

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Časová proměnlivost prostorové distribuce střevlíků
v zemědělské krajině**

Temporal variability in spatial distribution of carabid beetles in
agricultural landscapes

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Miroslav Seidl

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

2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Miroslav Seidl

Ochrana přírody

Název práce

Časová proměnlivost prostorové distribuce střevlíků v zemědělské krajině

Název anglicky

Temporal variability in spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes

Cíle práce

Prvním cílem práce bude provést stručnou literární rešerši o prostorové distribuci střevlíků v zemědělské krajině s důrazem na její proměnlivost v čase (během sezóny). Hlavní náplní práce bude realizace rozsáhlého terénního experimentu, který bude zkoumat střevlíky na čtyřech transektech kolmých k ekotonům pole-lesní ostrov v modelovém území Sedlčanska.

Metodika

Literární rešerše v českém jazyce bude vypracována na základě vědeckých článků dohledaných na Web of Knowledge. Střevlíci budou sbíráni pomocí zemních pastí v několika po sobě následujících sběrech, aby bylo možné analyzovat změnu jejich distribuce okolo hranice pole-lesní ostrov v čase (např. po přezimování, po vysetí plodiny, v době zralosti polní plodiny, po sklizni, po orbě). Popis a výsledky experimentu budou zpracovány formou anglicky psaného manuskriptu, který bude v budoucnu možné odeslat k recenznímu řízení do vědeckého časopisu. Třetí část práce by mělo tvořit shrnutí popisu realizace a výsledků experimentu v českém jazyce (včetně diskuze získaných výsledků).

Doporučený rozsah práce

cca 40-50 stran textu

Klíčová slova

střevlíci, mimoprodukční biotopy, orná půda, sezónní dynamika

Doporučené zdroje informací

- Blitzer, EJ; Dormann, CF; Holzschuh, A et al. (2012): Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146: 34-43.
- Holland, JM; Birkett, T; Southway, S (2009): Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *Biocontrol* 54: 19-33.
- Rand, TA ; Tylianakis, JM; Tscharrntke, T (2006): Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603-614.
- Roume, A; Deconchat, M; Raison, L et al. (2011): Edge effects on ground beetles at the woodlot-field interface are short-range and asymmetrical. *Agricultural and Forest Entomology* 13: 395-403.
- Tscharrntke, T ; Tylianakis, JM; Rand, TA et al. (2012): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661-685.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 22. 7. 2015

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 26. 8. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 04. 2016

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně,
pod vedením Ing. Michala Knappa, Ph.D., a že jsem uvedl všechny
literární zdroje, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 19.4.2016

Především děkuji Michalu Knappovi za jeho vždy vstřícný a pozitivní přístup, cenné, odborné rady, ochotu a nesmírnou pomoc při vedení mé diplomové práce. Dále děkuji Pavlu Saskovi za pomoc a zázemí při určování střevlíků, Janě Knappové a Martinu Mackovi za pomoc se zpracováním statistických analýz, Elence Havlíčkové za pomoc s přípravou a realizací terénního experimentu a své rodině za podporu, pochopení a poskytnuté zázemí.

V Konětopech dne 19. 4. 2016

Abstrakt

Cílem této práce bylo vypracovat stručnou literární rešerši na téma prostorová distribuce společenstev členovců v zemědělské krajině a její proměnlivost v čase. Konkrétní zájmovou skupinou byli brouci z čeledi střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae). Důraz byl kladen na sezónní změnu druhového složení a na sezónní změnu počtu jedinců okolo ekotonů mezi polem a sousedícím neproduktivním biotopem. Součástí práce byl i terénní experiment zkoumající časoprostorovou distribuci střevlíků na čtyřech transektech kolmých k ekotonům pole-remízek v modelovém území Sedlčanska. Data byla sebrána pomocí zemních pastí a analyzována zvlášť pro tři skupiny druhů lišící se biotopými preferencemi: 1) lesní druhy, 2) stanovištní generalisté a 3) druhy otevřených biotopů. Bylo postupně provedeno pět časových sběrů, ale pro analýzu byly použity jen čtyři kompletní, nepoškozené deštěm a traktoristou – brzké jaro, pozdní jaro, léto a podzim.

Celková diverzita byla nejvyšší v okolí ekotonů, přičemž hranice mezi biotopy byla vyhledávána především stanovištními generalisty a přetékaly sem z pole i druhy otevřené krajiny. Distribuce výskytu druhů a aktivity jedinců nebyla stálá v čase. Relativně nejméně proměnlivá byla prostorová distribuce lesních druhů střevlíků. Druhy otevřené krajiny byly během přezimování výrazně stažené z polí směrem do ekotonů remízek. Stanovištní generalisté byli na podzim výrazně nahromaděni okolo hranice mezi polem a remízem a v brzkém jaře se vyskytovali relativně více uvnitř remízku než v jiných časových obdobích. Druhové složení společenstev střevlíků bylo závislé jak na prostoru (pozici na transektu), tak proměnlivé v čase a průkazná byla i interakce mezi prostorem a časem. Lesní společenstva se zdála být nejméně proměnlivá v čase.

Výsledky této práce přispívají k rozšíření znalostí o fungování společenstev střevlíků v agro-ekosystémech, kde zastávají úlohu predátorů některých polních škůdců. Největší změny v distribuci střevlíků v zemědělské krajině lze zřejmě spojovat s preferencí dospělců mnoha druhů přezimovat mimo ornou půdu.

Klíčová slova:

Coleoptera, Carabidae, časoprostorová variabilita, druhové složení, ekoton, společenstva členovců, zemědělská krajina.

Abstract

The aim of this thesis is to work out a brief literary research focused on spatial distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) around arable field-woodland boundaries throughout the season. Substantial part of this thesis consists of the field experiment aiming to explore given issue in the model area near Sedlčany. Carabid beetles were collected employing pitfall traps along four transects perpendicular to arable field-woodlot boundaries. Beetles were sampled during five sampling periods, but only four complete (undamaged) temporal samples series were used for final statistical analyses: 1) early spring, 2) late spring, 3) summer and 4) late autumn. Three species groups were identified according to their habitat specialization: 1) open habitat specialists, 2) habitat generalists and 3) forest specialists; and these groups were analysed separately.

Total species diversity was highest in area of ecotone between arable field and woodlot. The edge between habitats was preferred by habitat generalist species and open habitat specialist species also spilled over here. Distribution of relative species richness and relative activity density was not stable in time. Spatial distribution of forest species was relatively less variable. Open habitat species aggregated within habitat boundaries instead of field interiors in early spring, probably as a result of overwintering behaviour. Generalists were also aggregated in the edge between habitats in autumn period and during early spring occurred relatively more in the centre of woodlot than in other periods. Species composition of carabid beetles assemblages depended partly on season and also on position of transect. There was also a significant interaction between spatial and temporal variability in species composition of carabid assemblages. Woodlot assemblages seem to be less variable in time.

The results of this thesis contribute to extension of knowledges on distribution of carabid beetles in agroecosystems, where many carabids act as predators of various pests. The biggest changes in spatiotemporal distribution of carabid beetles in agricultural landscape could be linked with preference of adults to overwinter out of arable land.

Keywords: Coleoptera, Carabidae, species composition, habitat edge, arthropod communities, agricultural landscape, spatiotemporal variability

Obsah: Zatím neaktualizováno

<u>1</u>	<u>Úvod</u>	<u>10</u>
1.1	Střevlíkovití (Carabidae)	10
1.2	Zemědělská krajina.....	12
1.3	Střevlíci versus zemědělská krajina	13
1.4	Mimoprodukčníbiotop.....	14
1.5	Disturbance	16
1.6	Přetékání organismů	17
1.7	Časová proměnlivost distribuce střevlíků v zemědělské krajině	19
1.8	Cíle práce	21
<u>2</u>	<u>Metodika</u>	<u>22</u>
2.1	Popis lokality.....	22
2.1.1	Geologické poměry.....	22
2.1.2	Geomorfologické poměry.....	23
2.1.3	Klimatické podmínky	23
2.1.4	Fytogeografické členění.....	23
2.1.5	Polní plodina	23
2.2	Sběr dat	24
2.2.1	Design a rozmístění pastí.....	25
2.2.2	Vybírání pastí.....	26
2.2.3	Zpracování vzorků	26
2.3	Statistická analýza dat	27
<u>3</u>	<u>Výsledky.....</u>	<u>30</u>
<u>4</u>	<u>Diskuze.....</u>	<u>43</u>
<u>5</u>	<u>Závěr.....</u>	<u>47</u>

<u>6</u>	<u>Přehled literatury a použitých zdrojů</u>	<u>48</u>
<u>7</u>	<u>Přílohy</u>	<u>54</u>

1 Úvod

Od dob neolitické revoluce, je okolní krajina formována činností člověka. Tato krajina je ovšem mnohem déle domovem pestré palety organismů, jak obratlovců, tak i bezobratlých. Neúnavná lidská činnost, ve snaze zajistit si dostatek potravy, stojí za vznikem krajiny, kterou máme kolem sebe dnes - zemědělské krajiny. Lidé stále více ovlivňují strukturu a vzhled prostředí, v němž se nacházejí. Vzhledem k ploše, jakou zemědělská půda zaujímá nejen v České Republice, ale i jinde ve světě, je právě zemědělství jedním z hlavních činitelů, ovlivňujících charakter krajiny a vytvářejících jiné, než přirozené biotopy (Sádlo et Storch, 2000).

Zemědělská krajina je typická nejen monokulturním porostem dané plodiny na poli pěstované, ale i mnohem častějšími disturbancemi v podobě agrotechnických zásahů jako například předosevní přípravy půdy, setí, aplikace chemických přípravků proti škůdcům či plevelům, sklizeň a orba. Tyto zásahy do polních biotopů působí pozitivně ale i negativně na faktory ovlivňující přítomnost organismů, zejména pak na potravní nabídku a na dostupnost různých úkrytů. To ovlivňuje celkovou početnost druhů i jedinců žijících jak na poli, tak i v přilehlých mimoprodukčních biotopech (Kazda et al., 2010).

Výzkum, zabývající se komplexně touto problematikou, by byl velmi náročný z časového i odborného hlediska. Proto je součástí této práce experiment, zaměřený pouze na brouky z čeledi střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae). Pozornost byla věnována změně prostorové distribuce početnosti jedinců, druhové diverzity a složení společenstev střevlíků okolo ekotonů pole-přilehlý lesní remízky v čase.

1.1 Střevlíkovití (Carabidae)

Střevlíkovití jsou čeledí brouků, která stojí pro své nesporné estetické kvality, morfologickou různorodost a velkou druhovou rozmanitost tradičně ve středu zájmu sběratelů hmyzu. Pro svou relativně spolehlivou identifikovatelnost a slušné znalosti bionomie a ekologických nároků, alespoň části druhů antropicky ovlivněných biocenóz, slouží střevlíkovití již několik desítek let i jako modelová skupina pro nejrůznější vědecké studie, především ekologické a biocenologické (Hůrka, 1996). Střevlíci jsou významnou skupinou predátorů bezobratlých živočichů a často

používaným indikátorem stavu životního prostředí (Laštůvka et al., 1996). Vzhledem k této skutečnosti je tato práce zaměřena právě na brouky z čeledi střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae).

Čeď střevlíkovitých obsahuje více než 40 000 popsaných druhů rozdělených do 86 tribů (Lövei et Sunderland, 1996). Značná část střevlíkovitých brouků jsou predátoři, žijí se pestrou škálou potravy, ale i přesto zažívají na poli často nedostatek potravy (Bilde et Toft, 1998). Žijí se jak živočišným, tak rostlinným materiálem. Střevlíci jsou hojní na zemědělských polích po celém světě a mohou být významnými predátory zemědělských škůdců (Lövei et Sunderland, 1996).

Mnoho rozličných strukturních, fyziologických a behaviorálních adaptací umožnilo střevlíkům doslova vtrhnout do všech hlavních typů stanovišť, ve kterých často alespoň některé druhy dosáhly dominance v rámci své funkční skupiny. Jedinou výjimkou jsou pouště, kde je výskyt střevlíků vázán pouze na okolí vodních toků a oáz. Tento vzorec rozšíření naznačuje, že hlavním limitujícím faktorem je dostupnost vody (Erwin, 1985).

Vývoj naprosté většiny našich druhů střevlíků je monovoltinní, to znamená, že existuje jen jedna generace v roce (Hůrka, 1996). Vzhledem k době rozmnožování můžeme rozdělit střevlíkovité brouky následně (Holland et Luff, 2000):

„Spring breeding carabids“ - dospělci přezimují často v hraničních strukturách mimo obdělávaná pole, do kterých se musí vracet opět na jaře. Převládá u většiny našich druhů.

„Autum breeding carabids“ - přezimují převážně v larválním stádiu zahrábání v půdě na poli, proto na jaře již nemusí tento biotop opětovně osidlovat.

Druhy patřící mezi „spring breeders“ mají tendenci být termofilní, čili teplomilné a tudíž jsou aktivní během dne a preferují otevřené biotopy. Naopak druhy náležící k „autumn breeders“ jsou aktivní hlavně během noci, preferují více uzavřené biotopy a obecně vyžadují vyšší vlhkost (Thiele, 1977). Hůrka (1996) rozlišuje střevlíkovité brouky s ohledem k jejich biotopové preferenci na druhy otevřené krajiny, na lesní druhy a na generalisty, bez vyhraněných nároků na biotop.

Rovněž můžeme rozlišovat druhy s nízkým a vysokým disperzním potenciálem. Druhy s nízkým disperzním potenciálem zvané brachypterní, se vyznačují krátkými či chybějícími křídly. Druhy s vysokým disperzním potenciálem,

nazývané makropterní, mají naopak velmi dobře vyvinutá křídla (Wamser et al., 2011).

Mnoho druhů střevlíkovitých brouků žijících v zemědělské krajině je závislých na neobdělávaných plochách, jako jsou travní porosty oddělující jednotlivá pole, lesy, meze porostlé křovinami, stromořadí a okraje polí. Dopad okolní krajiny na tyto brouky se projevuje v měřítku až několika kilometrů (Dauber et Purtauf, 2007). Některé druhy, které využívají více typů habitatů, jsou obzvláště citlivé na prostorovou a časovou dostupnost vhodných mikrostanovišť, protože musí „přepínat“ mezi odlišnými lokalitami ať už během denní aktivity nebo v rámci svého ročního životního cyklu (Thomas et al., 2002). Význam střevlíkovitých v přirozených i umělých suchozemských biocenózách je značný. Ve své valné většině jsou to predátoři ostatních bezobratlých, zejména členovců a měkkýšů, hrající především v antropocenózách, kde se procentuálně nejvíce uplatňují, roli významných entomofágů. Ale i v přirozených biocenózách se díky své diverzitě i abundanci významně uplatňují při udržování rovnováhy v koloběhu látek a energie (Hůrka, 1996).

1.2 Zemědělská krajina

Bez rostlin by na naší planetě nemohl existovat život tak, jak ho známe. Prakticky všechny ostatní organismy jsou svou výživou přímo či nepřímo závislé na biomase produkované rostlinami. Proto je zdraví rostlin celosvětově věnována značná pozornost. U polních plodin je jejich dobrý zdravotní stav o to významnější, že při napadení patogenem, poškození škůdcem nebo nějakou chemickou látkou dochází často nejen ke snížení výnosu, ale i ke kvalitativním změnám. Ty buď znamenají, že sklizený produkt nelze dobře zpracovat, nebo je dokonce škodlivý zdraví konzumentů (Kazda et al., 2010). Ke dni 31. 12. 2014 činila celková výměra zemědělské půdy v České Republice 53,5%, tj. 4 215 621 ha. Z toho orná půda představuje 37,8% plochy České Republiky, tj. 2 978 989 ha (ČSÚ, 2016). Vzhledem k této rozloze je nezbytné dodržovat optimální management (hospodaření), který vyhovuje jak lidským potřebám, tak i přirozeně se vyskytujícím organismům. Hospodařením na zemědělské půdě se rozumí nejen pěstování různých druhů plodin, ale i průběžná péče, sklizeň a následné zpracování půdy. Náš experiment prezentovaný v této diplomové práci mohl být ovlivněn sklizní, podmínkou, orbou –

zkrátka všemi agrotechnickými zásahy na poli. Podmítka v suchých podmínkách může výrazným způsobem napomáhat ve zlepšení hospodaření s vodou, protože zkyplením vrchní části ornice se přeruší a do značné míry omezí kapilární zdvih a výpar vody (Petr et al., 1983).

Velká část evropské krajiny je vystavena intenzifikaci zemědělství již od konce druhé světové války. Navzdory tomuto všeobecnému trendu, intenzifikaci, však značná část Evropy stále spadá do extenzivního systému hospodaření (McCracken et al., 1994). Intenzifikace zemědělské produkce silně ovlivňuje rysy tradiční zemědělské krajiny. Avšak komplikovanost této krajiny rovněž klade jistá omezení pro intenzifikaci. Tento vzájemný vztah vede k hypotéze, že míra intenzifikace a lokální struktura krajiny jsou vzájemně závislé (van Apeldoorn, 2013).

Zatímco samotný význam množství predátorů v biotopu může být jasně viditelný, zkoumání vlivu rostoucího počtu druhů predátorů na regulaci populací škůdců může být často mnohem komplikovanější. Zvýšená druhová bohatost predátorů se může projevit jejich neaditivním účinkem, který navyšuje celkovou spotřebu kořisti guildou predátorů (Ives et al., 2005), proto je důležité dbát na strukturu krajiny a prostor pro predátory. Různorodé složení krajiny může pozitivně ovlivnit lokální druhovou bohatost, naopak zjednodušování krajinné struktury může mít opačný efekt (Hendrickx et al., 2007). Tento potenciální pozitivní efekt druhové bohatosti společenstev predátorů, působící na regulaci škůdců, je jedním z hlavních důvodů stojících za tvorbou neobdělávaných biotopů při okrajích polí (Thomas et al. 1991).

1.3 Střevlíci versus zemědělská krajina

Ukázalo se, že intenzita hospodaření má významný vliv na rozšíření společenstev střevlíků (Cole et al., 2002). Například Hatten et al. (2007) zjistili, že počet druhů střevlíků byl vyšší na obilných polích, kde se v rámci agrotechnických zásahů nepoužívá orba, oproti těm konvenčně oraným. Stejný efekt byl pozorován neoraného pole byl pozorován i pro počet jedinců. Takovéto zjištění obecně podporuje hypotézu, že zemědělství bez orby zvyšuje diverzitu bezobratlých, mimo jiné právě střevlíků (Hatten et al., 2007; Holland et Luff, 2000). Weibull et al. (2003) ale nepozorovali průkazný rozdíl mezi konvenčním intenzivním zemědělstvím a ekologickým zemědělstvím, co se týče druhové bohatosti společenstev bezobratlých.

V případě střevlíků byl dokonce zjištěn větší počet druhů žijících na polích obhospodařovaných konvenčním způsobem zemědělství.

Přítomnost střevlíkovitých brouků na polích může být zapříčiněna i jejich migrací. Pokud cestují z jednoho neobdělávaného biotopu (remízky, travnaté meze) na druhý, z důvodu nedostatku potravy či nevhodné vegetační struktury, musejí překonat polní biotop (Frampton et al., 1995). Další důvod, proč se střevlíci přesunují na obdělávaná pole, může být zvýšené množství potravní nabídky, kterou představují populace bezobratlých, kteří jsou škůdci zemědělských plodin (Macfadyen et al., 2015). Jistou roli hraje i prostupnost a struktura terénu. Bylo zjištěno, že *Pterostichus melanarius*, *Carabus auratus* či některé druhy *Poecilus spp.* jsou rychlejší a urazí delší vzdálenost za stejnou dobu v obilném poli, než v zatravněných mezích (Ranjha et Irmeler, 2014; Frampton et al., 1995). S ohledem na propojení přilehlých biotopů, lze v rámci téhož roku očekávat snadné dosažení vhodného biotopu všemi druhy střevlíků. Jak těmi, kteří se šíří dobře (makropterní), tak těmi, kteří se šíří hůře (brachypterní) (Purtauf et al., 2004). Struktura krajiny s mimoprodukčními biotopy může fungovat v agroekosystémech jako bariéra. Prostředí skýtající spoustu potenciálních míst k přezimování může být v ten samý čas poměrně neprostupné, což může mít negativní vliv obzvláště na kolonizaci přilehlých polí méně mobilními, brachypterními druhy, které se šíří pouze chůzí (Wamser, 2011; Thiele, 1977). Rozdíly mezi společenstvy střevlíků obývajících pole a přilehlé biotopy nasvědčují tomu, že mozaika rozličných biotopů poskytuje vysoký stupeň biotopové heterogenity (Duelli et al., 1990). Na základě experimentu bylo prokázáno, že v závislosti na rostoucí heterogenitě krajiny a poměru obvodu ku ploše polí, roste druhová bohatost střevlíkovitých brouků (Weibull et al., 2003).

1.4 Mimoprodukčníbiotop

Přírodě blízké biotopy jsou klíčovými komponenty zemědělské krajiny, protože poskytují úkryt významnému množství přezimujících bezobratlých, kteří jsou prospěšní zemědělství (Roume et al., 2011a). Roume et al. (2011a) zjistili, že střevlíci, kteří se během roku běžně vyskytují na polích a zimu tráví v mimoprodukčních biotopech, nepřezimují ve vnitřních zónách remízků, ale na jejich okrajích. Zdá se, že distribuce střevlíkovitých brouků v zemědělské krajině je

ovlivněná vlastnostmi té krajiny a rovněž vlastnostmi mimoprodukčních biotopů (Purtauf et al., 2005).

Prostorová a časová stabilita dostupnosti zdrojů dělá z mimoprodukčních biotopů dobře rozpoznatelné zdroje populací, jejichž jedinci se mohou pravidelně nebo občasně přesouvat do intenzivně obhospodařovaných ploch (Larrivéé et al., 2008). Za mimoprodukční stanoviště lze považovat například remízky (od několika metrů čtverečných až po několik hektarů), meze (buď pouze travnaté anebo porostlé keři), zbytky starých cest lemovaných alejemi, které se zachovaly uvnitř polí, nebo ostrůvky či zídky, které vznikly ručním vynášením kamenů při orbě (Sádlo et Storch, 2000). Velikost a typ mimoprodukčního biotopu, společně s celkovou strukturou krajiny, ovlivňují aktivitu i druhovou rozmanitost organismů v agroekosystémech (Schweiger et al., 2005). Knapp et Řezáč (2015) se ve své práci zaměřili na velikost mimoprodukčních biotopů a zjistili, že i ty nejmenší mimoprodukční biotopy o velikosti jen několika desítek metrů čtverečních jsou obývány společenstvy výrazně odlišnými od těch, která se nacházejí na obdělávaných plochách okolního pole. Totiž neobdělávané biotopy v rámci zemědělské krajiny mohou hostit jedinečné druhy, které se na obhospodařovaných polích nevyskytují (Duelli et Obrist, 2003).

Mnohé druhy tyto plochy používají jako úkryt či místo pro rozmnožování a to poukazuje na fakt, že neobdělávané plochy jsou důležitým typem zimoviště pro tak významné predátory jako jsou střevlíkovití brouci (Geiger et al., 2009; Holland et Luff, 2000). Hranice mezi remízky a zemědělskými biotopy jsou v zemědělské krajině početné a ovlivňují ekologické procesy v obou přilehlých biotopech (Roume et al., 2011b). Nachází-li se remízek uprostřed rozlehlého polního biotopu, může polním druhům efektivněji poskytovat „mimoprodukční služby,“ protože hraničí celým svým obvodem s polem. Na druhou stranu, společenstva neobdělávaných ostrovů jsou izolovaná a obklopená polem, tudíž jsou mnohem pravděpodobněji ovlivnitelná přilehlým polním biotopem, například přetékáním organismů z jednoho biotopu do druhého (Blitzer et al., 2012), obzvláště pak, je-li přilehlý polní biotop disturbován.

1.5 Disturbance

Jak jest známo, distribuce střevlíků je ovlivněna produktivitou a narušováním biotopu (Eyre, 2006). Agroekosystémy patří k extrémně dynamicky měnícím se biotopům a organizmy, které v nich žijí, obzvláště pak v těch intenzivně využívaných, jsou pravidelně vystavovány celé řadě disturbancí. Ztráta vegetačního krytu v podobě sklizně plodiny pěstované na poli společně s následnou podmítkou či jinými agrotechnickými zásahy, jsou výraznou disturbancí, která zásadně ovlivňuje vlastnosti zasaženého prostředí. Takový zásah se odrazí i na společenstvech střevlíků obývajících toto prostředí (Landis et al., 2000). To zřejmě ovlivní i časovou proměnlivost společenstev střevlíků na ekotonech. Disturbance je podstatným faktorem, který má zásadní vliv na aktivitu a početnost společenstev střevlíků, žijících na polích (Gabriel, 2010). Na značně obhospodařovaných polích, kde lze očekávat časté agrotechnické zásahy a tudíž i časté disturbance se spíše vyskytují malé druhy střevlíkovitých brouků. Mezi nimi se častěji vyskytují makropterní druhy, které disponují funkčními křídly schopnými letu, díky čemuž mají mnohem lepší schopnost se šířit (Ribera et al., 2001).

Eyre et al. (2013) při terénním výzkumu zjistili, že společenstva střevlíků v zemědělské krajině jsou především ovlivněna disturbancemi, méně pak produktivitou stanoviště. Drobné druhy střevlíkovitých byly nejčastěji nacházeny na disturbovaných plochách s nízkou úrovní produktivity biotopu. Druhy středně velké a velké preferovaly stanoviště s nižší úrovní disturbance a naopak střední či vyšší úrovní produktivity prostředí.

K nejčastějším disturbancím zemědělské krajiny patří orba, která může přímo ovlivnit populace střevlíků mechanickým poraněním nebo zabitím jednotlivců. Efekt orby na střevlíky je dán vlastnostmi jednotlivých druhů včetně jejich fenologie, denní aktivity, preference mikroklimatických podmínek a stanoviště (Holland et Luff, 2000). Kosewska et al. (2014) zjistili, že početnost střevlíků, ze dvou různě obhospodařovaných polí (oráno x neoráno), je rozdílná a během sezóny se významně liší. Na oraném biotopu bylo zaznamenáno méně druhů ale více jedinců což potvrzuje významnost dopadu disturbancí na bezobratlé.

1.6 Přetékání organismů

Intenzifikace využívání krajiny vedla ke vzniku krajinné mozaiky, která vedle sebe staví člověkem obhospodařované a přirozené oblasti. V tak moc různorodé a člověkem ovládané krajině, může být přetékání (anglicky „spillover“ – Obrázek č. 1) organismů napříč různými typy biotopů významným ekologickým procesem utvářejícím společenstva, obzvláště pak v biotopech, které se liší v dostupnosti zdrojů potravy (Blitzer et al., 2012).

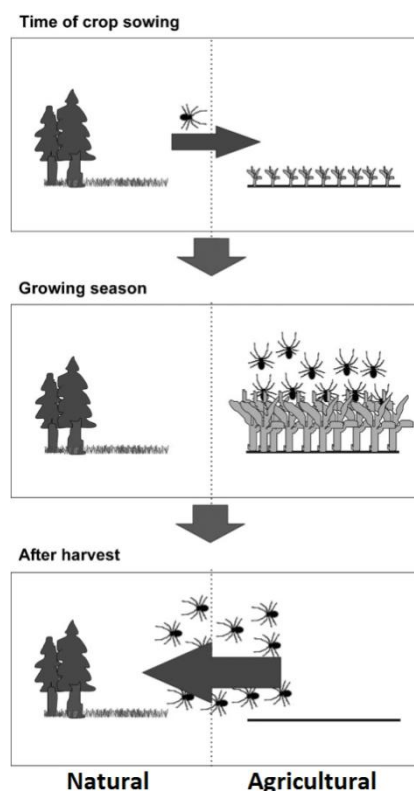
Přetékání organismů mezi biotopy je pohybem organismů z jednoho biotopu do dalšího odlišného biotopu, čímž dochází k jejich propojení. Ekologické charakteristiky a složení společenstva se mění s blízkostí k hranici, jak už je dlouho známo z ochránářsky zaměřených studií (Tschardt et al., 2012; Fagan et al., 1999). Právě druhy střevlíků přezimující ve stádiu dospělce (spring breeders), k přezimování využívají nejčastěji příhraniční travnaté biotopy, odkud z jara opětovně kolonizují přilehlá pole (Geiger et al., 2009).

Dramatickým příkladem propojenosti je masový přesun organismů či zdrojů do přilehlých biotopů. Přesun organismů může podpořit konzumenty v cílovém biotopu, který tyto nově přichozí (zdroje) přijme a mít dalekosáhlé důsledky na celé potravní síti. Naopak přísun predátorů z okolních stanovišť může představovat konkurenci pro rezidentní predátory a vést tak k významnému snížení jejich populační hustoty (Rand et al., 2006). V některých případech dochází k přetékání kontinuálně, jindy může přicházet přerušovaně – v pulzech (Anderson et al., 2008).

Vzájemný vztah mezi mimoprodukčními a zemědělskými biotopy je klíčovým faktorem formujícím různorodost společenstev hmyzu v krajině mírného podnebního pásu, kde jsou tyto biotopy často velmi roztroušené a vystavené okrajovému (ekotonálnímu) efektu (Fahrig, 2003). Ekoton je přechodné stanoviště na hranici dvou různých prostředí. Jeho šířka se může lišit. Někdy mu svou charakteristikou odpovídá celé stanoviště ekotonu, protože si kvůli malé velikosti nedokáže zachovat své vnitřní prostředí. Důležitým efektem je na těchto místech výskyt druhů z obou sousedících společenstev spolu s druhy specificky ekotonálními. Taková společenstva jsou nazývána ekotonálními a zvýšená druhová bohatost, kterou se vyznačují, je pak označována jako ekotonální jev (neboli okrajový efekt, anglicky „edge effect“; Šálek et al., 2005). Druhy jednotlivých biotopů mohou vzhledem ke

svým odlišným vlastnostem reagovat na okraj rozdílným chováním. Mohou být striktními specialisty ve svém biotopu a nikdy nepřekročí jeho hranici nebo se jí dokonce vyhýbají. Alternativou je, že mohou být lhostejné nebo mající prospěch z přítomnosti přilehlého biotopu, rozšiřují se blíže k hranici nebo se dokonce koncentrují v okrajové zóně svého biotopu (Ries et al., 2004).

Obrázek č. 1 – Přetékání organismů přes hranice biotopů během sezóny



Obrázek znázorňuje přetékání organismů v agroekosystémech v čase a v závislosti na dostupnosti potravy. V první části dochází k jarní kolonizaci pole predátory z okolních mimoprodukčních biotopů, kde predátoři přezimovali. Když je polní plodina v plné síle (druhá část obrázku), dojde ke vzrůstu početnosti škůdců a tudíž i predátorů, kteří se jimi živí. Poslední třetí část obrázku zobrazuje přetékání predátorů zpět do mimoprodukčního biotopu, poté co dojde na poli k disturbanci sklizní. Zdroj: Rand et al., 2006.

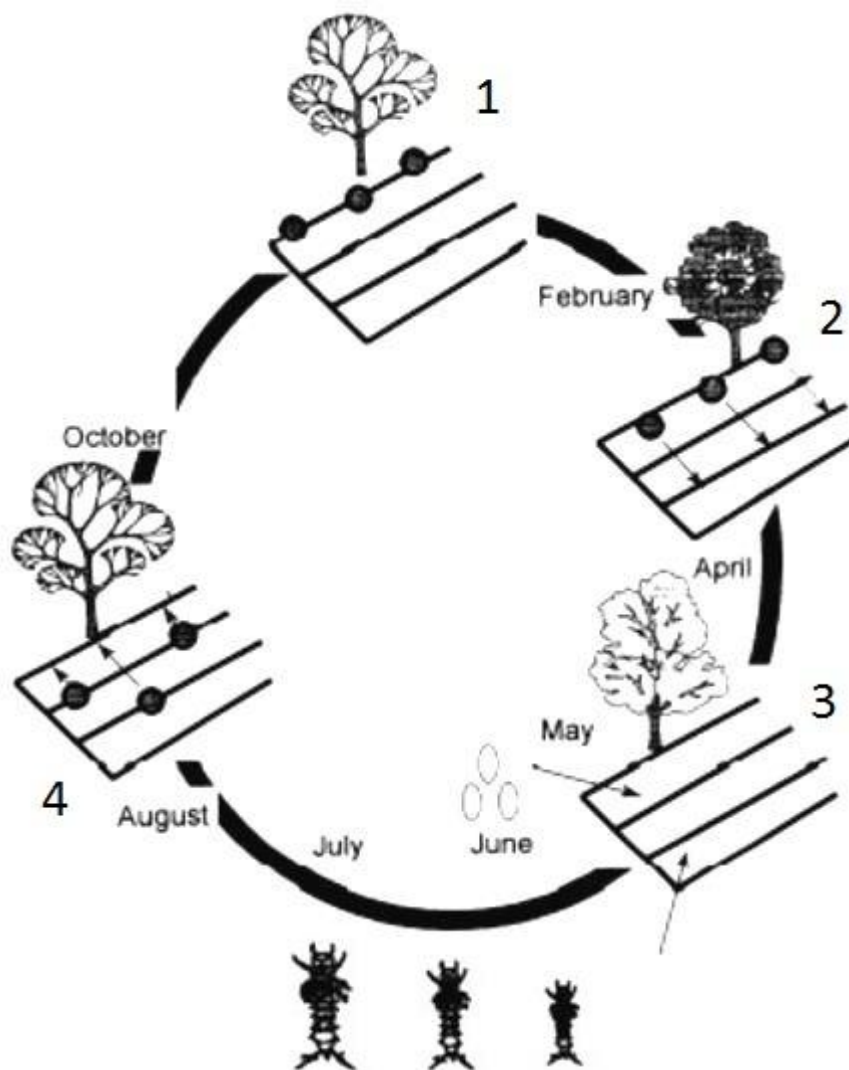
1.7 Časová proměnlivost distribuce střevlíků v zemědělské krajině

O časové proměnlivosti distribuce organismů v okolí ekotonů, ať už v souvislosti s působením disturbancí v jednom ze sousedních biotopů nebo v důsledku fenologie (rozdílné nároky na zdroje potravy, reprodukční místa, zimoviště a to vše v různých částech roku) organismů, se ví poměrně málo. Právě z tohoto důvodu byl proveden následující experiment zkoumající tuto doposud málo prozkoumanou problematiku. Z mnohých studií, které se zabývají prostorovou distribucí společenstev střevlíků v zemědělské krajině, většina nezkoumá časovou variabilitu pozorovaných vzorců. Avšak ty, které se na tento faktor zaměřili, často odhalí právě onu časovou variabilitu v prostorové distribuci společenstev střevlíků (například: Knapp et Řezáč, 2015; Wamsler et al., 2011; Oberg et Ekblom, 2006; Holland et al., 2005).

Fenologie, denní aktivita, preference mikroklimatických podmínek a stanoviště jsou vlastnosti jednotlivých druhů střevlíků, které ovlivňují jejich distribuci v zemědělské krajině (Holland et Luff, 2000; Thiele, 1977). Jejich distribuci rovněž ovlivňuje forma hospodaření, druh plodin (Kosewska et al., 2014; Hatten et al., 2007), charakter a velikost mimoprodukčních biotopů (Knapp et Řezáč, 2015). Takovéto biotopy, jakými jsou například remízky či meze, bývají často využívány k přezimování druhů, které patří mezi takzvané „spring breeders.“ Tyto druhy na jaře opětovně kolonizují přilehlé polní biotopy. Oproti tomu druhy náležící k „autumn breeders“ přezimují v larválním stádiu většinou přímo na polích a tudíž je nemusejí opětovně kolonizovat (Geiger et al., 2009; Holland et al., 2009).

Právě přezimování v mimoprodukčních biotopech a jarní rekolonizace přilehlých polí nejvíce ovlivňují migraci střevlíků. Průřez životním cyklem šídlatce zářivého (*Bembidion lampros*) na obrázku č. 2 (Petersen, 1997) na následující stránce, názorně demonstruje změnu distribuce střevlíků v čase a prostoru.

Obrázek č. 2 – Schématický diagram životních cyklů a sezónních pohybů *B. lampros*



Dospělci přezimují v ekotonech podél pole (1). V průběhu jara se stěhují na pole (2) a tam se během jara a léta rozmnožují (3). Vajíčka kladou přímo na povrch země. *B. lampros* projde třemi larválními instary, než se zakuklí. Vykuklení brouci se objevují na přelomu léta a podzimu, poté se stěhují zpět do ekotonu, kde přezimují (4). Zdroj: Petersen (1997).

1.8 Cíle práce

Cílem této práce bylo prozkoumat prostorovou distribuci střevlíků v okolí hranice mezi polem a přilehlým mimoprodukčním biotopem v průběhu sezóny, konkrétně během brzkého jara, pozdního jara, léta a podzimu. Pozornost byla směřována na časovou variabilitu relativního zastoupení počtu druhů a jedinců podél transektů vedoucích kolmo k hranici mezi polem a přilehlými neobdělávanými plochami. S ohledem na biotopovou preferenci jednotlivých druhů, byli střevlíci rozděleni na lesní druhy, generalisty a druhy otevřené krajiny, přičemž tyto skupiny byly analyzovány odděleně, aby bylo možné detailněji zkoumat faktory, které formují a ovlivňují časoprostorovou distribuci společenstev střevlíků okolo ekotonů v zemědělské krajině.

2 Metodika

2.1 Popis lokality

Terénní experiment byl proveden ve Středočeském kraji, okrese Příbram, 6 kilometrů jižně od města Sedlčany, mezi obcemi Nedrahovické Podhájí, Rovina a Vysoký Chlumeč, v katastrálním území obce Rovina, na dvou polích (místní názvy „Na Vrších“ a „Na Pátravci“). GPS (WGS84) souřadnice centrální části zájmové oblasti, jež je rozpuřena silnicí beze jména, jsou 49°36'38.2"N a 14°24'44.1"E. Tato pole jsou charakteristická přítomností neobdělávaných ostrovů. Jak drobných, v podobě obnaženého podloží, tak i těch velkých, porostlých vegetací, s průměrem větším než 50 metrů.

Tyto ostrovy vždy vyčnívaly nad okolní pole a byly tvořeny převážně travními a bylinnými porosty, keřovým a stromovým patrem. Nejčastějšími zástupci keřového patra byl bez černý (*Sambucus nigra*), pámelník bílý (*Symphoricarpus albus*) a růže šípková (*Rosa rugosa*). Stromové patro bylo tvořeno především dubem letním (*Quercus robur*), dubem zimním (*Quercus petraea*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), trnovníkem akátem (*Robinia pseudoakacia*) a jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*). Místa bez vegetace neznamenalala vždy jen obnažené podloží. Kameny o průměru desítek až stovek centimetrů dotvářely celkový ráz těchto biotopů. Díky všem těmto faktorům, hlavně těm posledně jmenovaným, není a nebylo zde možné obdělávat půdu. A zároveň jsou zdejší remízky skvělým útočištěm pro řadu organismů.

2.1.1 Geologické poměry

Zájmové území náleží do Českého masivu a je tvořeno porfyrickými biotit-amfibolickými a amfibol-biotitickými granity, které se řadí k hlubinným (intruzivní) horninám variského stáří (CENIA: II.4 - Geologie). Všechny vyvřelé horniny neboli vyvřeliny vznikají tuhnutím magmatu. Hlubinné vyvřeliny vznikají ve velkých hloubkách pod zemským povrchem, kde tuhnou v podobě rozlehlých těles nazývaných batolity. Jejich magma tuhlo pomalu, a hlubinné horniny se proto vyznačují dobrou krystalizací svých minerálů (Petránek, 2011).

2.1.2 Geomorfologické poměry

Zařazení z geomorfologického hlediska: Hercynský systém, provincie Česká vysočina, subprovincie Českomoravská soustava, celek Benešovská pahorkatina, podcelek Březnická pahorkatina a okrsek Sedlčanská pahorkatina (CENIA: Geomorfologická mapa ČR).

1 Pedologické poměry

Na zájmovém území se vyskytují dva genetické představitele půd, pseudoglej modální (PGm, referenční třída stagnosoly) a kambizem kyselá (KMa, referenční třída kambisoly), (CENIA: III.3 - Půda). Pro zajímavost uvádím, že transekt T1 byl umístěn na modální pseudogleji a transekty T2, T3 a T4 se nacházeli na kyselé kambizemi. Knapp et Řezáč (2015) doplňují, že textura odpovídá prachovité jílce (silt loam) a tato půda jen mírně kyselou reakci (pH = 6.0). Obsah důležitých chemických prvků je při povrchu půdy následující: fosfor 144 mg/kg, draslík 250 mg/kg, hořčík 239 mg/kg, vápník 1873 mg/kg. Vlhkost půdy je díky textuře a průměrným ročním srážkám (650 mm) pro zemědělskou produkci optimální.

2.1.3 Klimatické podmínky

Zájmové území náleží do mírně teplé oblasti – MT (CENIA: Klimatická mapa ČR). Tato oblast je charakterizována dlouhým teplým a mírně suchým létem, krátkým přechodným obdobím s teplým až mírně teplým jarem a podzimem a krátkou mírně teplou a velmi suchou zimou s krátkým trváním sněhové pokrývky (Quitt, 1971).

2.1.4 Fytogeografické členění

Dle fytogeografického členění České republiky spadá tato lokalita do českomoravského mezofytika, konkrétně 42a - Sedlčansko-milevská pahorkatina (CENIA: Fytogeografické členění ČR).

2.1.5 Polní plodina

Terénní experiment byl prováděn zcela záměrně na dvou polích s odlišnými plodinami. V roce 2013 byl na prvním poli s transekty T1 a T2 pěstován ozimý ječmen (*Hordeum hexastichum* L.) a na druhém poli s transekty T3 a T4 byla ozimá

pšenice (*Triticum aestivum*). V následujícím roce 2014 byla na prvním poli pěstována řepka olejná (*Brassica napus*) a na druhém poli byl ozimý ječmen (*Hordeum hexastichum* L.).

Obilniny mají v ekosystému na orné půdě rozhodující postavení, protože zaujímají okolo 50 % orné půdy. Vyskytují se jako všechny lipnicovité v monokultuře a tímto způsobem se i pěstují. Ve vegetativním období mají listy s úzkými čepelemi a vytvářejí přízemní trsy, s přechodem do generativního období vytvářejí vysoká štíhlá stébla (Petr et al., 1983). V období prvního a druhého sběru (léto 2013) byl na poli s transektu T1 a T2 pěstován ozimý ječmen a na poli s transektu T3 a T4 byla pěstována ozimá pšenice. V období třetího až pátého sběru (podzim 2013 až jaro 2014) byla na poli s transektu T1 a T2 pěstována řepka olejná a na polích s transektu T3 a T4 byl pěstován ozimý ječmen.

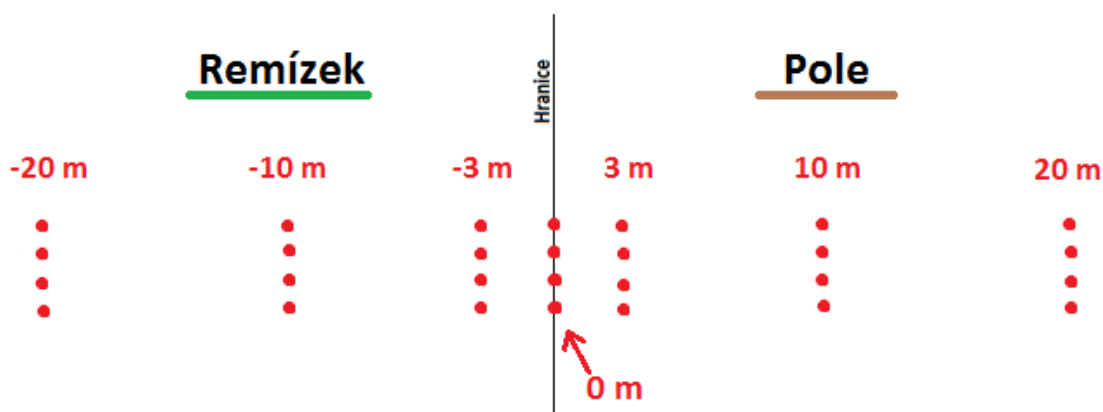
2.2 Sběr dat

Náš experiment se zabýval výhradně brouky (Coleoptera) z čeledi střevlíkovitých (Carabidae), kteří se hojně vyskytují jak na polích, tak i v mimoprodukčních ostrovech uvnitř polních celků.

Byly vybrány 3 polní ostrovy, dále jen remízky, jejichž průměr vždy dosahoval alespoň 60 ti metrů. Menší ostrůvky nebyly vzhledem k rozměrům transektů dostatečně velké. Dalším důležitým faktorem při výběru vhodných lokalit, byla jejich vzájemná podobnost.

Ke sběru dat byla zvolena metoda odchyty do zemních pastí (pitfall trap). Odchyt do zemních pastí je nejčastěji používaná metoda pro studium střevlíků (Lövei, 2008). V rámci každého z 5 ti sběrů bylo zakopáno 112 zemních pastí, rozdělených do 4 transektů. Každý z transektů byl situován na jiném místě (Příloha 3b). Jednotlivé transektu byly dále rozděleny na 7 dílčích stanovišť po čtyřech pastech. Více pastí na stanovišti bylo použito za účelem zvětšení úlovku a zamezení úplné absence vzorku v případě poškození, či úplného zničení jednotlivých pastí. Vzájemná vzdálenost pastí uvnitř stanoviště činila přibližně 2 metry. Stanoviště umístěna na hranici pole a remízku byla označena číslem 0, další stanoviště se nacházela ve vzdálenosti 3, 10 a 20 metů od této hranice. Směrem do remízku byla označena zápornými znaménky, tedy -3, -10 a -20, směrem do pole kladně, čili 3, 10 a 20 (Obrázek č.3).

Obrázek č. 3 - Design rozmístění zemních pastí v rámci transektu



Červené body označují rozmístění jednotlivých pastí a jejich vzdálenost od středu (hranice) transektu.

2.2.1 Design a rozmístění pastí

Každá past se skládala z odchytové nádoby a stříšky. Jako nádoby jsme použili plastové kelímky o objemu 0,4 litru, které byly zakopány po okraj na úroveň terénu. Vzhledem k nutnosti konzervace vzorků byly kelímky naplněny zhruba do jedné třetiny směsí propylenglykolu a vody v poměru 1:3. Kelímek kryla stříška z plechu o rozměrech 15x25 centimetrů, probodnutá ve třech rozích hřebíky, částečně zatlučenými do země, které sloužily k upevnění celé stříšky. Čtvrtý roh stříšky byl ohnut směrem k zemi a sloužil rovněž jako opora. Stříška vyčnívala zhruba 5 centimetrů nad okolní terén (Příloha 3a). Pro každý transekt byla vybrána vhodná lokalita. Pasti zde byly zakopány 18.6.2013 (1. sběr), 24.7.2013 (2. sběr), 15.10.2013 (3. sběr), 14.3.2014 (4. sběr) a 18.4.2014 (respektive 19.4.2014) (5. sběr). Každá past byla označena osmimístným kódem. Např.: T4_-20_112_S5. První dvojice symbolů T4 označuje číslo transektu, další dvojice -20 pozici na transektu, následující trojice 112 kontrolní číslo pasti a poslední dvojice S5 značí, z kolikátého sběru je vzorek.

2.2.2 Vybírání pastí

První vybírání pastí bylo provedeno 9.7.2013, druhé vybírání bylo provedeno 5.8.2013, třetí vybírání bylo provedeno 5.11.2013, čtvrté vybírání bylo provedeno 18.4.2014 a páté vybírání bylo provedeno 27.5.2014. Obsah každé pasti byl přímo v terénu přefiltrován přes jemné sítko a následně důkladně vyklepán do mrazícího sáčku. Jednotlivé sáčky byly označeny unikátním kódem každé konkrétní pasti. Podle příslušnosti k transektu, z nichž pocházely, byly vloženy do jednotlivých uzavíratelných plastových nádob s číslem sběru a transektu. Nádoby byly následně uloženy v laboratoři Z017 (MCEV I, ČZU v Praze) a s veškerým obsahem zmrazeny.

2.2.3 Zpracování vzorků

Zamražené vzorky z prvního a druhého sběru byly v laboratoři na Fakultě životního prostředí v průběhu září 2013 rozmrazeny, pečlivě vytrženy na střevlíky, pavouky a zbylé bezobratlé i obratlovce. Střevlíci a pavouci byli následně vloženi do malých nádobek s příslušným kódem vzorku a byli zaliti lihem. Následná determinace do rodů a do druhů za pomoci klíče ke střeoevropským střevlíkům (Hůrka, 1996) probíhala od poloviny listopadu 2013 do poloviny ledna 2014 ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby (Praha-Ruzyně) s pomocí Ing. Michala Knappa, Ph.D. a doc. Pavla Sasky, Ph.D. Tato data byla použita do mé bakalářské práce.

Postup se vzorky ze třetího, čtvrtého a pátého sběru byl podobný. Hrubé třídění na střevlíky, pavouky a zbytek, probíhal částečně ve VÚRV v Ruzyni - během letního semestru 2015 a částečně v Konětopech - během léta 2015. S následnou detrmínací problematických druhů střevlíků opět pomáhal doc. Pavel Saska, Ph.D.

2.3 Statistická analýza dat

Pro účely statistických analýz dat byly druhy střevlíků klasifikovány podle jejich biotopové preference na druhy 1) otevřené krajiny, 2) lesní druhy a 3) generalisty. Klasifikace byla provedena na základě dat publikovaných v klíči ke středoevropským střevlíkům (Hůrka, 1996). Do výsledných analýz nakonec nebyla zahrnuta data z druhého sběru, protože i navzdory domluvě se zemědělcem, na jehož poli experiment probíhal, došlo ke zničení polních pastí transektu T2. Navíc některé další vzorky z pastí byly během tohoto sběru znehodnoceny přívalovými dešti (pasti vyplaveny). Chybějící data by mohla ovlivnit následné analýzy, a proto byly analyzovány jen kompletní (neovlivněné) sběry.

Časoprostorová distribuce druhové diverzity a aktivity střevlíků

K analýze časoprostorové distribuce druhové diverzity a aktivity střevlíků byly použity HOF (Huismann – Olff – Fresco) modely (Huismann et al., 1993). Tyto modely představují logistické křivky s předdefinovanými (ekologicky významnými) tvary. Apriori jsme omezili výběr modelů na tři relevantní typy: 1) rostoucí logistická křivka s nastavitelným maximem (typ III), 2) Gaussova křivka (typ IV) nebo 3) asymetrický unimodální typ (typ V; Huismann et al., 1993). Vstupními daty byla standardizovaná data o prostorové distribuci střevlíků (počty jedinců v pastech v různé pozici na transektu) a standardizovaná data o počtech druhů zaznamenaných na jednotlivých pozicích transektu. Standardizace (relativizace dat) byla nutná, protože jednotlivé transekty se lišily v celkovém množství zaznamenaných jedinců/druhů a jednotlivé časové periody v délce expozice pastí. Standardizace aktivity probíhala tak, že byla sumarizována aktivita (počet jedinců) pro celý transekt za dané časové období a následně pro každou vzdálenost (-20, -10, -3, 0, 3, 10 a 20) vyjádřen podíl zde ulovených jedinců. Standardizace pro počty druhů probíhala tak, že byla provedena sumarizace druhů ulovených v daném transektu v dané časové periodě a následně byl pro každou vzdálenost vyjádřen podíl druhů zaznamenaných v této vzdálenosti vůči celkovému počtu druhů zaznamenaných v rámci celého transektu. K testování, zda jsou v jednotlivých periodách střevlíci distribuováni okolo ekotonů náhodně či dle některé HOF křivky (typ III, IV či V) bylo použito permutačních testů s 999 permutacemi, kde při permutacích byla náhodně měněna náležitost vzorku k dané pozici (-20, -10, -3, 0, 3, 10 či 20) v rámci transektu.

K testování, zda se mezi sebou liší prostorová distribuce aktivity a druhové diverzity střevlíků v jednotlivých časových periodách, bylo použito permutačních testů s 999 permutacemi, kde při permutacích byly mezi sebou měněny náležitosti jednotlivých vzorků k jednotlivým časovým periodám (pozice vzorku na transektu byla vždy zachována). Na základě permutací byly následně vypočteny 95% konfidenční intervaly pro jednotlivé křivky a pozice křivky tvořené originálními (v přírodě pozorovanými) daty byla graficky porovnána s oblastí uvnitř 95% konfidenčních intervalů. Když pozorovaná (originální) data opouštěla oblast uvnitř 95% konfidenčních intervalů, pak se křivka průkazně liší ($P < 0.05$) od náhodné distribuce či existuje průkazný rozdíl mezi periodami v prostorové distribuci aktivity či druhové diverzity střevlíků v okolí ekotonů orná půda-remízek. Analýzy HOF modelů byly provedeny pomocí funkcí implementovaných v balíčku „eHOF“ pro programovací jazyk R (R Core Team 2015, Jansen et Oksanen, 2013). Analýzy pomohl provést Martin Macek z PřF UK v Praze.

Časoprostorová distribuce druhového složení společenstev střevlíků

K analýze změn druhového složení společenstev střevlíků podél gradientu vzdálenosti, kolmému k hranici pole-remízek, byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Význam (průkaznost) vzdálenosti k hranici pole-remízek byl testován pomocí randomizačního testu. Vzdálenost k hranici pole-remízek byla použita jako nezávislá environmentální proměnná, identita transektu byla použita jako kovariáta a permutační schéma bylo nastaveno tak, aby umožnilo permutovat (obměňovat) vzorky jen v rámci jednotlivých transektů během jednotlivých dob sběru. Takovéto omezení permutačního schématu vedlo ke vzniku 16-ti bloků (jedinečných kombinací transekt/doba sběru), mezi nimiž nebyly vzorky během permutačního testu měněny.

K analýze změn druhového složení společenstev střevlíků v čase byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Význam (průkaznost) doby sběru byl testován opět pomocí randomizačního testu. Doba sběru (časová perioda) byla použita jako nezávislá environmentální proměnná, identita transektu byla použita jako kovariáta a permutační schéma bylo nastaveno tak, aby umožnilo permutovat (obměňovat) jen kompletní transekty mezi jednotlivými dobami sběru. Takovéto

omezení permutačního schématu vedlo ke vzniku 16-ti bloků (jedinečné kombinace transekt/doba sběru), mezi nimiž nebyly vzorky měněny během permutačního testu, ale identita doby sběru byla měněna uvnitř bloků tvořených jednotlivými transektu.

K analýze časoprostorových změn druhového složení společenstev střevlíků, to jest interakce mezi časem a vzdáleností k hranici pole-remízek, byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Význam (průkaznost) interakce byl testován použitím randomizačního testu. Interakce mezi časem a vzdáleností k hranici pole-remízek byla použita jako nezávislá environmentální proměnná. Identita transektu, čas a vzdálenost k hranici pole-remízek byly použity jako kovariáty. Permutační schéma bylo nastaveno tak, aby umožnilo permutovat (obměňovat) vzorkům uvnitř jednotlivých transektů a rovněž permutovat identitu doby sběru. Takovéto omezení permutačního schématu vedlo ke vzniku 16-ti bloků (jedinečné kombinace transekt/doba sběru), uvnitř kterých byly vzorky měněny během permutačního testu a také identity doby sběru byly měněny uvnitř bloků tvořených jednotlivými transektu.

K vizualizaci časového posunu ve druhovém složení společenstev střevlíků zaznamenaných na jednotlivých pozicích (vzdálenostech) na transektech umístěných kolmo k hranici pole-remízek, byla použita nepřímá unimodální analýza (DCA). V rámci výsledných ordinačních diagramů byly vzorky klasifikovány podle pozice na transektu (-20 m, -10 m, -3 m, 0 m, 3 m, 10 m, 20 m) a k sobě náležející vzorky pocházející ze stejného místa (pozice na stejném transektu) byly spojeny liniemi, aby dovolily pozorovat změny ve společenstvech střevlíků z daných míst v čase.

Před analýzami byla data logaritmičsky transformována ($\log_{10}(x+1)$). Druhy s méně než čtyřmi sebranými jedinci byly z analýz vyřazeny. Výsledný dataset tudíž sestával z 55 druhů. Permutační testy použité k přímým mnohorozměrným analýzám (CCA) byly provedeny za použití 499 permutací a jedné původní (originální) matice druhů x environmentální proměnné. Všechny mnohorozměrné analýzy byly provedeny za použití programu Canoco for Windows 5.0 (Šmilauer et Lepš, 2014). Mnohorozměrné analýzy pomohla provést Jana Knappová z Botanického ústavu AV ČR.

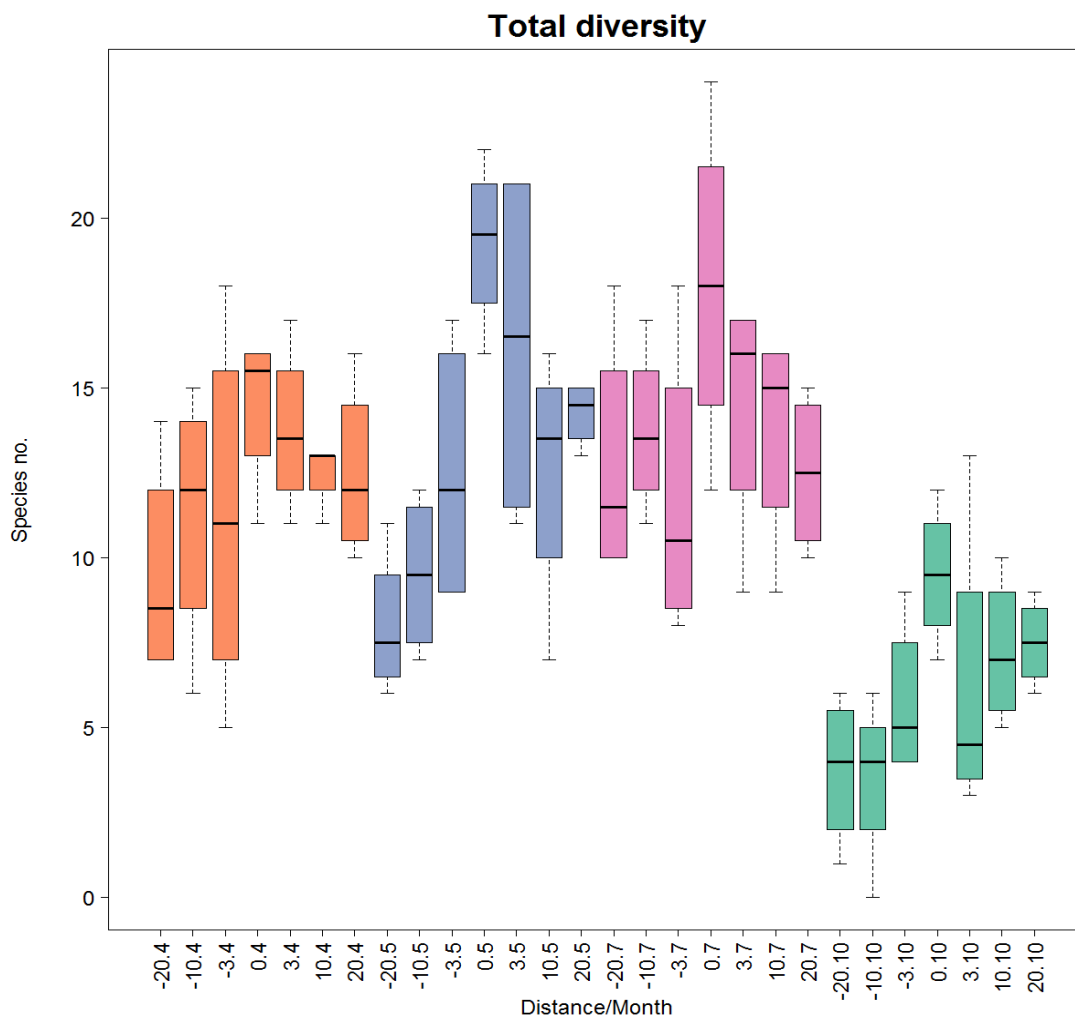
3 Výsledky

Celkem bylo chyceno 10 270 jedinců, příslušných k 83 druhům - z toho 4079 v prvním sběru (60 druhů), 1874 ve druhém sběru (52 druhů), 650 ve třetím sběru (33 druhů), 1638 ve čtvrtém sběru (53 druhů) a 2029 v pátém sběru (56 druhů). Kompletní seznamy druhů lze nalézt v příloze č. 1 této diplomové práce. Níže prezentované výsledky jsou založeny jen na datech pro kompletní sběry (1., 3., 4., 5.).

Celková diverzita všech druhů střevlíků, bez ohledu na rozdělení specialistů dle biotopové preference ukazuje nejvyšší druhovou bohatost na ekotonech (Obrázek č.4) a na obě strany od hranice biotopů klesá. S ohledem na dobu sběru je možné pozorovat změny v počtech druhů napříč transekty. Jedná se o „hrubá data“, která neprošla standardizací. Když jsou počty druhů celé sezóny vyjádřeny (standardizovány) za pomoci takzvané rarefakce (Obrázek č. 5), lze pozorovat podobné výsledky, jen vysoká dominance některých polních druhů způsobila propad v počtech rarefakovaných druhů na polích pod počty druhů v remízích.

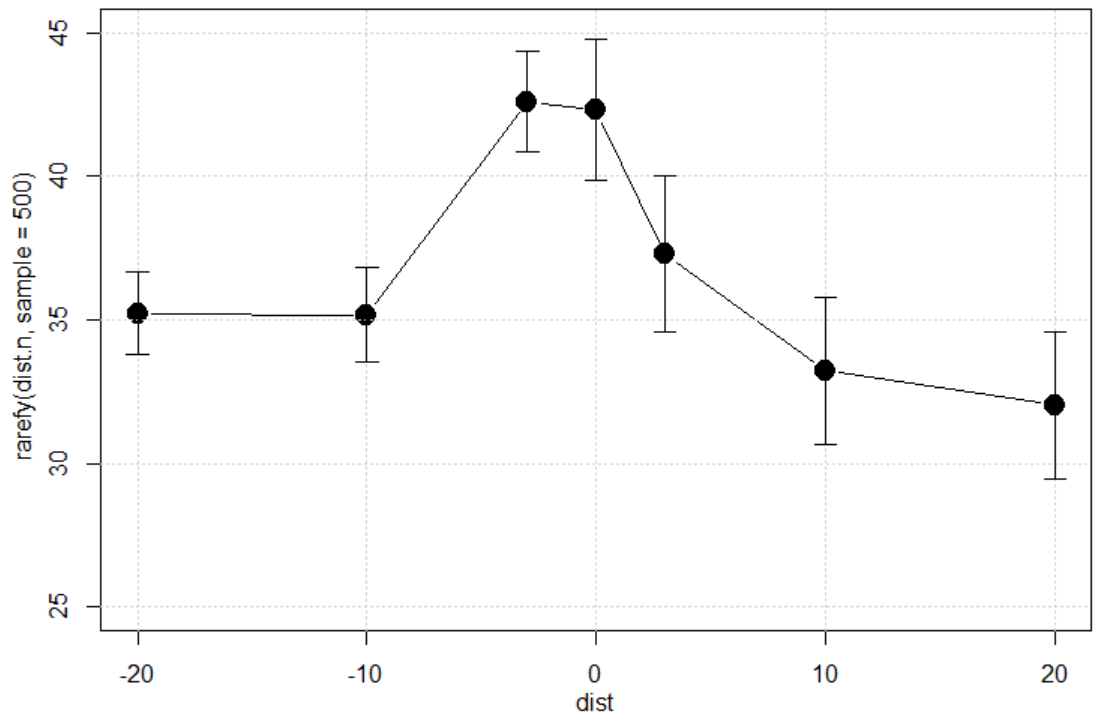
Lesní druhy ukázaly ustálenou preferenci lesního biotopu během celého roku (Obrázky č.6 a č.7). Generalisté předvedli značné výkyvy v počtu druhů i jedinců během sezóny, ale obecně preferují přímo ekotony. Tato preference ekotonů byla nejzřetelnější na podzim (Obrázky č.8 a č.9). Pro druhy otevřené krajiny byl zaznamenán výrazný prostorový vzorec, kdy byly z jara nahromaděné na ekotonu navzdory jejich obecné preferenci otevřené krajiny a relativně méně se vyskytovaly uvnitř polí než v jiných částech sezóny (Obrázky č.10 a č.11).

Obrázek č. 4 – Celková diverzita druhů rozdělená podle jednotlivých pozic pastí na transektu a dle doby sběru



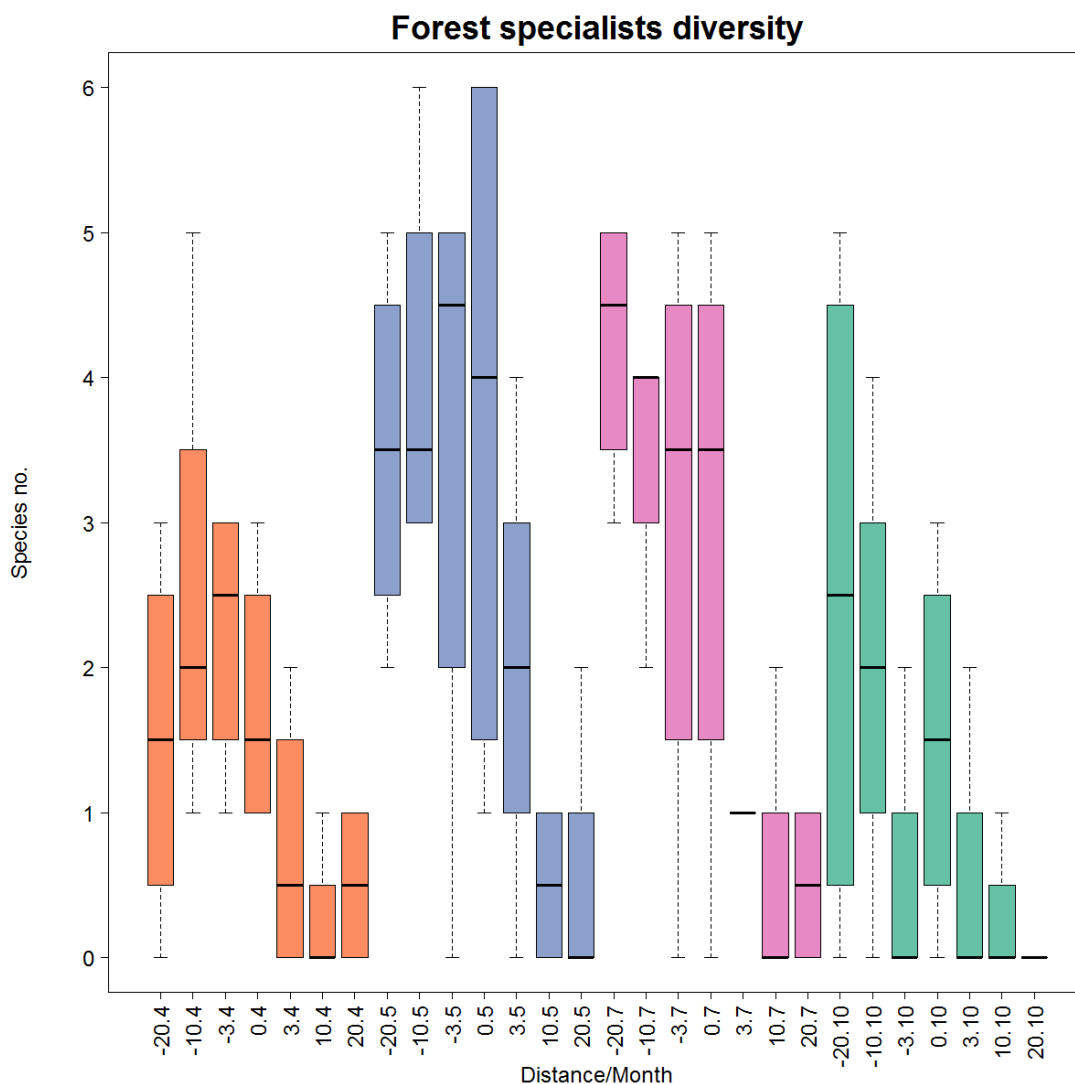
Na horizontální ose je vyznačena identita jednotlivých boxplotů, neboli krabicových grafů – první z čísel určuje vzdálenost pasti od hranice pole-remízek, záporná čísla směrem do remízku, kladná směrem do pole, nula je hranicí. Druhé číslo označuje dobu sběru a odpovídá příslušnému měsíci: 4 – duben, 5 – květen, 7 – červen, 10 – říjen. Vertikální osa udává počet druhů. Podle barev jednotlivých boxplotů rozlišujeme identitu doby sběru: oranžová – brzké jaro, modrá – pozdní jaro, růžová – léto a zelená podzim.

Obrázek č. 5 – Celková diverzita během sezóny vyjádřená za pomoci rarefakce



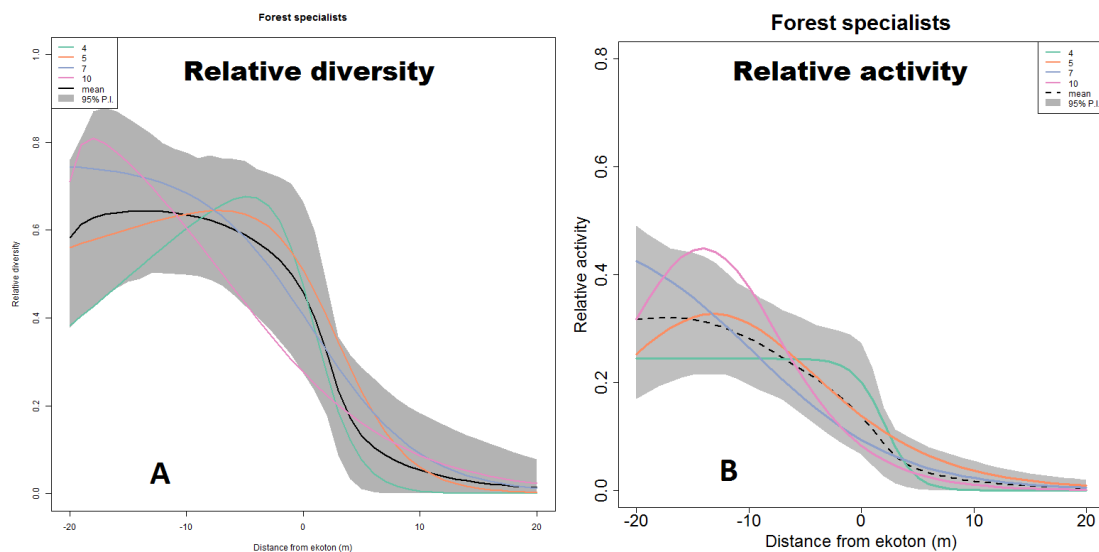
Horizontální osa určuje vzdálenost pasti od hranice pole-remízek, záporná čísla směrem do remízku, kladná směrem do pole, nula je hranicí. Vertikální osa udává relativní početdruhů s ohledem na pozici na transektu. Rarefakce byla provedena pro sloučená data ze všech analyzovaných period dohromady. Rarefakce byla provedena na velikost vzorku (pro danou pozici na transektu) 500 jedinců.

Obrázek č.6 – Diverzita lesních druhů rozdělená na jednotlivé pozice pastí na transektu a dle doby sběru



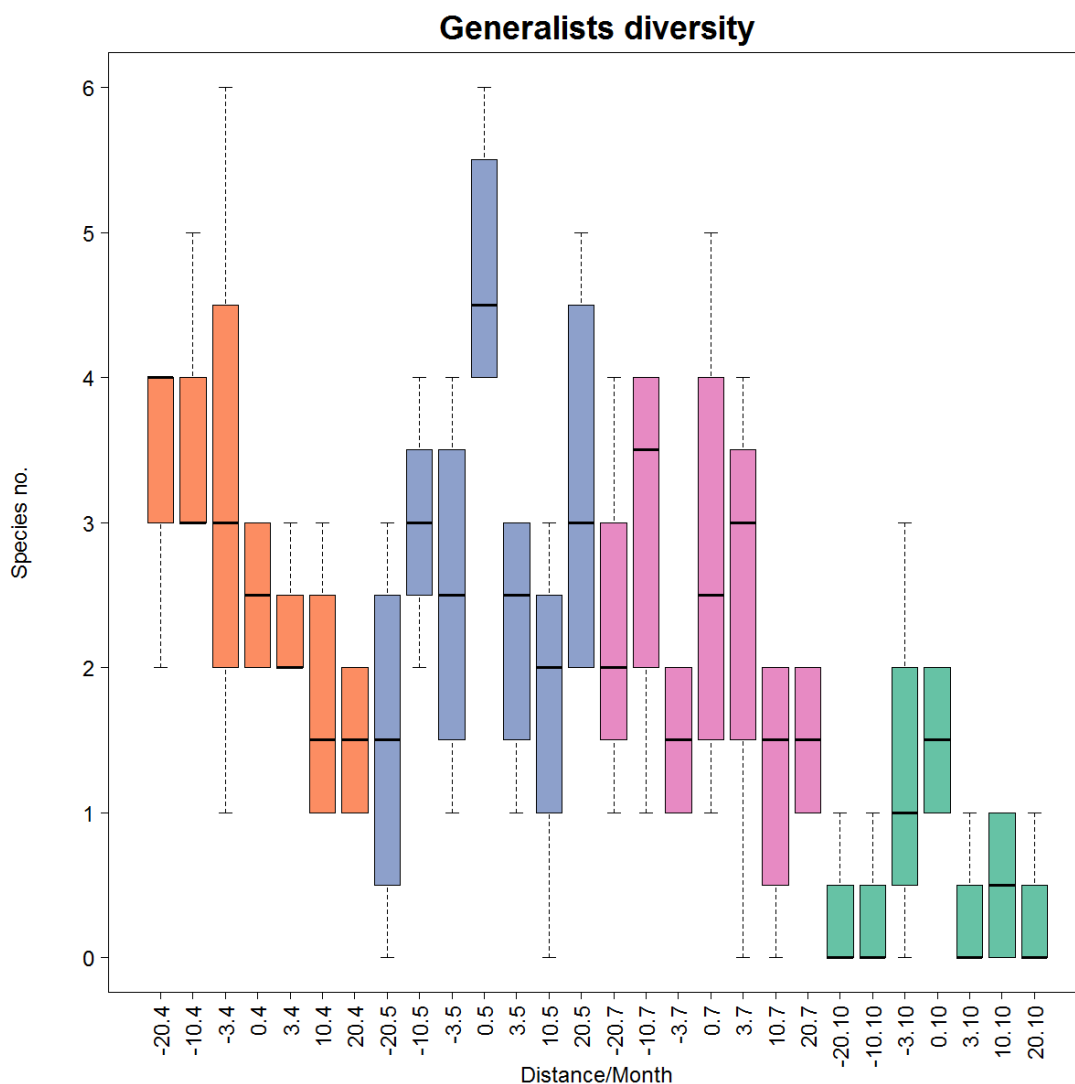
Na horizontální ose je vyznačena identita jednotlivých boxplotů, neboli krabicových grafů – první z čísel určuje vzdálenost pasti od hranice pole-remízky, záporná čísla směrem do remízku, kladná směrem do pole, nula je hranicí. Druhé číslo označuje dobu sběru a odpovídá příslušnému měsíci: 4 – duben, 5 – květen, 7 – červen, 10 – říjen. Vertikální osa udává počet druhů. Podle barev jednotlivých boxplotů rozlišujeme identitu doby sběru: oranžová – brzké jaro, modrá – pozdní jaro, růžová – léto a zelená podzim.

Obrázek č.7 – Časová proměnlivost v prostorové distribuci relativní aktivity a relativního počtu druhů lesních střevlíků okolo ekotonu pole-remízek



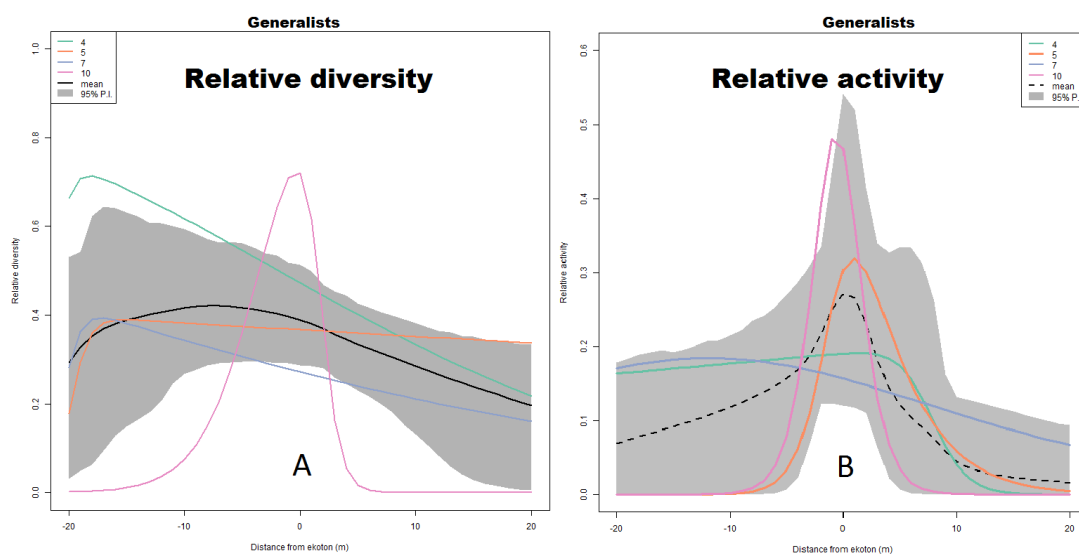
Na horizontální ose je vyznačena pozice na transektu, respektive vzdálenost od středu transektu – nalevo od středu mimoprodukční biotopy, napravo polní biotopy. Vertikální osa udává relativní počty druhů (A) a jedinců (B) pro lesní druhy. Šedé plochy označují 95% konfidenční intervaly. Podle barev jednotlivých křivek rozlišujeme identitu doby sběru: zelená – brzké jaro, oranžová – pozdní jaro, modrá – léto a růžová podzim. Černá křivka určuje střední hodnotu konfidenčního intervalu.

Obrázek č.8 – Diverzita druhů biotopových generalistů rozdělená na jednotlivé pozice pastí na transektu a dle doby sběru



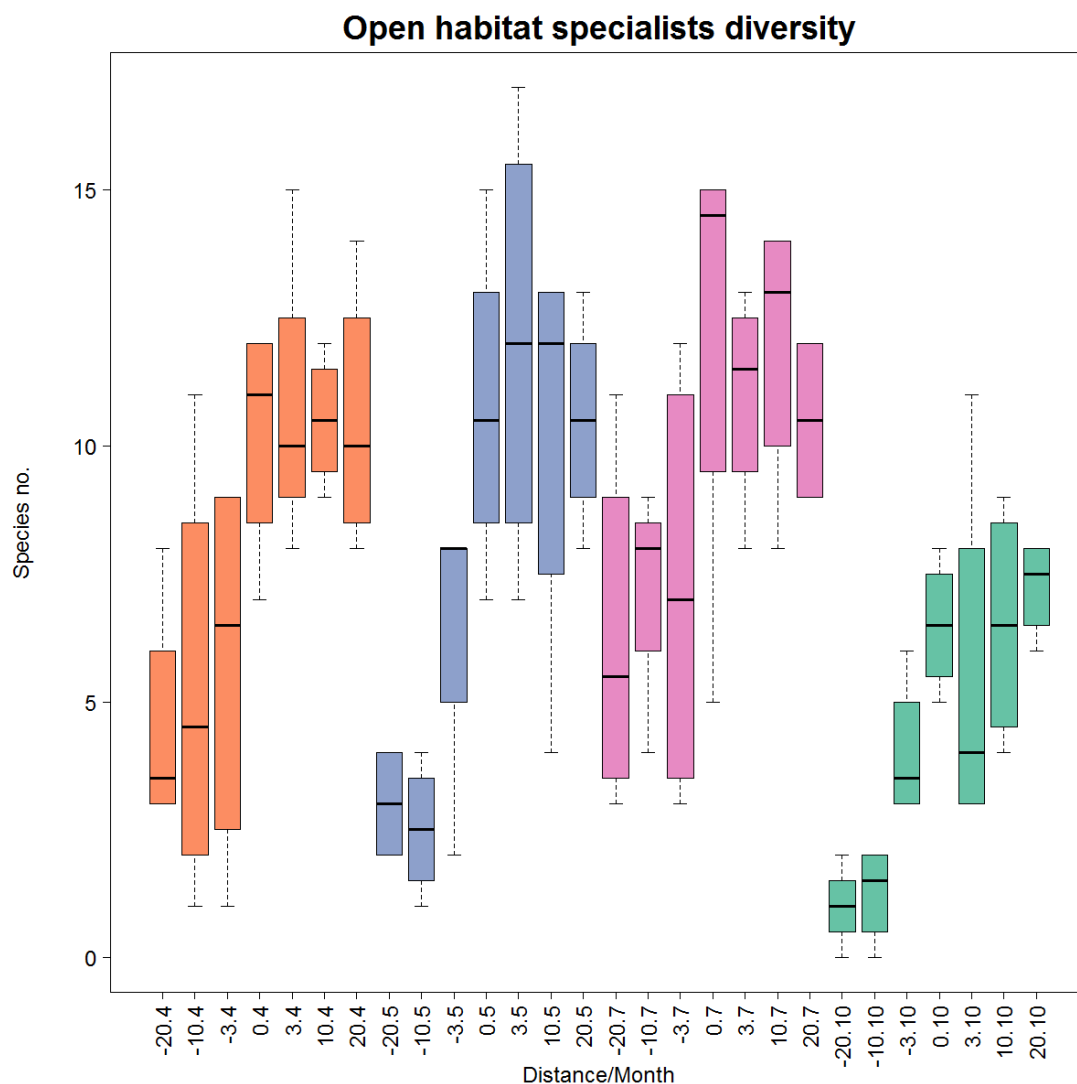
Na horizontální ose je vyznačena identita jednotlivých boxplotů, neboli krabicových grafů – první z čísel určuje vzdálenost pasti od hranice pole-remízky, záporná čísla směrem do remízku, kladná směrem do pole, nula je hranicí. Druhé číslo označuje dobu sběru a odpovídá příslušnému měsíci: 4 – duben, 5 – květen, 7 – červen, 10 – říjen. Vertikální osa udává počet druhů. Podle barev jednotlivých boxplotů rozlišujeme identitu doby sběru: oranžová – brzké jaro, modrá – pozdní jaro, růžová – léto a zelená podzim.

Obrázek 9 – Relativní počty druhů (A) a jedinců (B) pro biotopové generalisty



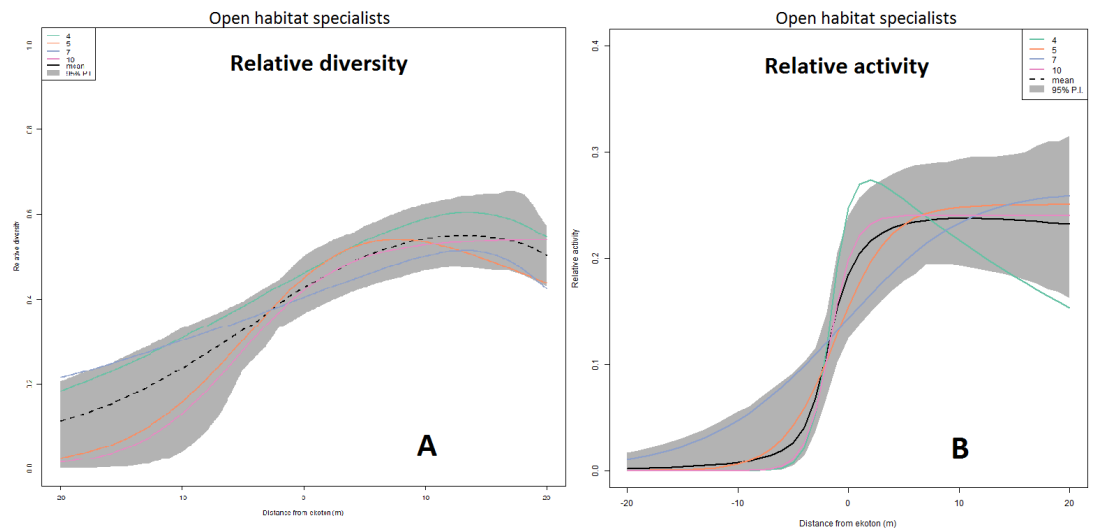
Na horizontální ose je vyznačena pozice na transektu, respektive vzdálenost od středu transektu – nalevo od středu mimoprodukční biotopy, napravo polní biotopy. Vertikální osa udává relativní počty druhů (A) a jedinců (B) pro lesní druhy. Šedé plochy označují 95% konfidenční intervaly. Podle barev jednotlivých křivek rozlišujeme identitu doby sběru: zelená – brzké jaro, oranžová – pozdní jaro, modrá – léto a růžová podzim. Černá křivka určuje střední hodnotu konfidenčního intervalu.

Obrázek č.10 –Diverzita druhů otevřené krajiny rozdělená na jednotlivé pozice pastí na transektu a dle doby sběru



Na horizontální ose je vyznačena identita jednotlivých boxplotů, neboli krabicových grafů – první z čísel určuje vzdálenost pasti od hranice pole-remízku, záporná čísla směrem do remízku, kladná směrem do pole, nula je hranicí. Druhé číslo označuje dobu sběru a odpovídá příslušnému měsíci: 4 – duben, 5 – květen, 7 – červen, 10 – říjen. Vertikální osa udává počet druhů. Podle barev jednotlivých boxplotů rozlišujeme identitu doby sběru: oranžová – brzké jaro, modrá – pozdní jaro, růžová – léto a zelená podzim.

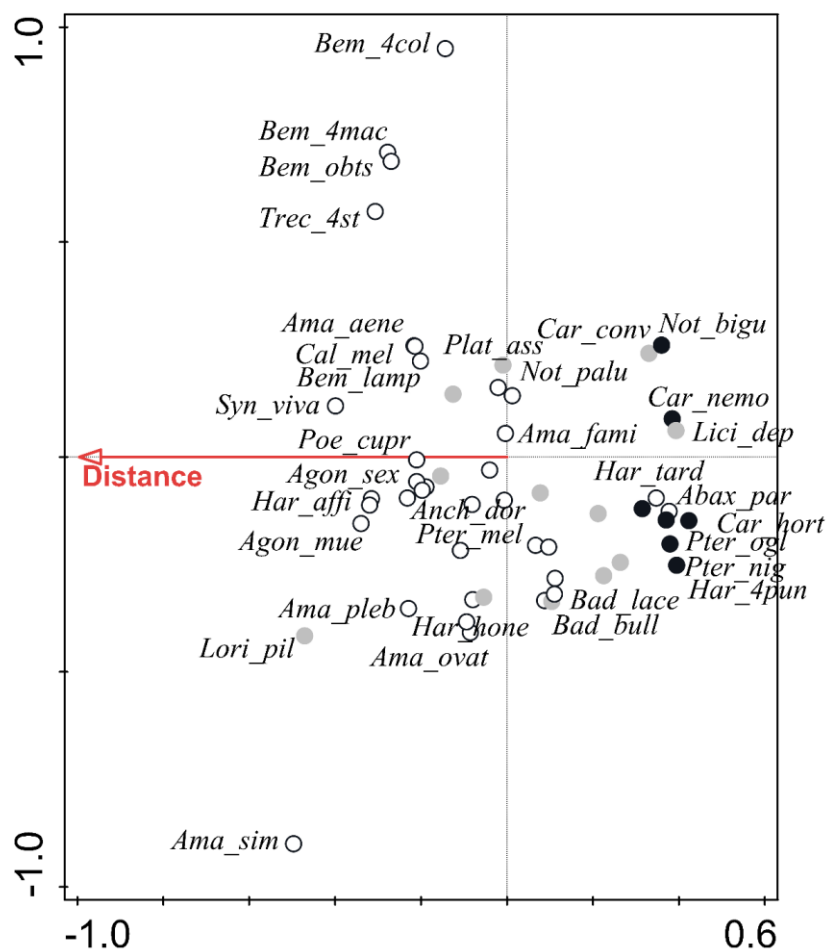
Obrázek.11 – Relativní počty druhů (A) a jedinců (B) pro druhy otevřené krajiny



Na horizontální ose je vyznačena pozice na transektu, respektive vzdálenost od středu transektu – nalevo od středu mimoprodukční biotopy, napravo polní biotopy. Vertikální osa udává relativní počty druhů (A) a jedinců (B) pro lesní druhy. Šedé plochy označují 95% konfidenční intervaly. Podle barev jednotlivých křivek rozlišujeme identitu doby sběru: zelená – brzké jaro, oranžová – pozdní jaro, modrá – léto a růžová podzim. Černá křivka určuje střední hodnotu konfidenčního intervalu.

Druhové složení společenstev střevlíků se významně lišilo podél gradientu vzdálenosti k hranici pole-remízek (partial CCA: pseudo-F = 10.8, P = 0.002, vysvětlená variabilita = 9.2 %). Optima přítomností jednotlivých druhů jsou distribuována téměř rovnoměrně podél zkoumaného gradientu vzdálenosti a biotopové preference pozorované v našem studijním systému jsou ve shodě s publikovanými informacemi o biotopových potřebách jednotlivých druhů (Obrázek č. 12).

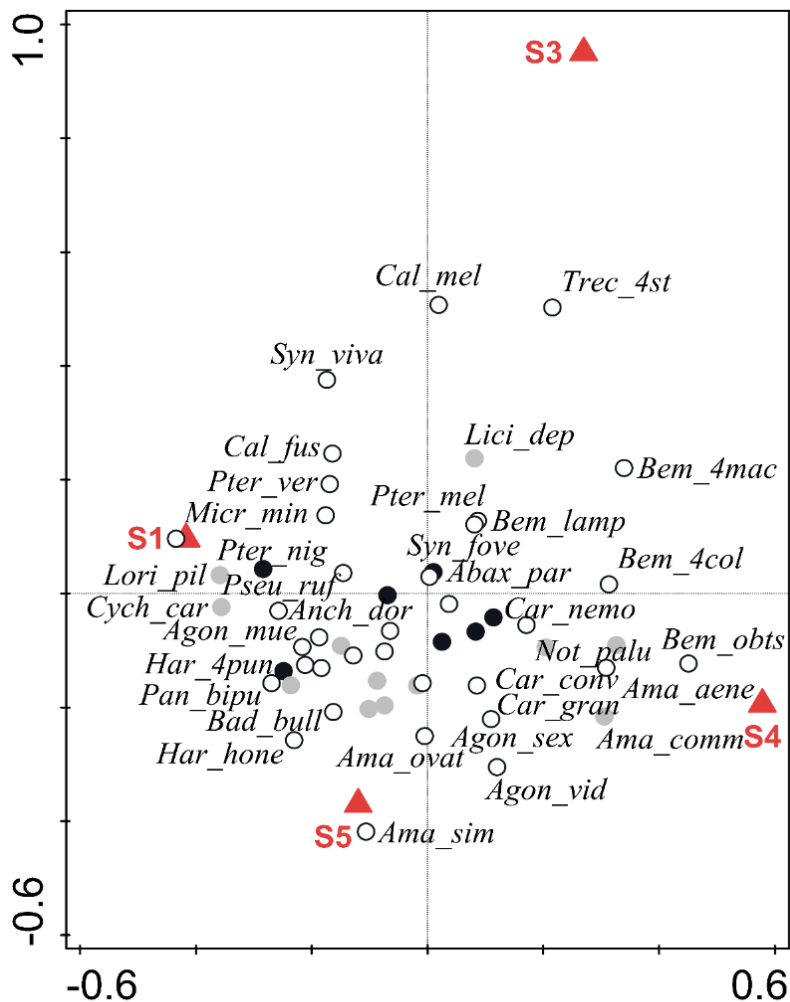
Obrázek č. 12 – Prostorová distribuce střevlíků podél transektůvedoucích z polí do remízků



Šipka ležící na první ordinační ose určuje gradient vzdálenosti (ve směru do pole). Vertikální osa značí hranici mezi oběma biotopy. Jednotlivé body vyznačují optimavýskytů konkrétních druhů. Bílé puntíky označují druhy otevřených biotopů, šedé puntíky biotopové generalisty a černé puntíky lesní druhy.

Druhové složení společenstev střevlíků se významně lišilo v čase (partial CCA: pseudo-F = 5.8, P = 0.002, vysvětlená variabilita = 14.1 %). Zdá se, že přítomnost lesních druhů střevlíků je stabilnější v čase (tyto druhy se vyskytují poblíž centra ordinačního diagramu, Obrázek č. 13), oproti generalistům a druhům otevřené krajiny. Většina druhů má tendenci být více reprezentovaná během vegetační sezóny (sběry S1 a S5), nicméně existují i druhy převládající během pozdního podzimu (sběr S3), například *Trechus quadristriatus*, což je dáno jeho fenologií. *Trechus quadristriatus* patří mezi „autumn breeders“ druhy (Mitchell, 1963).

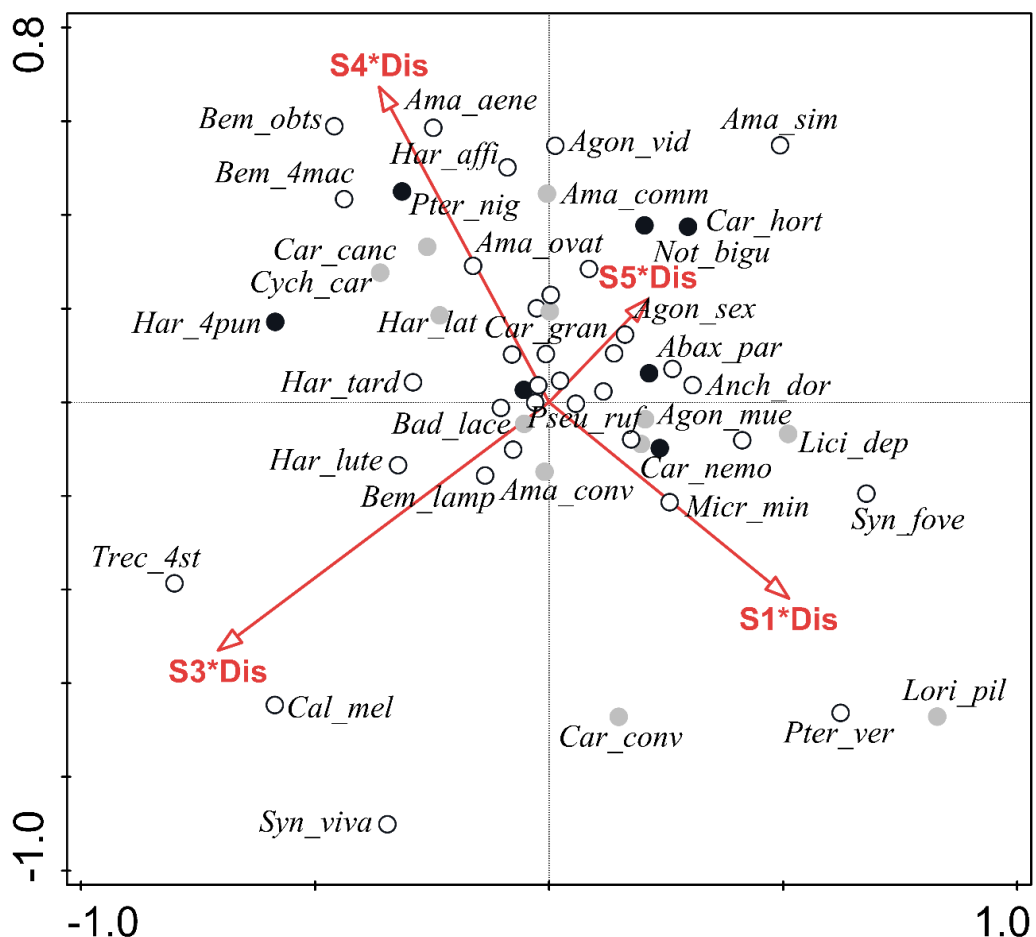
Obrázek 13–Vývoj druhového složení společenstev střevlíků v čase



Jednotlivé body vyznačují biotopovou preferenci konkrétních druhů, bílé označují druhy otevřených biotopů, šedé biotopové generalisty a černé lesní druhy. Červené trojúhelníky označují jednotlivé doby sběru. Vzájemná poloha mezi druhy a dobami sběru nastiňuje změnu ve složení společenstev v čase.

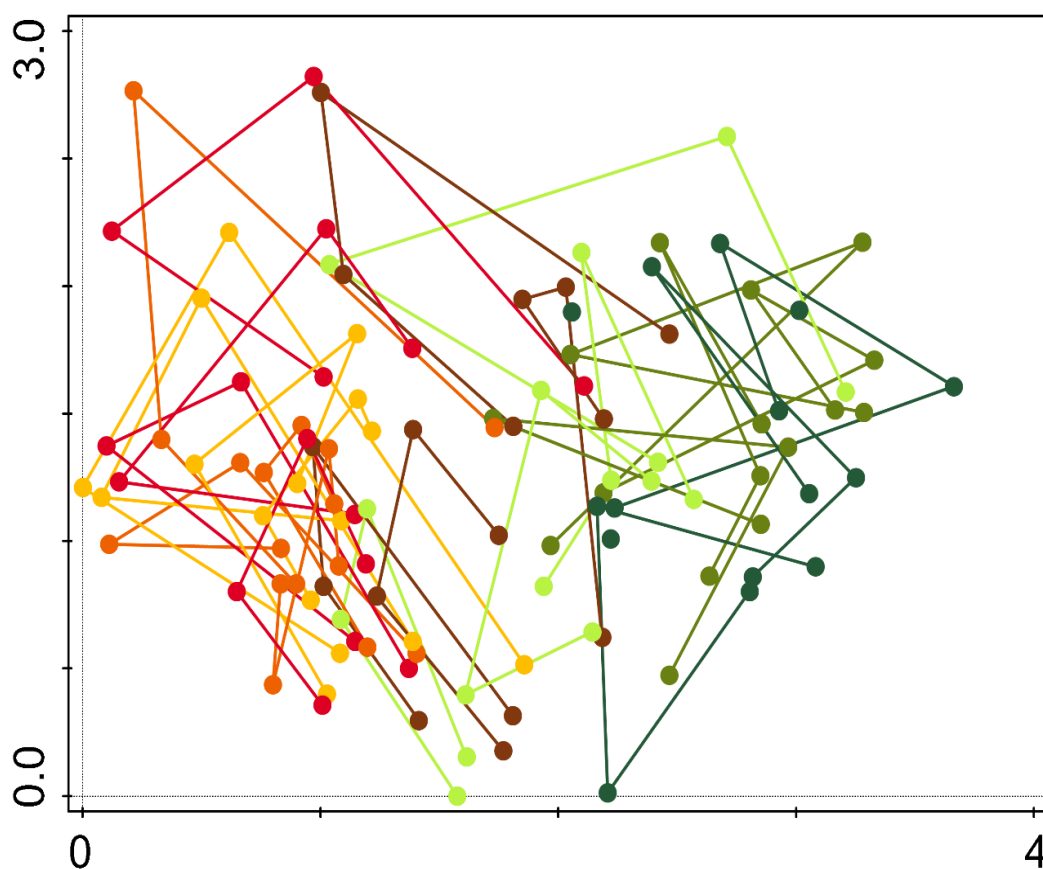
Rovněž zde byla významná interakce mezi časovou a prostorovou distribucí společenstev střevlíků podél gradientu vzdálenosti kolmého na hranici pole-remízek (partial CCA: pseudo-F = 2.7, P = 0.002, vysvětlená variabilita= 4.7 %; pro efekty na jednotlivé druhy možno nahlédnouti do Obrázku č. 14). Posun ve druhovém složení společenstev střevlíků v čase nebyl synchronizovaný mezi společenstvy, pocházejícími z různých vzdáleností od hranice pole-remízek (ordinační diagram 4). Obzvláště pak společenstva pocházející z vnitřku remízku (10 a 20 metrů od hranice) následují jiné trajektorie než společenstva pocházející pole a hranice, čili ekotonu (Obrázek č. 15).

Obrázek č. 14 – Interakce mezi časem a prostorovou distribucí společenstev střevlíků podél gradientu vzdálenosti



Jednotlivé body vyznačují biotopovou preferenci konkrétních druhů, bílé označují druhy otevřených biotopů, šedé biotopové generalisty a černé lesní druhy. Červené šipky naznačují posun preference zobrazených druhů v daném časovém sběru po gradientu vzdálenosti k hranici pole-remízek směrem do pole.

Obrázek č. 15 -Interakce mezi časem a prostorovou distribucí společenstev střevlíků
– nepřímá analýza



Propojené čtveřice bodů představují časovou změnu (posun) druhového složení společenstev střevlíků pocházejících z jedné lokality (vzdálenost xy na daném transektu). Jednotlivé barvy představují konkrétní vzdálenosti (pozice na transektu) – odstíny červené a žluté reprezentují pasti v poli, hnědá barva představuje ekoton a odstíny zelené náležejí lesní lokalitám.

4 Diskuze

Tato práce si kladla za cíl prozkoumat časovou variabilitu a prostorovou distribuci společenstev střevlíků, v okolí hranic polí a mimoprodukčních biotopů v průběhu sezóny, konkrétně v brzkém jaru, pozdním jaru, v létě a na podzim. Důraz byl kladen na změnu druhového složení a na změnu aktivity jedinců v čase. Nezbytným prvním krokem byl výběr vhodné lokality pro terénní experiment – zemědělská krajina s rozlehlými poli, posetými neobdělávanými mimoprodukčními biotopy a remízky. Právě struktura krajiny a charakter mimoprodukčních biotopů mají vliv jak na aktivitu, tak i na druhovou rozmanitost organismů v agroekosystémech (Schweiger et al., 2005). Proto je možné, že pozorované výsledky jsou platné především pro studovaný systém a k jejich zobecnění pro všechny agroekosystémy by bylo zapotřebí experiment zopakovat v dalších typech krajín či jiných klimatických podmínkách.

Remízky, meze, snosy kamení a další neobdělávané ostrovní biotopy uvnitř pole na zájmovém území, měly v průměru i několik desítek metrů a zaujímaly plochu mnoha metrů čtverečních, výjimečně i několika arů. Právě ty větší byly zajímavé a vhodné pro náš experiment, protože nabízely vhodné biotopy nejen pro druhy preferující přechodná stanoviště, neboli ekotony, ale i pro vyloženě lesní druhy, které nemají potřebu přibližovat se k hranici obou biotopů. Takové neobdělávané biotopy slouží mnohým druhům střevlíkovitých brouků jako vhodná refugia pro přezimování (Geiger, 2009). Druhy jednotlivých biotopů mohou vzhledem ke svým odlišným vlastnostem reagovat na okraj rozdílným chováním. Mohou být striktními specialisty a nikdy nepřekročí hranici svého biotopu nebo se jí dokonce vyhýbají (Ries et al., 2004). Hranice mezi remízky a zemědělskými biotopy jsou v zemědělské krajině početné a ovlivňují ekologické procesy v obou přilehlých biotopech (Roume et al., 2011).

Z celkové diverzity všech druhů střevlíků během roku je patrné, že se nejvíce druhů obecně nacházelo na hranici pole-remízek a tato společenstva svou přítomností potvrzovala existenci ekotonálního efektu. Taková společenstva jsou nazývána ekotonálními a zvýšená druhová bohatost, kterou se vyznačují, je pak označována

jako ekotonální jev (neboli okrajový efekt, anglicky „edge effect“; Šálek et al., 2005). Tento jev byl obzvláště dobře patrný během pozdního jara a během léta.

Druhové složení společenstev střevlíků se významně lišilo podél gradientu vzdálenosti kolmé na hranici pole-remízek. Množství druhů obývajících mimoprodukční ostrovy není větší než množství druhů obývajících pole, ale na poli se vyskytují druhy jiné (Knapp et Olivová, 2011). Rozdělení druhů dle biotopové preference na základě literatury (Hůrka, 1996), poměrně dobře odpovídalo pozorovaným výsledkům v této studii.

Lesní druhy se vyskytovaly především v neobdělávaných biotopech a jen minimálně zasahovaly do pole. Právě v průběhu pozdního jara byla společenstva lesních druhů pozorována nejbližší polnímu biotopu. Během podzimu se stahovala ve větší míře směrem do center remízek, v důsledku čehož se snížila jejich druhová diverzita i početnost na ekotonu. I navzdory nízkému počtu vzorků z podzimního sběru, je tento efekt průkazně nenáhodný.

Naopak druhy otevřené krajiny preferovaly polní biotopy. Druhová diverzita však vždy stoupala ve směru z pole až k ekotonu a některé druhy se v průběhu léta vyskytovaly relativně hojně i v mimoprodukčním biotopu. Zajímavé je, že během brzkého jara bylo pozorováno největší množství jedinců v okolí hranice mezi oběma biotopy a klesalo směrem do pole, což může být důsledkem přezimování polních druhů v ekotonu. V průběhu sezóny se vyšší počty jedinců přesunuly zpět do pole.

Společenstva biotopových generalistů se během celé sezóny vyskytovala v největší míře na ekotonu a v jeho okolí. Překvapivě málo generalistů se (s výjimkou léta) nacházelo na poli. Během brzkého jara byl počet druhů v lesním biotopu dokonce vyšší než na ekotonu. Na podzim byla na ekotonu pozorována i vysoká aktivita jedinců, pravděpodobně v důsledku migrace na zimoviště mimo pole. Na druhou stranu, toto pozorování mohlo být ovlivněno nízkými počty podzimních vzorků. Toto chování naznačuje, že společenstva střevlíků z okraje remízek využívala potravní nabídky i v mimoprodukčních biotopech. Timto chováním obohacovala druhovou bohatost okrajů polí a zároveň do jisté míry ovlivňovala společenstva z remízku.

Roume et al. (2011b), kteří také zkoumali distribuci střevlíků podél hranice mezi polem a mimoprodukčním biotopem, došli k poněkud opačným výsledkům než

náš výzkum. Uvádí, že v menší vzdálenosti od hranice byla přilehlým biotopemovlivněna lesní společenstva (4.9 ± 2.3 m), oproti těm polním, která byla ovlivněna do větší vzdálenosti (14.4 ± 12.3 m). Společenstva druhů na hranicích (v ekotonech) byla v jejich případě tvořena směsicí obou přilehlých společenstev. V našem případě byla více ovlivněna lesní společenstva přítomností společenstev z polí.

Druhové složení společenstev střevlíků se významně lišilo v čase. Výskyt většiny druhů byl ovlivněn vegetační sezónou, respektive jejím vrcholem během pozdního jara a léta (S1 a S5). Obzvláště tento efekt doby sběru ovlivnil především společenstva generalistů a druhů otevřené krajiny. To mohlo být zapříčiněno zvýšeným množstvím potravní nabídky, kterou představovaly populace bezobratlých, kteří jsou škůdci zemědělských plodin (Macfadyen et al., 2015). Když je plodina v plné síle, dojde ke vzrůstu početnosti škůdců a tudíž i predátorů, kteří se jimi živí (Rand et al., 2006). Opačný trend byl pozorován pro některé druhy otevřené krajiny, které se ve větší míře vyskytovaly především na podzim. Obzvláště pak *Trechus quadristriatus*, což je dáno jeho fenologií. *Trechus quadristriatus* patří mezi „autumn breeders“ druhy (Mitchell, 1963). Tento rozdíl v době maximálního výskytu mezi druhy „spring x autumn breeders“ zaznamenali též Kosewska et al. (2014). Lesní druhy nějak výrazně nereagovaly na efekt doby sběru, lze tudíž usuzovat, že jsou více stabilní v čase.

Významná interakce mezi časovou a prostorovou distribucí společenstev střevlíků podél gradientu vzdálenosti kolmého na hranici pole/remízek částečně odhaluje spojitost a interakce mezi časem a prostorovými nároky jednotlivých druhů.

Posun ve druhovém složení společenstev střevlíků v čase nebyl synchronizovaný mezi společenstvy, která pocházela z různých vzdáleností od hranice pole/remízek. Největší rozdíly byl mezi společenstvy pocházejícími z vnitřku remízku (10 a 20 metrů od hranice). Vývoj těchto společenstev v čase následoval jiné trajektorie než vývoj společenstev z pole a ekotonu.

Co se množství jedinců týče, u lesních druhů byla pozorována ustálená preference lesních biotopů. Během sezóny byly počty jedinců lesních druhů poměrně vyrovnané, avšak na podzim se přesunuli hlouběji do remízku. Počty jedinců biotopových generalistů předvedly značné výkyvy v reakčních křivkách, vzhledem k obecné preferenci ekotonu. Tato preference biotopu byla nejzřetelnější na podzim a

zřetelně se projevila i u druhů. Ekotonální efekt je z pohledu člověka prospěšný pro zemědělství, ve většině případů díky šíření lesních druhů predátorů do zemědělských polí (Roume et al., 2011b).

Počty jedinců patřící ke druhům otevřené krajiny prozradily výrazný prostorový vzorec. Navzdory obecné preferenci polních biotopů bylo značné množství jedinců při brzkém jarním sběru nahromaděno na ekotonu. Tento úkaz je následkem přezimování druhů otevřené krajiny v mimoprodukčních biotopech. Vzhledem k tomu, že v následujícím průběhu sezóny je centrum početnosti jedinců posunuto směrem do pole), dá se na základě tohoto faktu konstatovat, že jedinci přezimující v mimoprodukčních biotopech či jejich ekotonech, kolonizují na jaře přilehlé polní biotopy. Změnu počtu druhů i jedinců na poli během sezóny zaznamenali Kosewska et al. (2014), když zjistila, že společenstva střevlíků na poli dosahovala maximálních počtů druhů a jedinců v době pozdního jara a brzkého léta.

Výsledky experimentu, porovnávajícího početnost, druhové složení a přetékání organismů ze dvou různých biotopů - pole a mimoprodukčního biotopu, mohou být zapříčiněné různými proměnnými. Hlavním důvodem rozdílné početnosti druhů a jedinců byl charakter stanoviště a vývoj společenstva v čase.

5 Závěr

Mimoprodukční ostrovy jsou v zemědělské krajině důležité především jako zpestření jinak monotónní krajiny, porostlé monokulturami zemědělských plodin. Jejich význam pro střevlíkovité brouky spočívá v tom, že jim poskytuje útočiště, prostor pro přezimování, místo k rozmnožování či úkryt v případě disturbancí okolní zemědělské plochy.

Změny v druhovém složení i změny v početnosti jedinců společenstev střevlíků podél transektu, který kolmo protíná hranici mezi polem a mimoprodukčními biotopy, se projevují na prostorové distribuci těchto brouků v čase. Z výsledků tohoto experimentu vyplývá, že druhy, které se během vegetační sezóny vyskytují na poli, přezimují na ekotonech či v remízcích, odkud se během jara vracejí zpět. Naopak některé lesní druhy využívají během sezóny ekotony, které poskytují výhody obou stanovišť. Na základě těchto zjištění lze tvrdit, že oba typy biotopů jsou si navzájem prospěšné. Polním druhům střevlíků poskytují útočiště během zimy, lesním druhům střevlíků z remízků zase potravní nabídku z přilehlých polí. To je přínosné i pro zemědělství, protože střevlíci se podílejí na biologické regulaci škůdců zemědělských plodin. Celkově je díky pestřejší nabídce biotopů v krajině zvýšena i její biodiverzita.

Na závěr lze konstatovat, že distribuce střevlíkovitých brouků v zemědělské krajině je velmi komplexní záležitost ale díky této práci, která se zaměřila na časovou proměnlivost distribuce střevlíků, se poodhalila malá část z jejich života.

6 Přehled literatury a použitých zdrojů

Anderson W., Wait D., Stapp P., 2008: Resources from another place and time: Responses to pulses in a spatially subsidized system. *Ecology* 89: 660–670.

Bilde T., Toft S., 1998: Quantifying food limitation of arthropod predators in the field. *Oecologia* 115: 54–58.

Blitzer E.J., Dormann C.F., Holzschuh A., Klein A.M., Rand T.A., Tscharrntke T., 2012: Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146: 34 - 43.

CENIA, Česká informační agentura životního prostředí, 2014: *Tematické mapy (dlesměrnice INSPIRE)* [online]. Copyright CENIA, 2010-2013 [cit. 2014-03-22].

Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/home/>

ČSU, 2016: Česka republika od roku 1989 v číslech. [online], [cit. 2016-04-16].

Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/ceska-republika-od-roku-1989-v-cislech>.

Cole L.J., McCracken D.I., Dennis P., Downie I.S., Griffin A.L., Foster G.N., Murphy K.J., Waterhouse T., 2002: Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 323 – 336.

Dauber J., Purtauf, T., 2007: A multi-scale analysis of the relative importance of habitat features and landscape context on species richness of carabids. In: Schroder, B., Reuter, H., Reineking, B. (Eds.), *Multiple Scales in Ecology*. Peter Lang Pub Inc, Postdam: 63 – 67.

Duelli P., Studer M., Marchand I., Jakob S., 1990: Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193 - 207.

Duelli P., Obrist M.K., 2003: Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminaturalhabitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129 - 138.

- Erwin T.L., 1985:** The taxon pulse: A general pattern of lineage radiation and extinction among carabid beetles. *Taxonomy, Phylogeny and Zoogeography of Beetles and Ants* Junk, The Hague: 437 - 472.
- Eyre M.D., 2006:** A strategic interpretation of beetle (Coleoptera) assemblages, biotopes, habitats and distribution, and the conservation implications. *Journal of Insect Conservation* 10: 151 – 160.
- Eyre M.D., Luff M.L., Leifert C., 2013:** Crop, field boundary, productivity and disturbance influences on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 165: 60 - 67.
- Fagan W.E., Cantrell R.S., Cosner C., 1999:** How habitat edges change species interactions. *The American Naturalist* 153: 165 – 182.
- Fahrig L., 2003:** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487 – 515.
- Frampton G.K., Cilgi T., Fry G.L.A., Wratten S.D., 1995:** Effects of grassy banks on the dispersal of some carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) on farmland. *Biological Conservation* 71:347–355.
- Gabriel D., Sait S.M., Hodgson J.A., Schmutz U., Kunin W.E., Benton T.G., 2010:** Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13: 858 – 869.
- Geiger F., Waeckers F.L., Bianchi F.J.J.A., 2009:** Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *Biocontrol* 54: 529 - 535.
- Hatten T.D., Bosque-Peréz N.A, Labonte J.R., Guy S.O., Eigenbrode S.D., 2007:** Effects of Tillage on the Activity Density and Biological Diversity of Carabid Beetles in Spring and Winter Crops. *Environmental Ecology* 36: 356 – 368.
- Hendrickx F., Maelfait J.P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J. Herzog f., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R., 2007:** How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340 - 351.
- Holland J.M., Luff M.L., 2000:** The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5: 109 – 129.

- Holland J.M., Birkett T., Southway S., 2009:** Contrasting the farm-scale spatiotemporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *Biocontrol* 54: 19–33.
- Huisman J., Olff H., Fresco L.F.M., 1993:** A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science* 4: 37 – 46.
- Hůrka K., 1996:** Carabidae of the Czech and Slovak Republics / České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín, 565 s.
- Ives A.R., Cardinale B.J., Snyder W.E., 2005:** A synthesis of subdisciplines: predator–prey interactions, and biodiversity and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 8: 102 – 116.
- Jansen F., Oksanen J., 2013:** How to model species responses along ecological gradients – Huisman–Olff–Fresco models revisited. *Journal of Vegetation Science*. Doi: 10.1111/jvs.12050 © 2013 International Association for Vegetation Science.
- Kazda J., Mikulka J., Prokinová E., 2010:** Encyklopedie ochrany rostlin. Profi Press, Praha, 400 s.
- Knapp M., Řezáč M., 2015:** Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: Distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. *PLoS ONE* 10(4): e0123052. doi:10.1371/journal.pone.0123052
- Kosewska A., Skalski T., Nietupsky M., 2014:** Effect of conventional and non-inversion tillage systems on the abundance and some life history traits of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in winter triticale fields. *European Journal of Entomology* 5: 669 – 676.
- Landis D.A., Wratten S.D., Gurr G.M., 2000:** Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45: 175 - 201.
- Larrivé M., Fahrig L., Drapeau P., 2008:** Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* 255: 1434 – 1445.
- Laštůvka Z., Gaisler J., Krehčová P., Pelikán J., 1996:** Zoologie pro zemědělce a lesníky. Konvoj, Brno, 266 s.

- Lövei G.L., Sunderland K.D., 1996:** Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41: 231 - 256.
- Lövei G.L., 2008:** Ecology and conservation biology of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in an age of increasing of human dominance. Ph.D. Thesis, 2008
- McCracken D.I., Stillman R.A., Bignal E.M., Baldock D., Beaufoy G., 1994:** Extensive farmland in Europe: examples of sustainable landscapes of high nature conservation value. In: Dover, J. (Ed.), *Fragmentation in Agricultural Landscape*. IALE, UK, pp. 38–45.
- Macfadyen S., Hopkinson J., Parry H., Neave M.J., Bianchi F.J.J.A., Zalucki M.P., Schellhorn N.A., 2015:** Early-season movement dynamics of phytophagous pest and natural enemies across a native vegetation-crop ecotone. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200: 110 – 118.
- Mitchell B., 1963:** Ecology of two carabid beetles, *Bembidion lampros* (Herbst) and *Trechus quadristriatus* (Schrank). I. Life cycles and feeding behaviour. *Journal of Animal Ecology* 32: 289 – 299.
- Oberg S., Ekbom B., 2006:** Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. *Annals of Applied Biology* 149: 203 – 211.
- Petr J., 1983:** Intenzivní obilnářství. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 388 s.
- Petersen M.K., 1997:** Life history of two predaceous beetles, *Bembidion lampros* and *Tachyporus hypnorum*, in the agroecosystems. PhD Thesis, University of Uppsala [cit. 2016-04-14]. Dostupné z: <http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/agraria/AGR035/AGR035.HTM>
- Petránek J., 2011:** Za tajemstvím kamenů. Grada Publishing a.s., Praha, 200 s.
- Purtauf T., Dauber J., Wolters V., 2004:** Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 67: 185 - 193.
- Purtauf T., Roschewitz I., Dauber J., Thies C., Tschardt T., Wolters V., 2005:** Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 108: 165 - 174.
- Quitt E., 1971:** Klimatické oblasti Československa. *Studia Geographica* 16. Brno: Academia, geografický ústav ČSAV, 73 s.

RCore Team, 2015: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rand T.A., Tylianakis J.M., et Tschardt T., 2006: Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603 - 614.

Ranjha M.H., Irmeler U., 2014: Movement of carabids from grassy strips to cropland in organic agriculture. *Journal of Insect Conservation* 18: 457 – 467.

Ribera I., Dolédec S., Downie I.S., Foster G.N., 2001: Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82: 1112 – 1129.

Ries L., Fletcher R.J., Battin J., Sisk T.D., 2004: Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 491 – 522.

Roume A., Quin A., Raison L., Deconchat M., 2011a: Abundance and species richness of overwintering ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are higher in the edge than in the centre of the woodlot. *European Journal of Entomology* 108: 615 - 622.

Roume A., Deconchat M., Raison L., Balent G., Quin A., 2011b: Edge effects on ground beetles at the woodlot–field interface are short-range and asymmetrical. *Agricultural and Forest Entomology* 13: 395 - 403.

Sádlo J. & Storch D., 2000: *Biologie krajiny – biotopy České republiky*. Vesmír, 94 s.

Schweiger O., Maelfait J.P., Van Wingerden W., Hendrickx F., Billeter R., Speelmans M., Augenstein I., Aukema B., Aviron S., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Frenzel M., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Bugter R., 2005: Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42: 1129 – 1139.

Šálek M., Růžička J., Mandák B., 2005: *Ekologie*. Lesnická práce, Praha, 121s.

Šmilauer P., Lepš J., 2014: *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*. Cambridge University Press, Cambridge, 373s.

Thiele H.U., 1977: Carabid Beetles in Their Environments. A Study on Habitat Selection by Adaptation in Physiology and Behaviour. Springer-Verlag, Berlin.

Thomas C.F.G., Holland J.M., Brown N.J., 2002: The Agroecology of Carabid Beetles. Intercept, Andover 305 – 344.

Thomas M.B., Wratten S.D., Sotherton N.W., 1991: Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods-predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* 28: 906 – 917.

Tscharntke T., Tylianakis J.M., Rand T.A., Didham R.K., Fahrig F., Batáry P., Bengtsson J., Clough Y., Crist T.O., Dormann C.F., Ewers R.M., Fründ J., Holt R.D., Holzschuh A., Klein A.M., Kleijn D., Kremen C., Landis D.A., Laurance W., Lindenmayer D., Scherber C., Sodhi N., Steffan-Dewenter I., Thies C., van der Putten W.H., Westphall C., 2012: Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661 - 685.

van Apeldoorn D.F., Kempen B., Sonneveld M.P.V., Kok K., 2013:

Co-evolution of landscape patterns and agricultural intensification: An example of dairy farming in a traditional Dutch landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 172: 16 - 23.

Wamser S., Dauber J., Birkhofer K., Wolters V., 2011: Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144: 235 – 240.

Weibull A.C., Ostman O., Granqvist A., 2003: Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12: 1335 - 1355.

7 Přílohy

Příloha 1 - Abecední seznam všech chycených druhů

Nomenklatura dle Hůrky (1996).

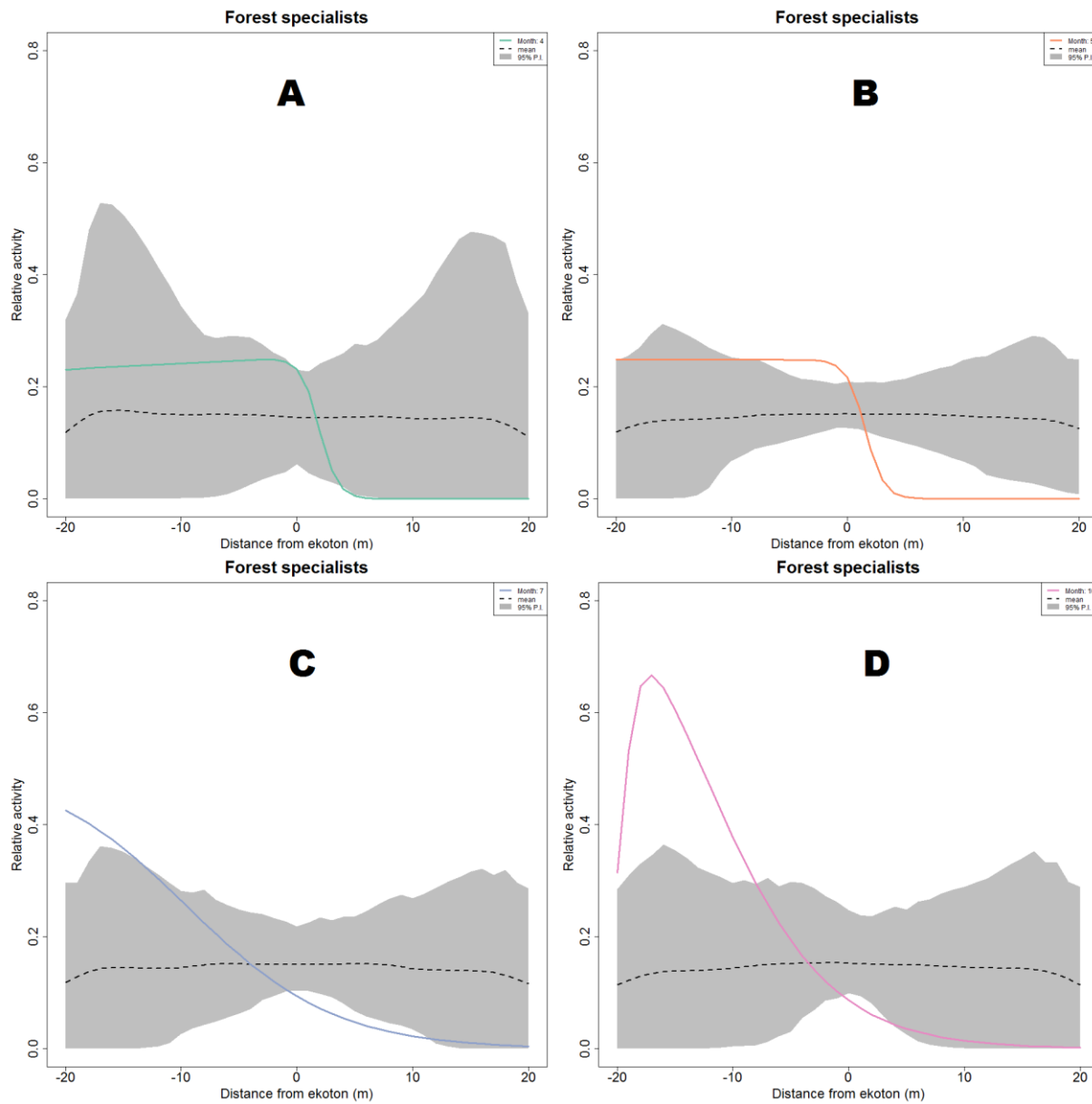
Druh	Biotop	Počet					
		N	S1	S2	S3	S4	S5
<i>Abax (A.) paralleus</i> (Duftschmid, 1812)	F	52	11	7	6	6	22
<i>Agonum afrum</i> (Duftschmid, 1812)	G	1	0	0	0	1	0
<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	G	2	2	0	0	0	0
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	O	10	5	0	0	1	4
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	O	191	19	18	0	57	97
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	O	11	0	1	0	3	7
<i>Amara (A.) aenea</i> (De Geer, 1774)	O	10	3	0	0	7	0
<i>Amara (C.) aulica</i> (Panzer, 1797)	O	2	0	2	0	0	0
<i>Amara (C.) bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Amara (A.) communis</i> (Panzer, 1797)	G	6	1	0	0	4	1
<i>Amara (B.) consularis</i> (Duftschmid, 1812)	O	4	2	0	0	1	1
<i>Amara (A.) convexior</i> Stephens, 1828	G	90	33	1	0	28	28
<i>Amara (A.) familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	O	10	4	0	0	3	3
<i>Amara montivaga</i> (Sturm, 1825)	O	1	0	0	0	1	0
<i>Amara (A.) nitida nitida</i> Sturm, 1825	G	3	3	0	0	0	0
<i>Amara (A.) ovata</i> (Fabricius, 1792)	O	21	4	0	0	4	13
<i>Amara (Z.) plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	O	42	14	12	4	1	11
<i>Amara (A.) pulpani</i> (Kult, 1949)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	O	18	0	0	0	0	18
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	O	622	132	76	60	80	274
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	O	1	1	0	0	0	0
<i>Badister (B.) bullatus</i> (Schrank, 1798) = <i>bipustulatus</i> (Fabricius, 1792) nec (Fabricius, 1775)	O	9	3	0	0	1	5
<i>Badister (B.) lacertosus</i> Sturm, 1815	G	73	25	0	1	9	38
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius, 1779)	O	1	0	0	0	1	0
<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)	O	4	0	0	0	4	0
<i>Bembidion (M.) lampros</i> (Herbst, 1784)	O	661	364	27	92	157	21
<i>Bembidion lunulatum</i> (Fourcroy, 1785)	O	5	0	0	0	5	0
<i>Bembidion (P.) obtusum</i> Audinet-Serville, 1821	O	60	3	8	1	47	1
<i>Bembidion (B.) quadrimaculatumquadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)	O	67	10	12	17	28	0
<i>Bembidion (B.) tetracolum tetracolum</i> (Say, 1823)	O	180	31	2	5	141	1
<i>Brachinus explodens</i> (Duftschmid, 1812)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Bradycellus caucasicus</i> (Chaudoir, 1846)	G	1	0	0	0	0	1
<i>Calathus (C.) fuscipes fuscipes</i> (Goeze, 1777)	O	151	53	78	14	6	0

<i>Calathus (N.) melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	O	49	11	11	23	1	3
<i>Carabus (A.) cancellatus cancellatus</i> Illiger, 1798 = <i>excisus</i> Dejean, 1826	G	16	4	6	0	2	4
<i>Carabus (T.) convexus convexus</i> Fabricius, 1775	G	132	1	12	10	84	25
<i>Carabus (C.) granulatus granulatus</i> Linnaeus, 1758	O	188	29	37	1	53	68
<i>Carabus (O.) hortensis</i> Linnaeus, 1758	F	77	12	22	10	2	31
<i>Carabus (A.) nemoralis nemoralis</i> O. F. Müller, 1764	F	253	31	6	19	91	106
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	O	3	0	1	0	1	1
<i>Cychrus (C.) caraboides caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	G	9	3	5	0	0	1
<i>Demetrius atricapillus</i> (Linnaeus, 1758)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Dolichus halensis</i> (Schaller, 1783)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Dromius schneideri</i> (Crotch, 1871) = <i>marginellus</i> (Fabricius, 1794) nec (Herbst, 1794)	F	1	1	0	0	0	0
<i>Epaphius secalis secalis</i> (Paykull, 1790)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Harpalus (H.) affinis</i> (Schrank, 1781) = <i>aeneus</i> (Fabricius, 1775) nec (De Geer, 1774)	O	16	4	7	0	3	2
<i>Harpalus atratus</i> (Latreille, 1804)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Harpalus (H.) honestus</i> (Duftschmid, 1812)	O	10	2	3	0	0	5
<i>Harpalus (H.) latus</i> (Linnaeus, 1758)	G	24	11	1	0	0	12
<i>Harpalus (H.) luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	O	11	6	1	0	1	3
<i>Harpalus (H.) quadripunctatus</i> (Dejean, 1829)	F	43	17	7	0	0	19
<i>Harpalus (H.) rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	O	25	12	2	0	3	8
<i>Harpalus (H.) tardus</i> (Panzer, 1797)	O	109	55	10	1	7	36
<i>Leistus (L.) ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	O	5	3	1	1	0	0
<i>Licinus (L.) depressus</i> (Paykull, 1790)	G	17	3	1	6	3	4
<i>Loricela pilicornis pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	G	10	7	2	0	0	1
<i>Masoreus wetterhali</i> (Gyllenhal, 1813)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	O	17	17	0	0	0	0
<i>Nebria (N.) brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	G	22	2	1	1	0	18
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1799)	F	19	3	3	2	5	6
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	O	69	6	4	8	23	28
<i>Ophonus</i> sp.(Dejean)	G	2	1	1	0	0	0
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	G	8	4	1	0	1	2
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	O	11	6	0	0	0	5
<i>Philorhizus notatus</i> (Stephens, 1827)	G	4	0	0	0	4	0
<i>Platynus (P.) assimilis</i> (Paykull, 1790)	G	336	84	28	6	120	98
<i>Poecilus (P.) cupreus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	O	1080	365	47	30	236	402
<i>Poecilus (P.) versicolor</i> (Sturm, 1824) = <i>coerulescens</i> auct. nec (Linnaeus, 1758)	O	959	388	19	9	250	293
<i>Pseudoophonus (P.) griseus</i> (Panzer, 1797)	O	12	0	11	0	1	0
<i>Pseudoophonus (P.) rufipes</i> (De Geer, 1774) = <i>pubescens</i> (O. F. Müller, 1776)	O	808	188	536	6	4	74
<i>Pterostichus (M.) melanarius melanarius</i> (Illiger, 1798)	O	2522	1767	595	73	22	65

= <i>vulgaris</i> auct. nec (Linnaeus, 1758)							
<i>Pterostichus (P.) niger niger</i> (Schaller, 1783)	F	349	151	165	5	1	27
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	O	1	0	0	1	0	0
<i>Pterostichus (B.) oblongopunctatus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	F	285	109	5	9	64	98
<i>Pterostichus (P.) strenuus</i> (Panzer, 1797)	O	81	14	1	5	33	28
<i>Pterostichus (A.) vernalis</i> (Panzer, 1796)	O	11	7	0	2	1	1
<i>Stomis pumicatus pumicatus</i> (Panzer, 1796)	O	2	2	0	0	0	0
<i>Syntomus foveatus</i> (Fourcroy, 1785)	O	4	1	0	1	1	1
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)	O	12	8	0	0	2	2
<i>Synuchus vivalis vivalis</i> (Illiger, 1798) = <i>nivalis</i> (Panzer, 1797) nec (Paykull, 1790)	O	21	4	15	2	0	0
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)	O	318	17	57	219	23	2
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)	F	1	0	0	0	0	1

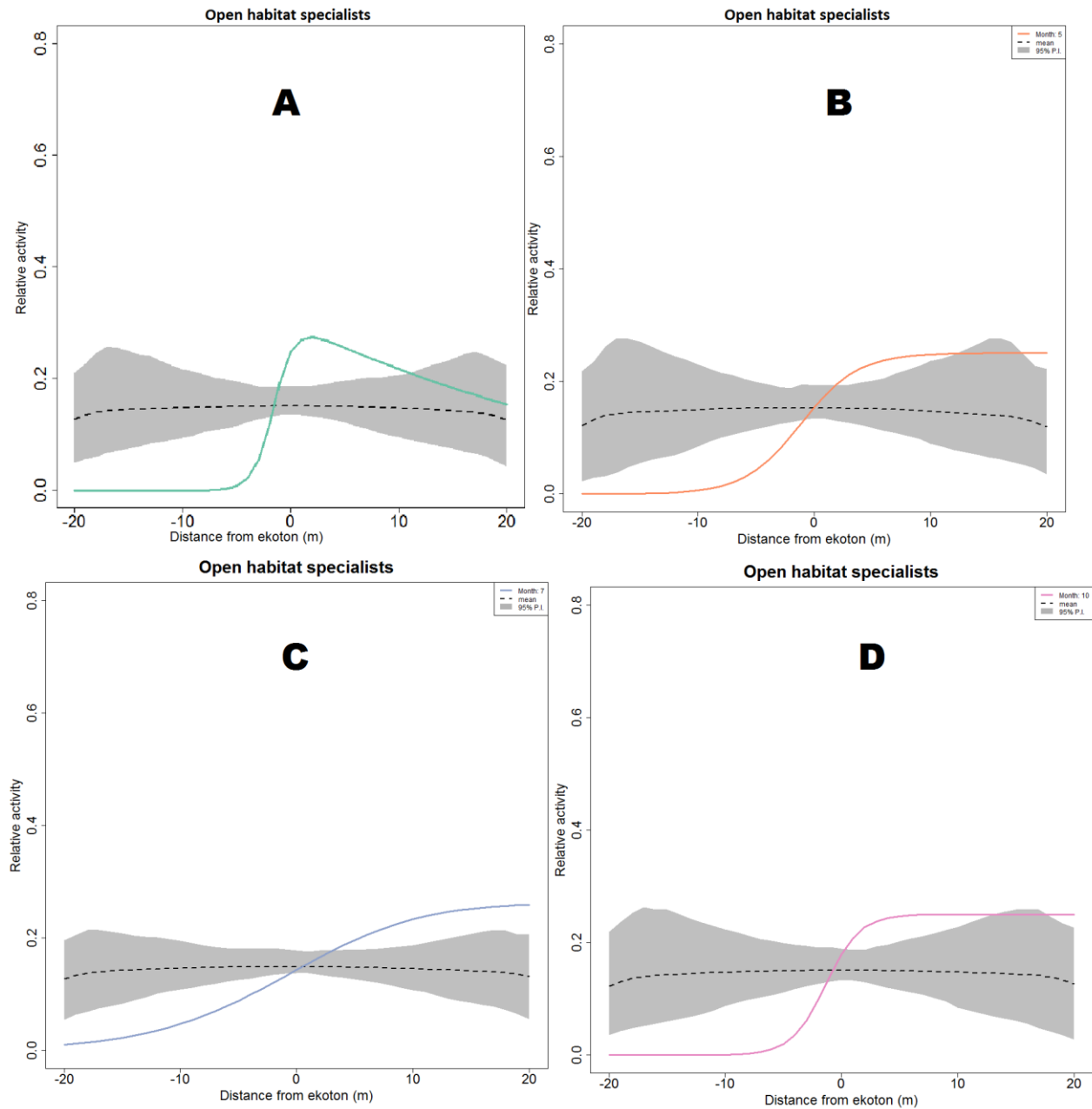
Příloha 2 – Výskyt jedinců lesních a polních druhů

Obrázek č.16 - Relativní počty jedinců - lesní druhy, rozdělené podle doby sběru



Na horizontální ose je vyznačena pozice na transektu, respektive vzdálenost od středu transektu – nalevo od středu mimoprodukční biotopy, napravo polní biotopy. Vertikální osa udává relativní počty jedinců pro lesní druhy. Šedé plochy označují konfidencí intervaly. Podle barev jednotlivých křivek rozlišujeme identitu doby sběru: (A) zelená – brzké jaro, (B) oranžová – pozdní jaro, (C) modrá – léto a (D) růžová podzim. Černá křivka určuje střední hodnotu konfidencního intervalu.

Obrázek č.17 - Relativní počty jedinců - druhy otevřené krajiny, rozdělené podle doby sběru



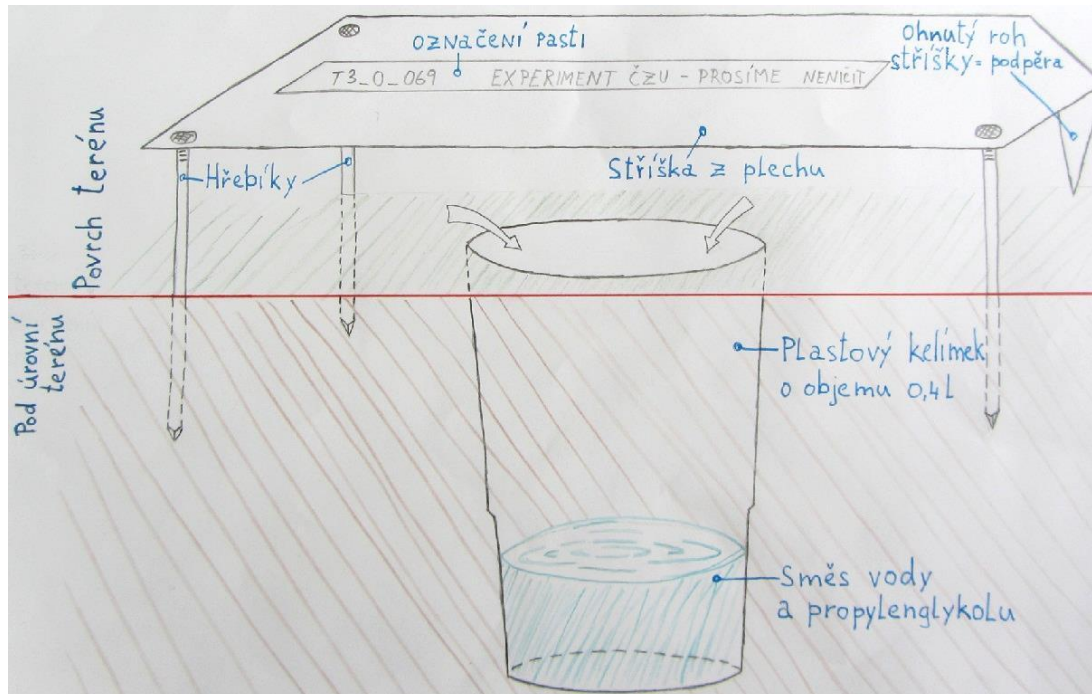
Na horizontální ose je vyznačena pozice na transektu, respektive vzdálenost od středutransektu – nalevo od středu mimoprodukční biotopy, napravo polní biotopy. Vertikální osa udává relativní počty jedinců pro druhy otevřené krajiny. Šedé plochy označují konfidenci intervaly. Podle barev jednotlivých křivek rozlišujeme identitu doby sběru: (A) zelená – brzké jaro, (B) oranžová – pozdní jaro, (C) modrá – léto a (D) růžová podzim. Černá křivka určuje střední hodnotu konfidenčního intervalu.

Příloha 3 - Rozmístění pastí a jejich design

Příloha 3a – Letecký snímek zájmového území. Upraveno v programu Malování, 2009. Podkladová mapa z CENIA.



Příloha 3b – Vlastnoruční náčrtek designu pasti s popisky



Příloha 3c – Past zakopaná na poli 18.6.2013



Příloha 4 – Fotodokumentace

Příloha 4a – Zakopávání pastí na poli na transektu T1 dne 14.3.2014



Příloha 4b – Zakopávání pastí v remízku na transektu T1 dne 14. 3. 2014



Příloha 4c – Past v lesním porostu dne 27.5.2014



Příloha 4d - Past naplněná směsí propylenglykolu, vody a nachytaných organismů



Příloha 4e – Determinace střevlíků v domácích podmínkách



Spatio-temporal distribution of carabid beetles around arable field-woodlot boundaries

Abstract (dodělat)

Introduction (kompletní)

Human activities significantly altered environment on the Earth at global scale and this process has been accelerated in the last century (Foley et al., 2005). Many European landscapes have been exposed to intensification of agriculture and only limited areas are still covered by low-intensity farming systems (van Apeldoorn et al., 2013; Robinson et Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001). For example, in the Czech Republic agricultural landscape covers about 53.5 % of the total area and majority of this area is covered by arable land (ca. 37.8 % of the total area; ČSÚ, 2016). The originally diverse, highly structured landscapes have been in many cases converted into much more uniform areas consisting almost solely of intensively used agricultural units and these changes resulted in biodiversity loss at least at a local scale (Hendrickx et al., 2007; Fahrig, 2003; Robinson et Sutherland, 2002).

Presence of non-crop habitat structures in intensively exploited agricultural landscape is crucial for survival of various animal taxa (Knapp et Rezac, 2015; Batary et al., 2012; Garibaldi et al., 2011; Hendrickx et al., 2007; Tschardtke et al., 2002). Moreover, many of these animals provide farmers with valuable ecosystem services e.g., pollination (Garibaldi et al., 2011) or pest suppression (Bianchi et al., 2006). Similar to many other animal taxa, also carabid beetle assemblages inhabiting agricultural landscapes are strongly affected by landscape structure (Knapp et Rezac, 2015; Aviron et al., 2005; Purtauf et al., 2005). Carabids are considered to be

beneficial organisms as they prey upon crop pests or consume weed seeds (Kotze et al., 2011; Holland, 2002). Moreover, carabids are really abundant in majority of agroecosystems and thus their ecosystem services are noticeable (Holland, 2002; Lövei et Sunderland, 1996).

Studies attempting to investigate detailed spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes have been focused mainly on their distribution around boundary between arable land and neighboring non-crop habitat (e.g., Leslie et al., 2014; Roume et al., 2011a; Saska et al., 2007; Lovei et al., 2006). Carabids inhabiting non-crop habitats could spillover into adjacent arable field and suppress there pest populations (Bianchi et al, 2006). Really, forest specialists seem to penetrate deeply into arable fields than open habitat specialists into woodlots (Roume et al., 2011a). Moreover, non-crop habitats are temporarily utilized also by carabids inhabiting neighboring arable fields. The most obvious case is aggregation of overwintering adults outside arable land in their boundaries with non-crop habitats (Roume et al., 2011b; Geiger et al., 2009; Andersen et al., 1997).

Majority of studies focused on spatial distribution of carabid assemblages in agricultural landscapes does not investigate temporal variability of observed patterns, although studies that have done it, frequently revealed temporal variation in carabid spatial distributions (e.g., Knapp et Rezac, 2015; Wamser et al., 2011; Oberg et Ekbom, 2006; Holland et al., 2005). Arable fields are extremely unstable habitats where vegetation cover varies strongly across the season and habitat properties are dramatically changed as a result of various large-scale disturbances, e.g., tillage, harvest or pesticide application. Thus it is not surprising that several researchers have been predicted strong effects of these changes in habitat quality on movement of animals inhabiting arable landscapes into or out of arable fields (Blitzer et al., 2012; Rand et al., 2006). Animals can move between habitats continuously or in other cases, they may arrive in pulses, which could be the case of disturbances taking place within arable fields (Anderson et al., 2008). Such pulses of animals immigrating from arable fields into neighboring natural habitats could negatively affect assemblages already living within these natural habitats (Rand et Louda, 2006).

In the present study, we investigated spatial distribution of carabid beetles around arable field-woodland boundaries throughout the season, i.e., in early spring, late spring, summer and in autumn. We were especially interested in temporal variation in relative distribution of carabid activity-density and species richness

along transects perpendicular to arable land-woodlot boundaries. Species were classified according to their habitat specialization and open habitat specialists, habitat generalists and forest specialists were analyzed separately to distinguish between effects caused by particular groups. We also aimed to analyze spatiotemporal variation in species composition of carabid assemblages around arable land-woodlot boundaries.

Materials and Methods (dodělat)

Sampling site

Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) were collected within two large arable fields situated in the Czech Republic, 6 kilometers southern from the Sedlčany town, between villages Nedrahovické Podhájí, Rovina and Vysoký Chlumeč (GPS coordinates of central part of the study area are 49°36'38.2"N, 14°24'44.1"E). These fields are quite unique due to the presence of a high number of non-crop habitat islands of various sizes within the fields, some even larger than 50 meters in diameter (see Supplementary Information [Figure S1](#) for aerial photography of the study area). The surface of the non-crop habitat islands protrudes slightly over the ambient terrain of arable land. Large non-crop habitat islands are predominantly covered by shrubs and trees. The most numerous species of shrubs were black elder (*Sambucus nigra*), snowberry (*Symphoricarpos albus*) and rose hip (*Rosa rugosa*). The most numerous trees were oaks (*Quercus robur* and *Quercus petraea*), acacia (*Robinia pseudoakacia*), pine (*Pinus sylvestris*) and ash (*Fraxinus excelsior*). Non-crop habitat islands are also covered by big stones, which probably preclude cultivation of these areas in the history. Two investigated arable fields were planted with different crops during sampling: winter barley (*Hordeum hexastichum*) and winter wheat (*Triticum aestivum*) in 2013 and winter wheat (*Triticum aestivum*) and rape (*Brassica napus*) in 2014. For detailed schedule of agricultural operations on particular fields see Supplementary Information [Table S1](#).

Data collection

To investigate spatiotemporal variation in activity-density, recorded species richness and recorded species composition of carabid assemblages around ecotones between arable land and forested non-crop habitat island, carabid beetles were sampled using pitfall traps. Pitfall traps were arranged in four transects crossing boundary between arable land and non-crop habitat. Each particular transect consisted of 7 sampling sites (distances from boundary), each sampling site consisted of 4 traps arranged in a row with 3 meters spacing between traps. Particular sampling sites were located 3, 10 and 20 meters far from the habitat boundary towards arable field interior, at the boundary between arable land and non-crop habitat island and 3, 10 and 20 meters far from the habitat boundary towards forested non-crop habitat island interior (Figure 1). In total, 112 pitfall traps were operated at once during each particular sampling period.

Employed pitfall traps were made of 0.4 liter plastic cups buried to the soil, with the cup rim flushed with the soil level. Plastic cups were filled with 0.15 liter of preservative fluid, which was made of 1 part of propylene glycol and 3 parts of water mixture. This preservative fluid seems to be efficient in carabid beetle sampling and relatively harmless to nature (Knapp et Růžička, 2012). Traps were covered by roof made of aluminum sheet to preclude trap flooding during rainfalls and protect traps against damages caused by large mammals (e.g., wild boars and deers). Roofs were placed 5 centimeters over the plastic cups using three long nails penetrating roof corners.

Carabid beetles were sampled throughout the whole season during 5 discontinuous sampling periods in 2013 and 2014 to provide complex picture of seasonal variance in carabid spatial distribution around arable land-forested non-crop habitat boundaries. Timing of particular sampling periods were selected to match major phenological phases of crop/arable land development (crop growth, crop ripeness, harvested field, tilled field, overwintered seedlings) and to avoid trap collisions with agricultural mechanization during management operations within the fields. For detailed information on duration and timing of particular sampling periods joined to the information on agricultural operations taking place on particular field see Supplementary Information Table S1.

Pitfall trap samples processing

After removing of surplus preservation fluid by sieving were samples from each particular pitfall trap placed into plastic bags, marked with specific codes and transferred from the field to the laboratory at the Czech University of Life Sciences In Prague. Samples were subsequently frozen and stored until processing. At first step of laboratory processing, all carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) were sorted out of the pitfall trap samples. Subsequently, all adult carabids were identified to species based on morphological characters using identification guide written by Hůrka (1996).

For subsequent statistical analyses, samples originating from 4 pitfall traps within a particular sampling site were pooled together, which resulted in 28 pooled samples per sampling period. We decided that particular traps within a sampling site could be counted as pseudoreplications and pooled samples provide more complex picture of recorded assemblage inhabiting given distance from habitat boundary as a single trap provide too small scrap of reality (particular traps could be affected by fine microhabitat conditions in their near surrounding and stochastic processes affecting un/successful hunting of particular individual could play major role in smaller samples).

It is important to note that several traps were destroyed during 2nd sampling period (24.7.2013 - 5.8.2013) by flooding and by unpremeditated crossing of tractor across the field. Thus we decided to perform following statistical analyses for limited undamaged dataset consisting of early summer (1st), autumn (3rd), early spring (4th) and late spring (5th) sampling periods.

Statistical analyses

For the purpose of the following analyses, the species were classified by their habitat preferences to open habitat specialists, forest specialists and habitat generalists based on the published knowledge on their habitat use (Hůrka 1996).

Martinovy analýzy

Three ecologically distinct groups (forest specialist, generalists and open habitat specialists, see XXX) were analyzed separately. Count data were standardized to unit sum per transect by period block to avoid confusion by difference in sampling effort and overall differences in ground-beetle activity between periods. Spatial distribution of the ground-beetles on the transects and its seasonality was than fitted by logistic curves with pre-defined fundamental,

ecologically meaningful shapes – Huisman-Olff-Fresco models (HOF) (Huisman et al. 1993), as implemented in eHOF package for R (R Core Team 2015, Jansen and Oksanen 2013). We a priori constrained evaluated model types to plateau (type III), unimodal symmetric (type IV) or asymmetric (type V), with model type selection based on 100 times bootstrapped model deviance. To obtain confidence intervals we performed permutation test, where we fitted HOF curves on 999 randomized sets of values, mixing values from all sampling periods without replication, but keeping the number of traps per distance constant. Then we calculated 2.5 and 97.5 percentiles of the fitted values and compared it to with fitted curves for single periods.

To analyse changes in species composition of carabid assemblages along distance gradient perpendicular to arable field-woodlot boundary, canonical correspondence analysis (CCA) was employed and significance of distance to arable field-woodlot boundary was tested using randomisation test. Distance to arable field-woodlot boundary was used as independent environmental variable, transect identity was used as covariate and permutation scheme was set to allow to permute samples only within particular transect within particular sampling period. This restricted permutation scheme thus resulted in 16 blocks (unique transect x sampling period combinations) between which samples were not exchanged during permutation test.

To analyse changes in species composition of carabid assemblages in time, canonical correspondence analysis (CCA) was employed and significance of sampling period was tested using randomisation test. Sampling period identity was used as independent environmental variable, transect identity was used as covariate and permutation scheme was set to allow to permute only complete transect between particular sampling period. This restricted permutation scheme thus resulted in 16 blocks (unique transect x sampling period combinations) within which samples were not exchanged during permutation test, but sampling period identities were exchanged between blocks within particular transect.

To analyse spatiotemporal changes in species composition of carabid assemblages, i.e. interaction between time and distance to arable field-woodlot boundary, canonical correspondence analysis (CCA) was employed and significance of the interaction was tested using randomisation test. Interaction between time and distance to arable field-woodlot boundary was used as independent environmental

variable and transect identity, time and distance to arable field-woodlot boundary were used as covariates. Permutation scheme was set to allow to permute samples within particular transect and also to permute sampling period identity. This restricted permutation scheme thus resulted in 16 blocks (unique transect x sampling period combinations) within which samples were exchanged during permutation test and also sampling period identities were exchanged within particular transect.

To visualise temporal shifts in carabid assemblages originating from particular distances along transects placed perpendicularly to arable field-woodlot boundary, detrended correspondence analysis (DCA) was employed. Samples were classified according to the position on the transect (-20 m, -10 m, -3 m, 0 m, 3 m, 10 m, 20 m) within resulting ordination diagram and these originating from the same transect were connected by lines to highlight temporal changes of respective carabid assemblages.

Data were log-transformed ($\log_{10}(x+1)$) prior multivariate statistical analyses and rare species with less than 4 specimens collected were excluded from analyses, resulting in dataset constituted by 55 species. Permutation tests applied to direct multivariate analyses (CCAs) were performed using 499 permutations plus the original one data matrix (species x environment). All multivariate analyses were performed using Canoco for Windows 5.0 software (Smilauer Leps 2014).

Results(dodělat)

In total, 10 270 carabid beetles of 83 species was collected. It was 4079 individuals and 60 species in the first period (P1), 1874 individuals and 52 species in the second period (P2), 650 individuals and 33 species in the third period (P3), 1638 individuals and 53 species in the fourth period (P4) and 2029 individuals and 56 species in the last fifth period (P5). For details see Table T1 in the supplementary.

Forest specialists showed stable preference of forest environment throughout the year (Figure 1 and Figure 2). For open habitat specialists we found distinct spatial pattern in the spring, where the beetles were aggregated at the ecotone compared to general preference of open habitat (Figure 4 and Figure 5). Generalists showed high fluctuations in response shapes, with preference of ecotone as the most common type (Figure 3). The preference of the ecotone was most pronounced at the autumn (period S3).

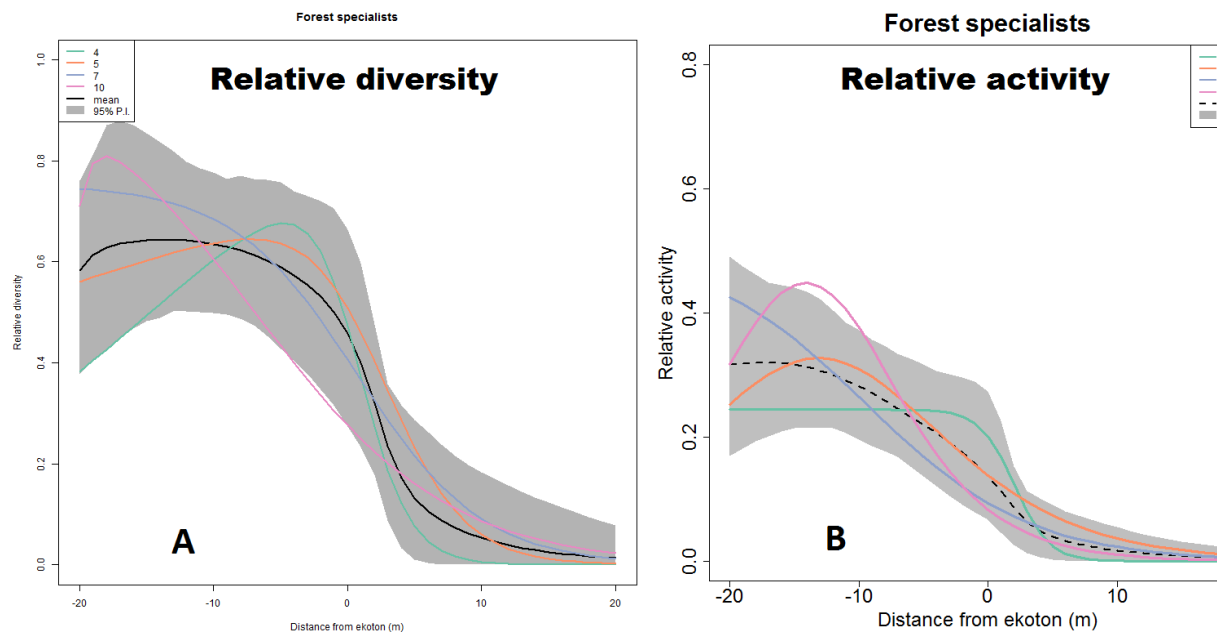


Fig.1 - Relative numbers of species (A) and individuals (B) for forest specialists.

Horizontal axis denotes the position on transect, respectively the distance from the ecotone – left side to non-crop habitat, right side to field. Vertical axis determinates relative numbers of species (A) and individuals (B) of the forest specialists. Grey areas are the confidence intervals. Colours of curves means identity of data collection: green – early spring, orange – late spring, blue – summer and pink – autumn. Black curve shows the mean of the confidence interval.

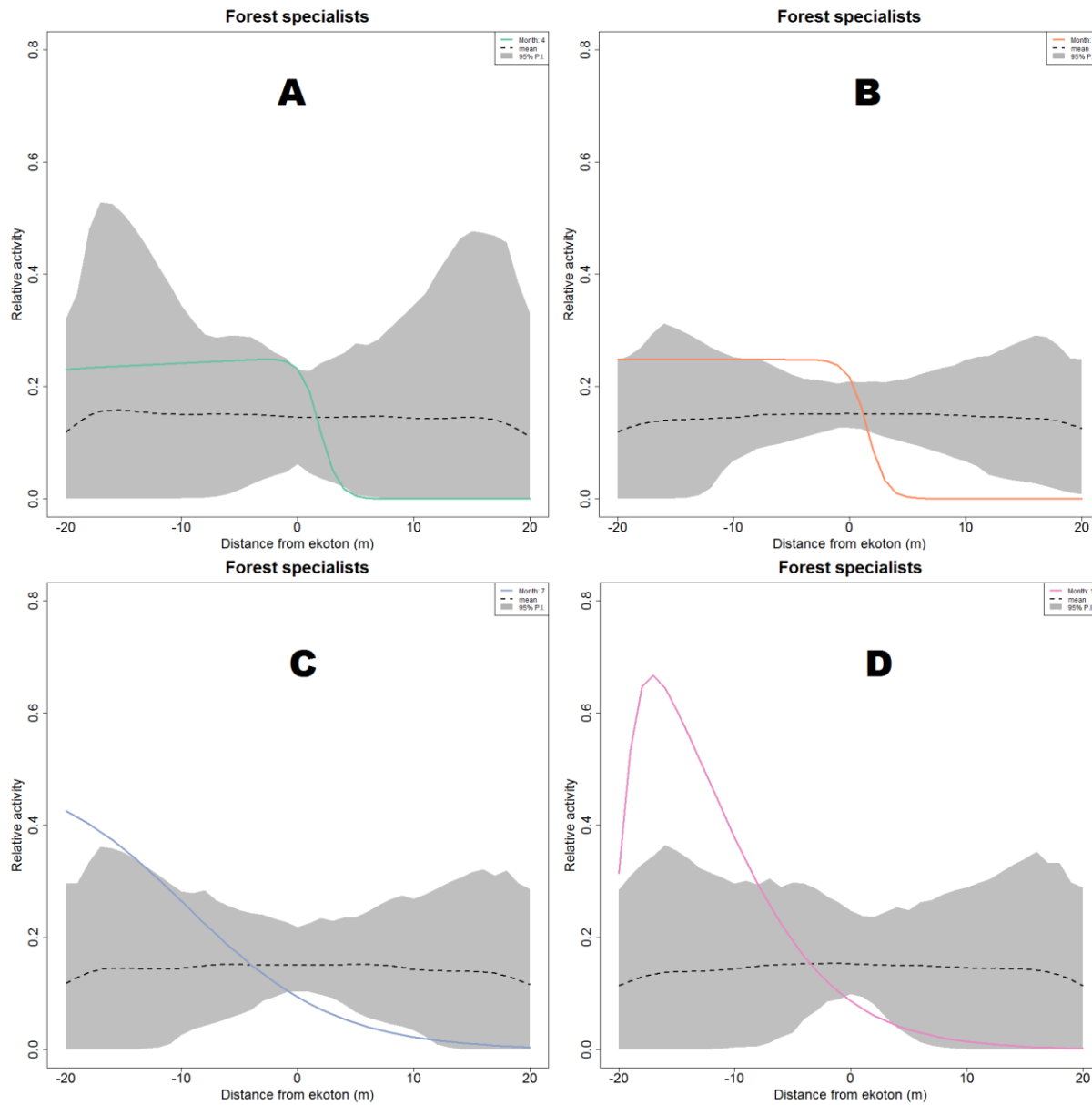


Fig.2 - Relative numbers of individuals of forest specialists, splitted according to time period. Horizontal axis denotes the position on transect, respectively the distance from the ecotone – left side to non-crop habitat, right side to field. Vertical axis determinates relative numbers of individuals of the forest specialists. Grey areas are the confidence intervals. Colours of curves means identity of data collection: (A) green – early spring, (B) orange – late spring, (C) blue – summer and (D) pink – autumn. Black curve shows the mean of the confidence interval.

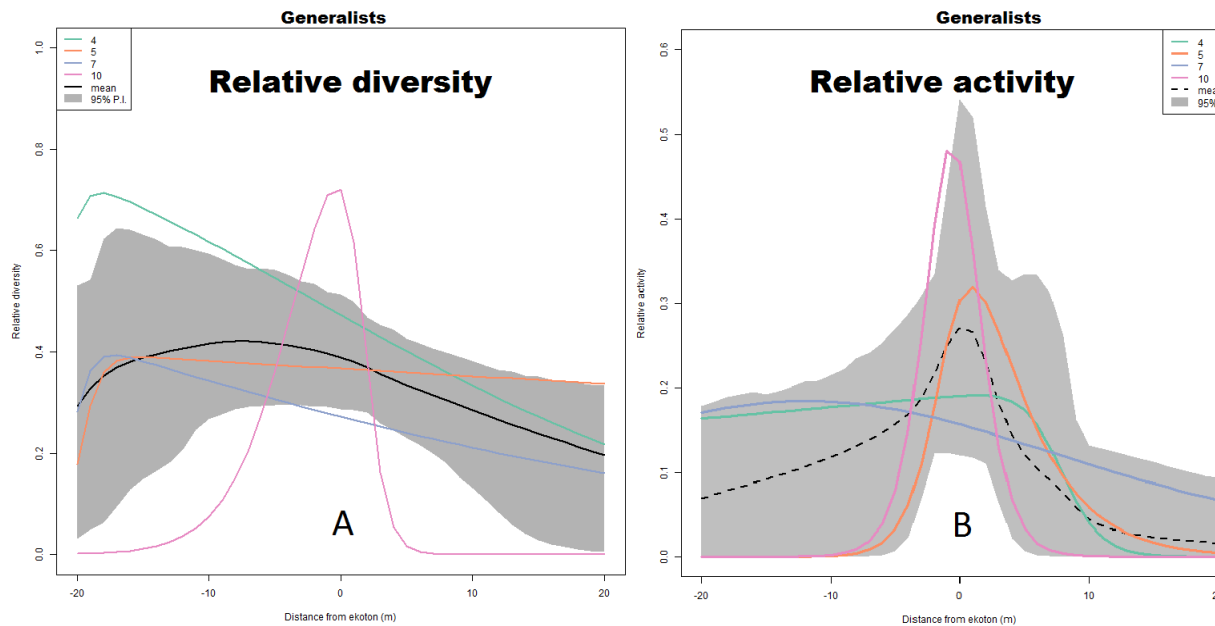


Fig.3 - Relative numbers of species (A) and individuals (B) for generalists.

Horizontal axis denotes the position on transect, respectively the distance from the ecotone – left side to non-crop habitat, right side to field. Vertical axis determinates relative numbers of species (A) and individuals (B) of the generalists. Grey areas are the confidence intervals. Colours of curves means identity of data collection: green – early spring, orange – late spring, blue – summer and pink – autumn. Black curve shows the mean of the confidence interval.

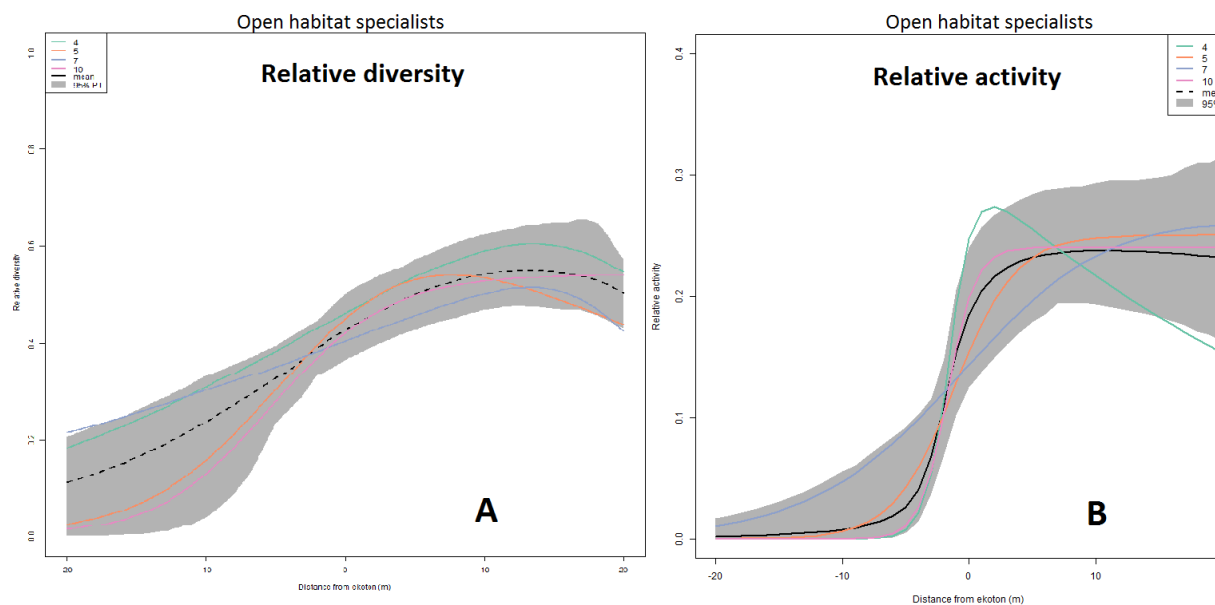


Fig.4 - Relative numbers of species (A) and individuals (B) for open habitat

specialists. Horizontal axis denotes the position on transect, respectively the distance from the ecotone – left side to non-crop habitat, right side to field. Vertical axis determinates relative numbers of species (A) and individuals (B) of the open habitat specialists. Grey areas are the

confidence intervals. Colours of curves means identity of data collection: green – early spring, orange – late spring, blue – summer and pink – autumn. Black curve shows the mean of the confidence interval.

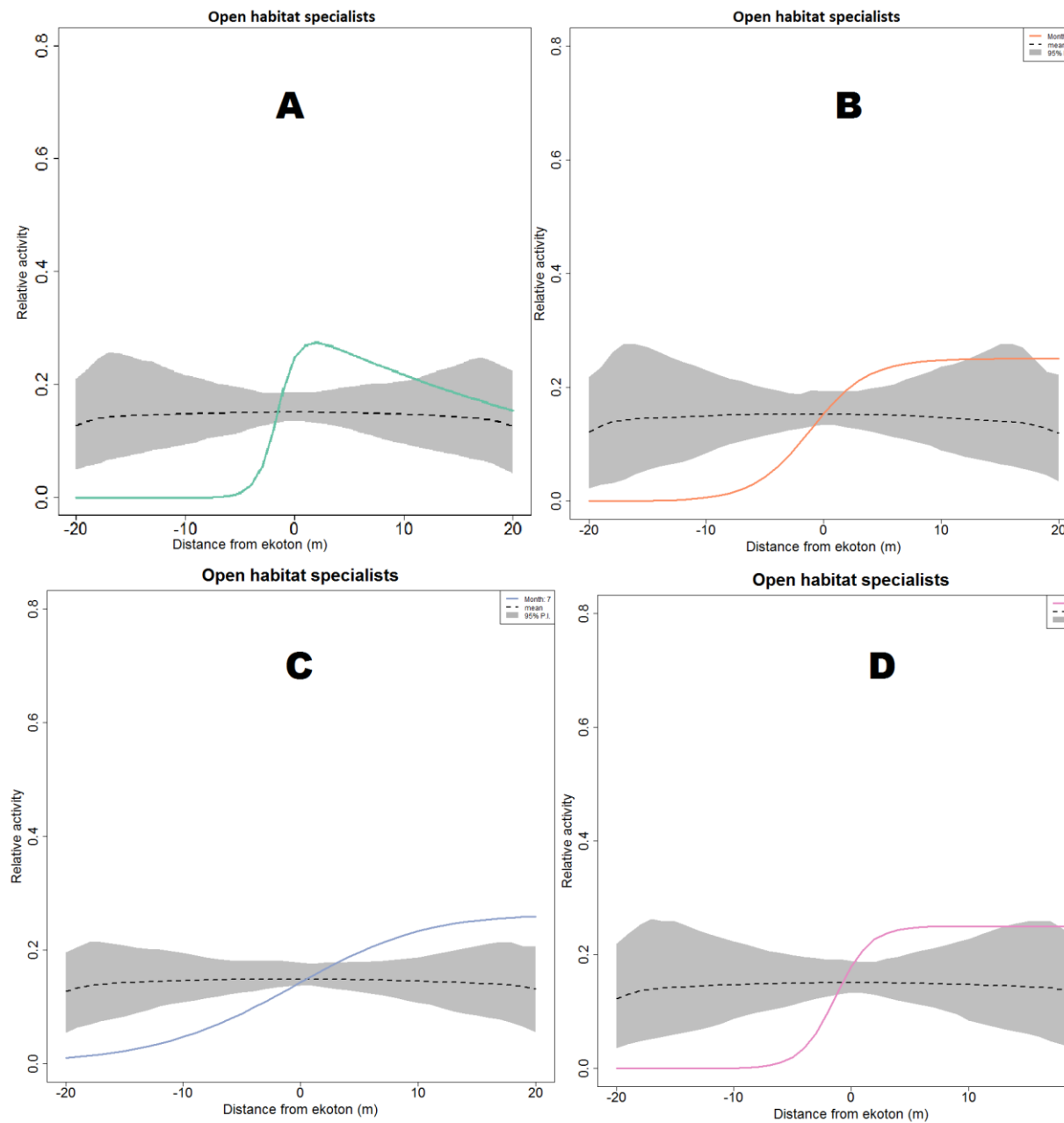


Fig.5 - Relative numbers of individuals of open habitat specialists, splitted according to time period. Horizontal axis denotes the position on transect, respectively the distance from the ecotone – left side to non-crop habitat, right side to field. Vertical axis determinates relative numbers of individuals of the open habitat specialists. Grey areas are the confidence intervals. Colours of curves means identity of data collection: (A) green –

early spring, (B) orange – late spring, (C) blue – summer and (D) pink – autumn. Black curve shows the mean of the confidence interval.

Species composition of carabid assemblages significantly varied along distance gradient perpendicular to arable field-woodlot boundary (partial CCA: pseudo-F = 10.8, P = 0.002, net variance explained = 9.2 %). Optima of occurrence of particular species are distributed along almost whole investigated distance gradient and habitat preferences observed in our study system are in congruence with published information on species habitat use (figure6 - CCA1).

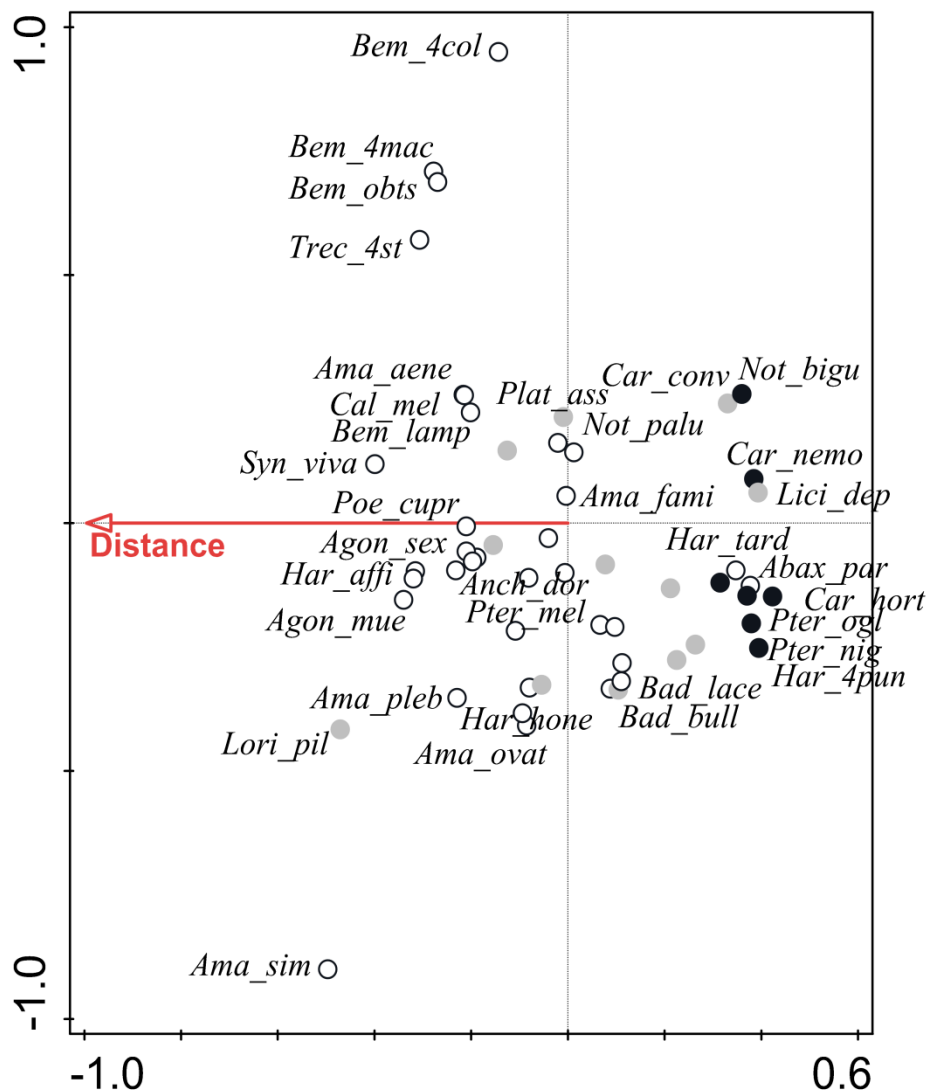


Fig. 6 – Spatial distribution of carabids along the transect in relation to habitat preference of particular species. The arrow shows direct from the forest to the field and describes total species habitat preference. White circles represent open habitat species, grey circles represent generalists and black circles represents forest specialists.

Species composition of carabid assemblages significantly varied in the time (partial CCA: pseudo-F = 5.8, P = 0.002, net variance explained = 14.1 %). Occurrence of forest specialist species seems to be more stable in time (these species occur near centre of the ordination diagram; Figure7 - CCA2) than habitat generalists and open habitat specialist species. Majority of species tend to be more represented during vegetation season (sampling periods P1 and P5), however there exist also species predominating in late autumn (P3), e.g., *Trechus quadristriatus*, which is given by its phenology. *T. quadristriatus* is autumn breeding species (Mitchell, 1963).

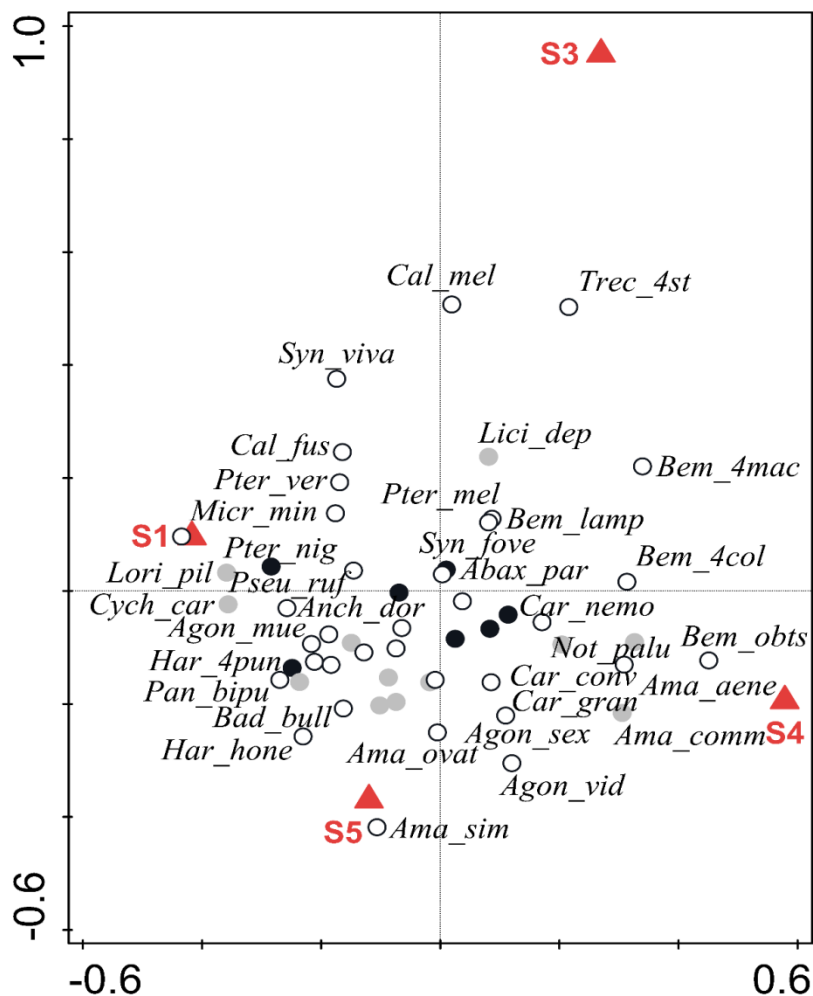


Fig.7 – Species composition of carabid assemblages in time. The red triangles are periods of data collection. White circles represent open habitat species, grey circles represent generalists and black circles represents forest specialists. Relationship between species and periods shows structure of assemblages in time.

There was also significant interaction between time and spatial distribution of carabid assemblages along distance gradient perpendicular to arable field-woodlot boundary (partial CCA: pseudo-F = 2.7, P = 0.002, net variance explained = 4.7 %; for effects on particular species see Supp. Info [Figure 8 - CCA3](#)). Shift in species composition of carabid assemblages in time were not synchronised between assemblages originating from various distances from arable field-woodlot boundary ([Figure DCA; for details see Supp. Info. Figure 9 - DCA1-4](#)). Especially assemblages originating from woodlot interior (10 or 20 meters away from habitat boundary) follow different trajectories than assemblages originating from arable land and habitat boundary, i.e. ecotone ([Figure DCA](#)).

Discussion (kompletně předělat)

In total of 83 species collected during the terrain experiment, to forest specialists belong 9 species, to generalists belong 21 species and to open habitat specialists belong 53 species.

In the present study, we investigated spatial distribution of carabid beetles around arable field-woodland boundaries throughout the season, i.e., in early spring, late spring, summer and in autumn. We were especially interested in temporal variation in relative distribution of carabid activity-density and species richness along transects perpendicular to arable land-woodlot boundaries. We also aimed to analyze spatiotemporal variation in species composition of carabid assemblages around arable land-woodlot boundaries during the year.

Selection of the suitable location for the terrain experiment was necessary. We chose agricultural landscape with wide arable fields containing non-crop habitats. Structure of the landscape and non-crop habitat character affect activity and species richness of organisms inhabiting rural landscape (Schweiger et al., 2005).

In our selected location, area of woodlots, boundaries and others non-crop habitats within arable field was in range from square meters to several ares. The bigger ones were chosen for our experiment because could provide suitable habitats for many kinds of species like edge (ecotone) or forest specialists. These non-crop habitats are used by many carabid beetles species for overwintering (Geiger, 2009). Considering to different traits in habitat preference could carabids response to the edge by different behavior. Many species are the habitat specialists and never cross the boundary of their habitat or even avoid it (Ries et al., 2004). Boundaries between fields and non-crop habitats are numerous and affect the ecological processes in both adjacent habitats (Roume et al., 2011). Species were classified according to their habitat specialization and open habitat specialists, habitat generalists and forest specialists (Hurka, 1996) were analyzed separately to distinguish between effects caused by particular groups.

Species composition of carabid assemblages significantly varied along distance gradient perpendicular to arable field-woodlot boundary. Number of species inhabiting non-crop habitats is not higher than in fields, it only differs in species composition (Knapp et Olivová, 2011). Optima of occurrence of particular species

are distributed along almost whole investigated distance gradient and habitat preferences observed in our study system are in congruence with published information on species habitat use (Figure 6 – CCA1).

Forest species occurred predominantly forest habitats and to adjacent field habitat moved at least. On the other side assemblages of open habitat species preferred field habitats, but some species occurred in the edge and in the woodlot. Generalists equally surrounded the boundary. This spatial distribution along the edge implies that species inhabiting the edge could exploit food offer and advantages of both adjacent habitat and could enhance species richness of field edges (Salek et al., 2005). Roume et al. (2011) investigated the distribution of carabids along boundary between field and woodlot. Depth of influence by adjacent habitat to assemblages of other habitat was lower to the woodlot (4.9 ± 2.3 m) and higher to the field (14.4 ± 12.3 m). Edge assemblages were formed by mixture of species from both adjacent habitats.

Species composition of carabid assemblages significantly varied in the. Occurrence of majority species was affected by vegetation season during the late spring and summer (datasets S5 and S1). This effect of time period of collection affected especially generalists and open habitat species (Figure 7). That could be caused by higher presence of pests on the arable field which represent food resource for carabids (Macfadyen et al., 2015). Full-grown crop attracts many pests and also many carabids who prey that (Rand et al., 2006). Different trend was observed for some species of open habitat which occurred in the autumn. Especially *Trechus quadristriatus* was collected abundantly in the autumn. The reason of this observed pattern is caused by its phenology because this carabid belongs to autumn breeders (Mitchell, 1963). The same pattern of time difference in presence of main number of spring breeders and autumn breeders observed also Kosewska et al. (2014). Occurrence of forest specialist species seems to be more stable in time.

There was also significant interaction between time and spatial distribution of carabid assemblages along distance gradient perpendicular to arable field-woodlot boundary which partially discover interactions between temporal and spatial claims of particular species (Figure 8). Shift in species composition of carabid assemblages in time were not synchronised between assemblages originating from various distances from arable field-woodlot boundary. Especially assemblages originating

from woodlot interior (10 or 20 meters away from habitat boundary) follow different trajectories than assemblages originating from arable land and habitat boundary, i.e. ecotone (Figure 9 - DCA).

If we focus only for number of individuals, for forest species we can see stable preference of forest habitats. The total number of individuals during the year seems to be stable (Figure 1B). If we aim to the particular periods (Figure 2), during the whole spring (A,B) are numbers of individuals still stable in the woodlot. But in the summer and especially in the autumn (C,D) raises numbers of individuals towards to centre of woodlot with the peak between 10 and 20 metres far from the boundary.

Generalists showed high fluctuations in response shapes, with preference of ecotone as the most common type (Figure 4 and Figure 5). The preference of the ecotone was for number of individuals most pronounced in the autumn (period S3). Ecotonal (edge) effect is beneficial for the agriculture because enables spreading of predators from non-crop habitats to fields (Roume et al., 2011b).

For open habitat specialists we found distinct spatial pattern in the spring, where the beetles were aggregated at the ecotone compared to general preference of open habitat (Figure 4 B and Figure 5A). This effect is due to overwintering of open habitat species in non-crop habitat. With regard to shift of the peak of abundance carabids into the field during next time periods, we can conclude that individuals overwintering in non-crop habitats colonise adjacent fields. Changes in number of individuals and species during the season have observed also Kosewska et al. (2014). They found that assemblages of carabids reached highest numbers of species and individuals in period of late spring and summer.

The results of experiment comparing number of individuals, species composition and spilling over of organisms from two different habitats – field and non-crop habitat – could be caused by different variables. The main reasons are time variability, food availability and phenology of particular species.

References (dodělat)

Andersen A., 1997: Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col, Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and their boundaries. *Journal of Applied Entomology* 121: 77 – 80.

Anderson, W., Wait, D., Stapp, P., 2008: Resources from another place and time: Responses to pulses in a spatially subsidized system. *Ecology* 89, 660–670.

Aviron S., Burel F., Baudry J., Schermann N., 2005: Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108: 205 – 217.

Batary P., Holzschuh A., Orci K.M., Samu F., Tschardtke T., 2012: Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 146: 130 – 136.

Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H., Tschardtke T., 2006: Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273: 1715 – 1727.

Blitzer E.J., Dormann C.F., Holzschuh A., Klein A.M., Rand T.A., Tschardtke T., 2012: Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146: 34 - 43.

ČSU, 2016: Česká republika od roku 1989 v číslech. [online], [cit. 2016-04-16]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/ceska-republika-od-roku-1989-v-cislech>.

Fahrig, L., 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487 – 515.

Foley J.A., DeFries R., Anser G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005: Global consequences of land use. *Science* 309: 570 – 574.

Garibaldi L.A., Dewenter, I.S., Kremen C., Morales J.M., Bommarco R., Cunningham S.A., Carvalheiro L.G., Chacoff N.P., Dudenhöffer J.H., Greenleaf S.S., 2011: Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062 – 1072.

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

Hendrickx F., Maelfait J.P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J. Herzog f., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R., 2007: How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340 - 351.

Holland J.M., 2002: *The Agroecology of Carabid Beetles*. Intercept, Andover, UK.

Holland J.M., Thomas T.F.G., Birkett T., Southway S., Oaten H., 2005: Farm-scale spatiotemporal dynamics of predatory beetles in arable crops. *Journal of Applied Ecology* 42: 1140 – 1152.

Huisman J., Olf H., Fresco L.F.M., 1993: A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science* 4: 37 – 46.

Hurka K., 1996: *Carabidae of the Czech and Slovak Republics / České a Slovenské republiky*. Kabourek, Zlín, 565 s.

Jansen F., Oksanen J., 2013: How to model species responses along ecological gradients – Huisman–Olf–Fresco models revisited. *Journal of Vegetation Science*. Doi: 10.1111/jvs.12050 © 2013 International Association for Vegetation Science.

Knapp M., Ruzicka J., 2012: The effect of pitfall trap construction and preservative on catch size, species richness and species composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology* 109: 419 – 426.

Knapp M., Rezác M., 2015: Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: Distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. PLoS ONE 10(4): e0123052. doi:10.1371/journal.pone.0123052

Kotze D.J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R., Zetto T., 2011: Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. ZooKeys 100: 55 – 148.

Leslie T.W., Biddinger D.J., Rohr J.R., Hulting A.G., Mortensen D.A., Fleischer S.J., 2014: Examining Shifts in Carabidae Assemblages Across a Forest-Agriculture Ecotone. Environmental Ecology 43: 18 – 28.

Lövei G.L., Sunderland K.D., 1996: Ecology and Behavior of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). Annual Review of Entomology 41: 231 - 256.

Lovei G.L., Magura T., Tothmeresz B., Kodobocz V., 2006: The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. Global Ecology and Biogeography 15: 283 – 289.

Mitchell B., 1963: Ecology of two carabid beetles, *Bembidion lampros* (Herbst) and *Trechus quadristriatus* (Schrank). I. Life cycles and feeding behaviour. Journal of Animal Ecology 32: 289 – 299.

Oberg S., Ekblom B., 2006: Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. Annals of Applied Biology 149: 203 – 211.

Purtauf T., Roschewitz I., Dauber J., Thies C., Tschardt T., Wolters V., 2005: Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. Agriculture Ecosystems and Environment 108: 165 - 174.

RCore Team, 2015: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rand T.A., Tylianakis J.M., Tschardt T., 2006: Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. Ecology Letters 9: 603 – 614.

Rand T.A., Louda S.A., 2006: [Spillover](#) of agriculturally subsidized predators as a potential threat to native insect herbivores in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 20:1720 - 1729.

Robinson R.A., Sutherland W.J., 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157 - 176.

Roume A., Deconchat M., Raison L., Balent G., Quin A., 2011a: Edge effects on ground beetles at the woodlot–field interface are short-range and asymmetrical. *Agricultural and Forest Entomology* 13: 395 - 403.

Roume A., Quin A., Raison L., Deconchat M., 2011b: Abundance and species richness of overwintering ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are higher in the edge than in the centre of the woodlot. *European Journal of Entomology* 108: 615 - 622.

Salek, M., Ruzicka, J., Mandak, B., 2005: *Ekologie. Lesnická práce*, Praha, 121s

Saska P., Vodde M., Heijerman T., Westerman P., van der Werf W., 2007: The significance of a grassy field boundary for the spatial distribution of carabids within two cereal fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 427 – 434.

Smilauer P., Leps J., 2014: *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*. Cambridge University Press, Cambridge, 373s.

Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., de Snoo G.R., Eden P., 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337 – 365.

Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C., 2002: Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354 – 363.

van Apeldoorn D.F., Kempen B., Sonneveld M.P.W., Kok K., 2013: Co-evolution of landscape patterns and agricultural intensification: An example of dairy farming in a traditional Dutch landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 172: 16 – 23.

Wamsler S., Dauber J., Birkhofer K., Wolters V., 2011: Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera:

Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144: 235 – 240.

Supplementary (dodělat)

Table T1 - Complete list of all carabid Beetles sampled in particular periods (P). Species are classified according to their habitat preferences as forest species (F), generalists (G) and open habitat species (O) based on the published knowledge on their habitat use (Hůrka 1996).

Species	Habitat	Individuals	P1	P2	P3	P4	P5
<i>Abax (A.) parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	F	52	11	7	6	6	22
<i>Agonum afrum</i> (Duftschmid, 1812)	G	1	0	0	0	1	0
<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	G	2	2	0	0	0	0
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	O	10	5	0	0	1	4
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	O	191	19	18	0	57	97
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	O	11	0	1	0	3	7
<i>Amara (A.) aenea</i> (De Geer, 1774)	O	10	3	0	0	7	0
<i>Amara (C.) aulica</i> (Panzer, 1797)	O	2	0	2	0	0	0
<i>Amara (C.) bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Amara (A.) communis</i> (Panzer, 1797)	G	6	1	0	0	4	1
<i>Amara (B.) consularis</i> (Duftschmid, 1812)	O	4	2	0	0	1	1
<i>Amara (A.) convexior</i> Stephens, 1828	G	90	33	1	0	28	28
<i>Amara (A.) familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	O	10	4	0	0	3	3
<i>Amara montivaga</i> (Sturm, 1825)	O	1	0	0	0	1	0
<i>Amara (A.) nitida nitida</i> Sturm, 1825	G	3	3	0	0	0	0
<i>Amara (A.) ovata</i> (Fabricius, 1792)	O	21	4	0	0	4	13
<i>Amara (Z.) plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	O	42	14	12	4	1	11
<i>Amara (A.) pulpani</i> (Kult, 1949)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	O	18	0	0	0	0	18
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	O	622	132	76	60	80	274
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	O	1	1	0	0	0	0
<i>Badister (B.) bullatus</i> (Schrank, 1798) = <i>bipustulatus</i> (Fabricius, 1792) nec (Fabricius, 1775)	O	9	3	0	0	1	5
<i>Badister (B.) lacertosus</i> Sturm, 1815	G	73	25	0	1	9	38
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius, 1779)	O	1	0	0	0	1	0
<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)	O	4	0	0	0	4	0
<i>Bembidion (M.) lampros</i> (Herbst, 1784)	O	661	364	27	92	157	21
<i>Bembidion lunulatum</i> (Fourcroy, 1785)	O	5	0	0	0	5	0
<i>Bembidion (P.) obtusum</i> Audinet-Serville, 1821	O	60	3	8	1	47	1
<i>Bembidion (B.) quadrimaculatum quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)	O	67	10	12	17	28	0
<i>Bembidion (B.) tetracolum tetracolum</i> (Say, 1823)	O	180	31	2	5	141	1
<i>Brachinus explotens</i> (Duftschmid, 1812)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Bradycellus caucasicus</i> (Chaudoir, 1846)	G	1	0	0	0	0	1
<i>Calathus (C.) fuscipes fuscipes</i> (Goeze, 1777)	O	151	53	78	14	6	0
<i>Calathus (N.) melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	O	49	11	11	23	1	3

<i>Carabus (A.) cancellatus cancellatus</i> Illiger, 1798 = <i>excisus</i> Dejean, 1826	G	16	4	6	0	2	4
<i>Carabus (T.) convexus convexus</i> Fabricius, 1775	G	132	1	12	10	84	25
<i>Carabus (C.) granulatus granulatus</i> Linnaeus, 1758	O	188	29	37	1	53	68
<i>Carabus (O.) hortensis</i> Linnaeus, 1758	F	77	12	22	10	2	31
<i>Carabus (A.) nemoralis nemoralis</i> O. F. Müller, 1764	F	253	31	6	19	91	106
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	O	3	0	1	0	1	1
<i>Cychrus (C.) caraboides caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	G	9	3	5	0	0	1
<i>Demetrias atricapillus</i> (Linnaeus, 1758)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Dolichus halensis</i> (Schaller, 1783)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Dromius schneideri</i> (Crotch, 1871) = <i>marginellus</i> (Fabricius, 1794) nec (Herbst, 1794)	F	1	1	0	0	0	0
<i>Epaphius secalis secalis</i> (Paykull, 1790)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Harpalus (H.) affinis</i> (Schrank, 1781) = <i>aeneus</i> (Fabricius, 1775) nec (De Geer, 1774)	O	16	4	7	0	3	2
<i>Harpalus atratus</i> (Latreille, 1804)	G	1	0	1	0	0	0
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	O	1	0	0	0	0	1
<i>Harpalus (H.) honestus</i> (Duftschmid, 1812)	O	10	2	3	0	0	5
<i>Harpalus (H.) latus</i> (Linnaeus, 1758)	G	24	11	1	0	0	12
<i>Harpalus (H.) luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	O	11	6	1	0	1	3
<i>Harpalus (H.) quadripunctatus</i> (Dejean, 1829)	F	43	17	7	0	0	19
<i>Harpalus (H.) rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	O	25	12	2	0	3	8
<i>Harpalus (H.) tardus</i> (Panzer, 1797)	O	109	55	10	1	7	36
<i>Leistus (L.) ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	O	5	3	1	1	0	0
<i>Licinus (L.) depressus</i> (Paykull, 1790)	G	17	3	1	6	3	4
<i>Loricela pilicornis pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	G	10	7	2	0	0	1
<i>Masoreus wetterhali</i> (Gyllenhal, 1813)	O	1	0	1	0	0	0
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	O	17	17	0	0	0	0
<i>Nebria (N.) brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	G	22	2	1	1	0	18
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1799)	F	19	3	3	2	5	6
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	O	69	6	4	8	23	28
<i>Ophonus</i> sp. (Dejean)	G	2	1	1	0	0	0
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	G	8	4	1	0	1	2
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	O	11	6	0	0	0	5
<i>Philorhizus notatus</i> (Stephens, 1827)	G	4	0	0	0	4	0
<i>Platynus (P.) assimilis</i> (Paykull, 1790)	G	336	84	28	6	120	98
<i>Poecilus (P.) cupreus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	O	1080	365	47	30	236	402
<i>Poecilus (P.) versicolor</i> (Sturm, 1824) = <i>coerulescens</i> auct. nec (Linnaeus, 1758)	O	959	388	19	9	250	293
<i>Pseudoophonus (P.) griseus</i> (Panzer, 1797)	O	12	0	11	0	1	0
<i>Pseudoophonus (P.) rufipes</i> (De Geer, 1774) = <i>pubescens</i> (O. F. Müller, 1776)	O	808	188	536	6	4	74
<i>Pterostichus (M.) melanarius</i>	O	2522	1767	595	73	22	65

<i>melanarius</i> (Illiger, 1798) = <i>vulgaris</i> auct. nec (Linnaeus, 1758)							
<i>Pterostichus (P.) niger niger</i> (Schaller, 1783)	F	349	151	165	5	1	27
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	O	1	0	0	1	0	0
<i>Pterostichus (B.) oblongopunctatus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	F	285	109	5	9	64	98
<i>Pterostichus (P.) strenuus</i> (Panzer, 1797)	O	81	14	1	5	33	28
<i>Pterostichus (A.) vernalis</i> (Panzer, 1796)	O	11	7	0	2	1	1
<i>Stomis pumicatus pumicatus</i> (Panzer, 1796)	O	2	2	0	0	0	0
<i>Syntomus foveatus</i> (Fourcroy, 1785)	O	4	1	0	1	1	1
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)	O	12	8	0	0	2	2
<i>Synuchus vivalis vivalis</i> (Illiger, 1798) = <i>nivalis</i> (Panzer, 1797) nec (Paykull, 1790)	O	21	4	15	2	0	0
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)	O	318	17	57	219	23	2
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)	F	1	0	0	0	0	1

Fig.8 - CCA3

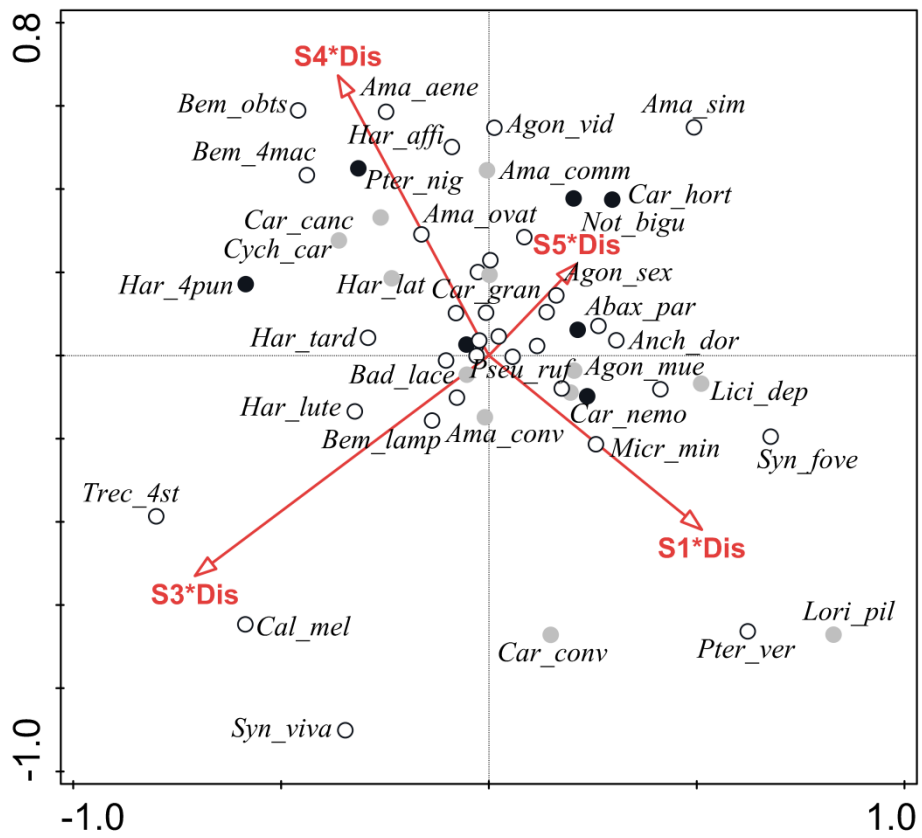


Fig.9 - DCA

