plochy s PSP v roce 2024 dle pozice na svahu a plodiny

2024								
		Management	Pásové střídání plodin					
		Pozice na svahu	Horní		Střední		Spodní	
Zkratka	Druh	Plodina	Ječmen	Sója	Ječmen	Sója	Ječmen	Sója
AbPara	Abax parallelepipedus		0	0	0	0	0	0
AmaEur	Amara eurynota		3	0	4	0	0	0
AnchDo	Anchomenus dorsalis		325	23	396	22	129	16
BadBul	Badister bullatus		0	0	0	1	1	0
BemLam	Bembidion lampros		0	1	0	5	0	15
BemObt	Bembidion obtusum		0	0	1	0	0	0
BraCre	Brachinus crepitans		3	0	14	0	1	0
BraExp	Brachinus explodens		2	1	11	1	3	1
BraPso	Brachinus psophia		2	0	2	0	0	0
CalFus	Calathus fuscipes		0	0	1	1	0	0
CarHort	Carabus hortensis		0	0	1	0	0	0
CarUll	Carabus ullrichi		0	0	0	0	0	0
CelSp.	Celia sp.		0	0	0	0	0	1
DemAtri	Demetrias atricapillus		0	0	0	0	0	0
DryDent	Drypta dentata		0	0	0	0	0	0
HapSig	Harpalus signaticornis		0	1	1	0	0	0
HarAff	Harpalus affinis		0	0	1	0	0	0
HarAtr	Harpalus atratus		0	1	4	0	0	0
HarCas	Harpalus caspius roubali		0	0	0	0	0	0
HarDis	Harpalus distinguendus		5	0	10	1	2	0
HarLut	Harpalus luteicornis		0	0	0	0	0	0
HarRub	Harpalus rubripes		0	0	0	0	0	0
LeiFer	Leistus ferrugineus		0	0	1	2	1	0
MicMin	Microlestes minutulus		2	3	0	2	0	8
NotiPus	Notiophilus pusillus		1	1	3	5	1	1
OpAzu	Ophonus azureus		0	0	0	0	0	0
OpLatic	Ophonus laticollis		0	0	0	0	0	0
PoeCup	Poecilus cupreus		746	80	278	39	1581	491
PoeSer	Poecilus sericeus		178	20	90	1	23	0
PseRuf	Pseudoophonus rufipes		31	6	13	4	26	4
PteMac	Pterostichus macer		0	0	0	0	0	0
PteMel	Pterostichus melanarius		771	63	617	24	1511	472
SynObs	Syntomus obscuroguttatus		0	0	0	0	0	0
TreQua	Trechus quadristriatus		21	1	18	0	8	0
Celkem			2090	201	1466	108	3287	1009

Příloha 5 Tabulka početnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků v úlovku z kontrolních a mimoprodukčních ploch z roku 2024 dle pozice na svahu a plodiny

2024								
		Management	Kontrola (Stara.Kontrola24)		Kontrola (Nova.Kontrola24)		Louka	Remíz
Zkratka	Druh	Pozice na svahu Plodina	Horní Pásky (Kukuř. – Ječm.)	Spodní	Horní Slunečnice	Spodní		
AbPara	Abax parallelepipedus		0	0	0	0	0	9
AmaEur	Amara eurynota		0	0	0	0	0	0
AnchDo	Anchomenus dorsalis		6	116	0	2	46	30
BadBul	Badister bullatus		0	0	0	0	2	0
BemLam	Bembidion lampros		1	1	0	2	0	0
BemObt	Bembidion obtusum		0	0	0	0	2	0
BraCre	Brachinus crepitans		1	2	1	1	11	1
BraExp	Brachinus explodens		0	1	0	0	1	0
BraPso	Brachinus psophia		0	0	0	0	1	0
CalFus	Calathus fuscipes		0	0	0	0	0	0
CarHort	Carabus hortensis		0	0	0	0	0	0
CarUll	Carabus ullrichi		0	0	0	0	0	4
CelSp.	Celia sp.		0	0	0	0	0	0
DemAtri	Demetrias atricapillus		0	2	0	0	0	0
DryDent	Drypta dentata		0	0	0	0	2	0
HapSig	Harpalus signaticornis		0	1	0	0	0	0
HarAff	Harpalus affinis		0	0	1	0	1	0
HarAtr	Harpalus atratus		0	0	0	0	1	62
HarCas	Harpalus caspius roubali		0	0	0	0	4	0
HarDis	Harpalus distinguendus		5	0	0	4	1	0
HarLut	Harpalus luteicornis		0	0	0	0	1	0
HarRub	Harpalus rubripes		0	0	0	0	0	1
LeiFer	Leistus ferrugineus		2	0	0	1	3	2
MicMin	Microlestes minutulus		2	0	0	0	5	1
NotiPus	Notiophilus pusillus		5	3	0	2	3	0
OpAzu	Ophonus azureus		0	0	0	0	0	1
OpLatic	Ophonus laticollis		0	0	0	1	0	4
PoeCup	Poecilus cupreus		42	23	4	2	0	0
PoeSer	Poecilus sericeus		2	3	7	1	1	0
PseRuf	Pseudoophonus rufipes		0	11	0	2	17	5
PteMac	Pterostichus macer		0	0	0	0	1	0
PteMel	Pterostichus melanarius		22	83	2	4	25	1
SynObs	Syntomus obscuroguttatus		0	0	1	0	0	0
TreQua	Trechus quadristriatus		0	8	8	5	1	0
Celkem			88	254	24	27	129	121