

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce:

**Jak podmiňuje charakter lesních okrajů
biodiverzitu v agrární krajině: vliv na distribuci
a početnost rozdílných skupin bioty**

Vypracovala: Iveta Bartůšková

Školitel: Ing. Martin Šálek, PhD., AV ČR
Konzultant: RNDr. Tomáš Kučera, PhD.

České Budějovice 2011

Bartůšková, I., 2011: Jak podmiňuje charakter lesních okrajů biodiverzitu v agrární krajině: vliv na distribuci a početnost rozdílných skupin bioty [How the pattern of forest edges affects biodiversity in agricultural landscape: influence on distribution and abundance on different groups of animals. Bc. Thesis, in Czech.] – 48 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Distribution and abundances of small mammals, birds and butterflies were studied on the forest edges with adjacent farmland. We tried to investigate influence of vegetation characteristic on these groups of animals. Another aim was to find correlation between taxas.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, 15. 12. 2011

Podpis

Poděkování:

Děkuji svému školiteli Martinovi za četné opravy mé práce, Kamilovi Z., Tomáši Kučerovi a Martinu K. za odborné rady a pomoc při psaní, Honzovi R. za půjčení pastí, Lucce D., Danče a Alče za pomoc v terénu. Alče a Danče ještě jednou za celkovou podporu a hlavně rodičům, kteří mě vždycky ve všem podporovali. Díky!

Obsah:

1. Úvod:	1
2. Okraje a okrajový efekt:	3
3. Vliv heterogenity prostředí na společenstva drobných savců (Mammalia: Rodentia).....	7
4. Literatura	12
5. Jak podmiňuje charakter lesních okrajů biodiverzitu v zemědělské krajině: vliv na distribuci a početnost rozdílných skupin bioty	17
5.1. Abstrakt	17
5.2. Úvod	17
5.3. Materiál a Metodika.....	19
5.4. Výsledky.....	24
5.5. Diskuze	32
5.6. Ochrannářské a managementové aplikace.....	34
6. Literatura	35
7. Přílohy	43

1. Úvod:

Zemědělská krajina střední a západní Evropy se za posledních pár století podstatně změnila a není tomu jinak ani na území České republiky. Během druhé poloviny minulého století se na našem území udály zásadní změny ve struktuře a využívání krajiny. Došlo k výraznému zvětšení obhospodařovaných ploch, k likvidaci významných krajinných prvků nezemědělské vegetace (např. remízky, meze, stromořadí), k rozorání a odvodnění pozemků niv a druhově pestrých luk a pastvin (Václavík 2006).

Mezi hlavní procesy ovlivňující dnešní kulturní krajinu patří urbanizace a suburbanizace, rozvoj dopravní infrastruktury, těžba surovin, intenzifikace ale i extenzifikace zemědělství (Lipský a Rompotl 2007). Intenzifikace zahrnuje přeměnu nezemědělské půdy na zemědělskou, redukci diverzity plodin a zvyšování produkce použitím hnojiv, pesticidů a introdukcí druhů pomáhající v kompetici proti škůdcům (Firbank a kol. 2008). Na druhé straně stojí extenzifikace, ke které dochází zatravňováním, zalesňováním či opuštěním pozemků, na nichž postupně dochází zarůstání, což má například za následek vymizení pestrých lučních společenstev a druhů vázaných na bezlesní plochy (Romportl a Chuman 2011). Oba tyto procesy vedou k homogenizaci zemědělské krajiny. Výsledkem tohoto působení člověka na krajinu je výrazný úbytek biodiverzity, který byl zdokumentován na mnohých společenstvech obratlovců i bezobratlých obývajících zemědělskou krajinu (Fanta 2001, Firbank a kol. 2008, Ryszkowski 2009).

Z pohledu druhového složení a rozmanitosti hraje důležitou roli krajinná struktura (Dunning a kol. 1992). Ke změnám ve struktuře krajiny dochází hlavně díky fragmentaci a homogenizaci. Fragmentace je definována jako proces, během kterého se velká plocha stanoviště přetvoří na několik menších plošek - fragmentů (Wilcove a kol. 1986). Tyto fragmenty mají různý tvar, menší velikost a jsou odděleny jiným habitatem než původním (Faaborg a kol. 1993). Fragmentace krajiny nejen že působí změny v krajinné struktuře, ale působí i změny biogeografické (Saunders a kol. 1991).

Nejnápadnějším negativním dopadem fragmentace je ztráta přirozeného prostředí nebo jeho zmenšení. To může vyvolat extinkci některých druhů, zvláště pak těch citlivějších na fragmentaci, jako jsou živočichové vyžadující původní, přirozený habitat, velké teritorium, existující v nízkých populačních hustotách, vyžadující specifické mikrohabitatové podmínky nebo špatně se rozptylující živočichové (Faaborg a kol. 1993, Saunders a kol. 1991). Druhy obývající široké spektrum různých habitatů a využívající různé potravní zdroje

(generalisté) přežijí spíše v menších plochách než živočichové s většími nároky na habitat a zdroje (specialisté) (Saunders a kol. 1991).

Při nedostačující velikosti či kvalitě plošky musí organismy hledat zdroje k přežití v ploškách jiného typu (Dunning a kol. 1992). K jejich propojení mohou sloužit různé struktury roztroušené vegetace jako jsou remízky, meze a aleje (Fahring a Merriam 1994). Kromě toho, že tyto struktury zvyšují krajinnou estetiku, slouží také k pohybu a disperzi živočichů nebo jako zdroje potravy i úkrytu (Saunders a kol. 1991). Nejsou-li však plošky dostatečně propojeny, jsou živočichové nuceni se pohybovat skrz matrix. Ta hraje důležitou roli, neboť ovlivňuje biodiverzitu v krajině, přežití jedinců, rozmnožování, mezidruhové interakce a dynamiku metapopulací a populací (Prevedello a Vieira 2010). Při extrémně nízké kvalitě se matrix může stát nepřekonatelnou bariérou (Fahrig a Merriam 1994). Takovou bariérou může být louka či pole pro bezobratlé živočichy (Saunders a kol. 1991).

Při úplné izolaci plošky může být zamezeno vstupu nových jedinců do plošky a u populace náchylné k častým fluktuacím, může dojít k vymření místní populace. Studium drobných hlodavců ukázalo, že imigrace je z hlediska zachování populace důležitým atributem (Blaustein 1981). Zda bude ploška znovu osídlena nezáleží jen na krajinných strukturách, ale i na disperzních vlastnostech, velikosti organismu a jeho fyzické zdatnosti (Fahring a Merriam 1994).

Přesto, že většina literatury se zabývá hlavně negativními dopady fragmentace na krajinu a organismy v ní, fragmentace může mít i pozitivní vliv. Například ve srovnávací studii vlivu fragmentace na biodiverzitu, Lenore Fahrig (2003) zjistila, že z poloviny zdokumentovaných studií měla fragmentace na organismy kladný vliv. Na velkých homogeních lesních plochách může fragmentací dojít ke zvýšení heterogenity prostředí, což je pro některé živočichy přínosné. Takovým příkladem je studie z atlantického lesa v Brazílii, kde po fragmentaci se zvýšila beta - diverzita drobných savců (Pardini 2004). Přínosem je fragmentace také pro živočichy, kteří potřebují ke svému vývoji více než jeden typ habitatu (např. vývojová stádia hmyzu), či tam, kde imigrace je důležitým prvkem populační hustoty (Fahrig 1997). Někteří živočichové habitatové okraje vyloženě vyhledávají a nacházejí na nich zdroje potravy a možnosti úkrytu (okrajový specialisté) (Ries a Sisk 2010).

2. Okraje a okrajový efekt:

Přechodová zóna mezi dvěma či více odlišnými ekosystémy se nazývá ekoton (Forman a Gordon 1993). Společenství na ekotonu jsou obvykle druhově bohatší, protože biota v krajině je závislá na heterogenitě krajiny a ekoton díky stýkání dvou či více ekosystémů právě tuto vlastnost splňuje (Lipský 1999). Kvalitativně nejvýraznější přechody vznikají na rozhraní pestrých ekosystémů, jako jsou např. les - pole, les - louka, louka - vodní plocha (Sklenička 2004).

Ekotony mohou mít různou strukturu a mezi hlavní charakteristiky patří šířka, výška a délka. Šířka ekotonů je jedním z nejdůležitějších faktorů determinujících jejich ekologickou hodnotu. Dle šířky je můžeme rozdělit na pozvolné - tj. široké a ostré - tj. úzké. Obecně lze doporučit, aby byly tak široké, jak je to v daném případě možné (Sklenička 2004). Vlnící či silně zakřivené okraje ekosystémů disponují největším ekologickým potenciálem. Pro přírodní krajinu jsou spíše typické právě pozvolné přechody se zakřivenými a zprohýbanými okraji (Forman a Gordon 1993). Ty vznikly dlouhodobým působením podmínek prostředí, neboli jsou determinované topografií, geomorfologií, geografickými, pedologickými podmínkami či klimatem, a jsou stabilní (Sklenička 2004). Pozvolný přechod lesního okraje přiléhajícího k pastvině je charakterizován bylinnou zónou z vnější strany lesního okraje (tzv. lem), poté následuje zóna keřů a nižších stromů (tzv. porostní plášť), na který navazuje zapojený porost (Forman a Gordon 1993). Jako příklad pozvolného ekotonu můžeme jmenovat horní hranici lesa (Sklenička 2004).

Narozdíl od pozvolných lesních okrajů představují ostré okraje náhlou změnu mezi výškou a diverzitou rostlin (Murcia 1995). Mohou vznikat buď přírodními disturbancemi nebo lidskými zásahy (Sklenička 2004). Ostré okraje ve tvaru přímých geometrických linií se vyskytují hlavně v intenzivně využívané krajině (Lipský 1999), ale mohou vznikat i přírodním způsobem a to např. působením ohně, větrem či přemnožením hmyzu (Harper a kol. 2005).

Dalšími charakteristikami okraje jsou výška, která je daná stratifikací vegetace a výškou porostu, délka, která zahrnuje i zakřivenost hranice okraje, a orientace okraje, tedy jeho expozice vůči slunečnímu záření. Jižně orientovaný okraj lesa na severní polokouli může obdržet tři až desetkrát více hodin přímého slunečního svitu v letním období než okraj orientovaný na sever (Sklenička 2004).

Mezi oběma ekotony dochází k výměně energie, materiálu a organismů (Cadennaso a

kol. 2003). Klimatické faktory, umístění, vlastnosti okraje a abiotické faktory určují kontrast mezi lesním a nelesním prostředím (Harper a kol. 2005). Tento kontrast je obzvláště patrný mezi ekosystémy oddělenými ostrým okrajem antropogenního původu (Murcia 1995).

Při vytvoření okraje dojde k degradaci vegetace a půdy v okolí, ke změně abiotických gradientů, a ke zpřístupnění okraje pro organismy, materiál (jako je pyl, semena, polutanty) a energii (Harper a kol. 2005). Vzniklé okraje pak podléhají náhlým změnám ve vegetační struktuře a změnám mikroklimatu (Sklenička 2004).

Odstraněním původní vegetace a nahrazením jí zemědělskými druhy s odlišnou fenologií a architekturou se pozmění radiační rovnováha. Zvýší se sluneční záření dopadající na půdu během dne, změní se albedo a stejně tak se zvýší radiace v noci (Saunders a kol. 1991). Větší míra slunečního záření zapříčiní vyšší evapotranspiraci, na okrajích postupně odumírají všechny druhy vnitřního prostředí lesa a vzniká více prostoru pro druhy světломilné (Murcia 1995). Hloubka průniku paprsků od okraje směrem do lesního prostředí je asi 50m (Sklenička 2004).

Rovněž teplota je během dne vyšší a v noci nižší než byla na původním stanovišti (Murcia 1995). Vzrůst teploty půdy může mít dopad na půdní mikroorganismy a počet a aktivitu bezobratlých živočichů. Ti mají vliv na dekompozici a zadržování vody v půdě, což způsobí změnu nutričního cyklu. Pozměněný nutriční cyklus dále působí na strukturu rostlin a nepřímo tak působí na větší faunu, která může ztratit zdroj obživy. Okrajová vegetace je také vystavena silnějšímu větru (Murcia 1995). Stromy, které rostly uvnitř lesa a nově se ocitly na okraji plochy postrádají podpůrný mechanismus proti silnému větru a tudíž mohou být snadno vyvráceny (Saunders a kol. 1991). Nahrazení pole či pastvin namísto dlouholetých hluboko kořenících druhů vyvolá i změnu ve vodním režimu. Zvýší se povrchový a podpovrchový odtok vody a sníží se půdní vlhkost (Kapos 1989, Saunders a kol. 1991). Změny v mikroklima se často na složení fauny a flóry neprojeví přímo. Tyto změny jsou většinou dlouhodobé a nevratné (Harper a kol. 2005, Miko a Hošek 2009).

Ve fragmentované krajině vzrůstá počet a délka habitatových okrajů a tím i okrajový efekt neboli „edge effect“ (Faaborg a kol. 1993). Termín okrajový efekt byl prvně použit Aldo Leopoldem (1933), jako místo o vysoké produktivitě a zvýšené biodiverzitě. Se zvýšením abundance a diverzity na okrajích vzrůstají také biotické reakce, jako např. zvýšení hnízdní predace a parazitizmu a více mezidruhových i vnitrodruhových interakcí (Faaborg a kol. 1993, Söderström a kol. 1998, Willson a kol. 2000, Chalfoun a kol. 2002). V souvislosti s okrajovým jevem se většinou však nehovoří pouze o interakcích mezi organismy

navzájem, ale i o rozdílnosti v abiotických podmínkách mezi ekosystémy (viz výše), jejich vzájemným ovlivňováním a vlivu na organismy (Murcia 1995).

Citlivost jednotlivých druhů i taxonů k habitatové fragmentaci je spojena s ekologickými charakteristiky jako je mobilita (Gehring a Swihart 2003), velikost domovských okrsků (Crooks 2002) či využívání různých potravních zdrojů (potravní oportunistus) (Saunders a kol. 1991, Gehring a Swihart 2003). Výskyt a využívání fragmentované krajiny je determinováno vysokou mírou ekologické plasticity a rychlou adaptací na nové podmínky skrz mikroevoluční změny. Druhy ve vztahu k fragmentaci vykazují směsici reakcí, a to pozitivní, negativní a neutrální (Murcia 1995, Ries a Sisk 2010). Některé práce se snaží porovnat vliv fragmentace či okrajového jevu na habitatové generalisty a specialisty. Druhy generalistů se zdají být méně ovlivněny izolací plošek nebo konektivitou než druhy specializované, které jsou více náchylné k úbytku habitatu (Zollner 2000). Podle Fahrig (1997) musí plocha obsahovat alespoň 20% z původního staviště, aby mohli habitatoví specialisté přežít. Přežívání populací ve fragmentované krajině proto závisí na schopnosti druhů migrovat mezi jednotlivými fragmenty s různou nabídkou potravních zdrojů či toků genů mezi jednotlivými subpopulacemi (Andrén 1994, Hilty a kol 2006).

Také je obecně známo, že lovná zvěř a pěvci se nacházejí na okrajích ve větších počtech, zatímco habitatový specialisté se okrajům vyhýbají (Ries a Sisk 2010). Stále častěji se však tyto hypotézy vyvrací, protože jmenované skupiny často vůbec na okraj dle těchto tvrzení nereagují (Villard 1998, Baker a kol. 2002). Většina prací se však shoduje na zvýšené abundanci hnízdních predátorů a parazitů na okrajích lesa a v koridorech než uvnitř lesa (Andrén a Angelstam 1988, Söderström a kol. 1998, Willson a kol. 2001, Chalfoun a kol. 2002). Jsou to skupiny ptáků (Söderström a kol. 1998, Willson a kol. 2001, Chalfoun a kol. 2002), hadů (Chalfoun a kol. 2002) i drobných savců (Söderström a kol. 1998, Willson a kol. 2001, Storch a kol. 2005).

Fahrig (2003) se domnívá, že v tropickém pásmu má fragmentace větší vliv na biotu než v pásmu mírném. Naopak Harper a kol. (2005) ve své studii uvedli, že okrajový vliv má neobyčejně velký rozsah právě v temperátním klimatu kontinentální Evropy a má menší důsledky v lesích, které jsou strukturně více heterogenní. V krajině charakteristické právě různorodým složením se nachází více druhů adaptovaných na okraj a okrajový vliv na ně nepůsobí nijak značně.

Důsledky okrajového vlivu na organismy jsou již studovány po desetiletí a jsou stále velice populární, neboť okrajů v krajině stále přibývá. V intenzivně obdělávané homogenní

zemědělské krajině navíc mohou fragmenty a jejich okraje významně zvyšovat heterogenitu a spolu s ní i biodiverzitu. Studie zabávající se okrajovým efektem v zemědělské krajině jsou tak klíčové k pochopení, jak struktura krajiny ovlivňuje distribuci druhů a tím jsou důležitou součástí ochrany přírody (Harper a kol. 2005).

3. Vliv heterogenity prostředí na společenstva drobných savců (Mammalia: Rodentia)

Drobní savci jsou důležitým článkem ekosystému. Jsou významnými škůdci v lesních a polních ekosystémech, ale mohou také sloužit jako efektivní prostředky k rozptylu semen, mykorhizních hub a bakterií fixujících dusík, které ovlivňují diverzitu rostlin (Sieg 1987, Šťastný a kol. 2010). Konzumací bezobratlých ovlivňují jejich početnost v lesním prostředí (Zabel a Antony 2003). Také jsou důležitou kořistí pro mnohé predátory jako jsou plazi, ptáci a šelmy, a tak změny v populaci drobných savců mohou ovlivnit i populaci jejich predátorů (Sieg 1987). Drobní savci se velice rychle adaptují na změny prostředí. Proto jsou často používanou modelovou skupinou obratlovců ke studiím zabývajících stavem životního prostředí (Golley a kol. 1975, Barnett a Dutton 1995).

Krajinná heterogenita a fragmentace

Mnoho studií dokládá, že s komplexitou habitatu vzrůstá i diverzita živočichů s tím, že komplexnější habitat poskytuje více nik k využití (Marsh a Harris 2000, Pardini 2004, Suchomel 2007, Suchomel 2008). Habitatové preference jsou založené na ekologii a chování jednotlivých druhů (Kozakiewicz a kol. 1999), a tudíž různé skupiny živočichů potřebují různé druhy mikrohabitatů. Distribuce a diverzita drobných savců ve fragmentované krajině je ovlivněna strukturou krajiny na různých prostorových škálách. Studium vlivu charakteristik na menším prostorovém měřítku plošky (např. vegetační struktura) nemusí vždy vysvětlit variabilitu druhové bohatosti či abundanci drobných savců. Tu mohou ovlivnit i krajinné charakteristiky jako je konektivita, typ a rozloha matrix (Mazerolle and Villard 1999).

Heterogenita v krajinné struktuře je pro drobné savce velice důležitá. Ke zvýšení heterogenity v krajině může přispět i fragmentace a s ní spojené disturbance (Menzel a kol. 1999, Marsh a kol. 2001, Fahrig 2003, Pardini 2004). Díky fragmentaci se objeví nové niky, které mohou drobní savci využít například jako prostor pro úkryty (Marsh a Harris 2000). Důsledkem je často i zvýšená beta-diverzita (Pardini 2004). Kupříkladu malé izolované plošky pole zasazených do velké lesní matrix, mohou zvýšit druhovou bohatost drobných savců a dovolí lesním druhům využívat obě plochy a koexistovat s druhy otevřených ploch (Medellín a Equihua 1998).

Na fragmentaci bude jinak odpovídat živočich specializovaný na jeden určitý typ prostředí a jinak habitatový generalista (Fahrig a Merriam 1994, Nupp a Swihart 2000). Druhy specializované bývají více závislé na prostředí a tudíž na ně fragmentace má větší vliv (Nupp a Swihart 2000). Lesní specialisty většinou nenajdeme na okrajích ani v matrix, největší abundance dosahují uvnitř lesa (Pardini a kol 2009). Naproti tomu druhy generalistů mají menší požadavky na habitat a zdají se být méně ovlivněni izolací a konektivitou než druhy habitatových specialistů (Zollner 2000). Generalisti bývají naopak častější v menších ploškách, na lesních okrajích a v matrix, které poskytují různorodější prostředí a s ním i různorodější potravu (Menzel a kol. 1999, Pardini a kol. 2009).

Právě matrix je důležitým determinantem přežívání druhů ve fragmentované krajině. Typ matrix nepřímo ovlivňuje zvířata prostřednictvím vlivu na habitat a přímo tím, že v něm žijí a pohybují se skrz ní (Prevello a Vieira 2010). V intenzivně využívané zemědělské krajině mohou například opuštěná pole, louky a extenzivní louky být zpestřením jinak homogenní krajiny a poskytovat mnoha druhům drobných savců potravu i úkryt (Tattersall a kol. 2002, Panzacchi a kol. 2010). Schopnost drobných savců překonat matrix závisí na jejich disperzních schopnostech, velikosti a chování. Větší druhy jsou spíše schopní překonat matrix (Zollner 2000). Při nízké kvalitě a prostupnosti se matrix může stát pro menší či méně mobilní druhy drobných savců neproniknutelnou bariérou (Fahrig a Merriam 1994). Pro některé drobné savce může takovou být bariérou i pastvina (Santos-Filho a kol. 2008) nebo pole (Stevens a Husband 1998).

S fragmentací přibývá i množství okrajů. Ty mohou negativně ovlivňovat především lesní specialisty (Nupp a Swihart 2000, Santos-Filho a kol. 2008). Vlivem zvýšení heterogenity, však může dojít i ke zvýšení diverzity drobných savců na lesních okrajích (Tattersall a kol. 2002, Pardini 2004). Šířka okraje je jednou z nejdůležitějších charakteristik ve vztahu k biotě. Pozvolné okraje bývají spíše spojovány se zvýšenou abundancí a diverzitou drobných savců (Forman a Gordon 1993). Naopak ostrému okraji se mohou drobní savci vyhýbat (Stevens a Husband 1998). Některé studie však ukázaly, že na pozvolném okraji je menší abundance a diverzita než na okrajích ostrých (Wilson a kol. 2010), či nepotvrdily zvýšenou abundanci ani na jednom typu okraje (Kingston a Morris 2000).

Využití krajiny drobnými savci se liší i během roku (Tattersall a kol. 2002). Křovinaté struktury jsou důležité pro přezimování většiny drobných savců a poskytují první jarní potravu. V létě pak někteří dispergují za potravou do zemědělské plochy. Například

disperze u myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) záleží na typu vegetace pokrývající zemědělskou plochu. V zemědělských plochách je nejmenší množství potravy pro drobné savce po sklizni, a proto se opět uchylují do křovin (Ouin a kol. 2000).

Lokální heterogenita:

Stále více se ukazuje, že drobné savce neovlivňuje jen krajinná struktura a heterogenita v krajině, ale i jemnější habitové charakteristiky. Z mnoha studií se ukázalo, že vegetační struktura je důležitým determinantem pro drobné savce (Püttker a kol. 2008, Panzacchi a kol. 2010). Strukturně rozmanitý habitat spíše bude obsahovat větší množství potravních zdrojů a vhodných míst pro úkryt a nory (Silva a kol. 2005, Püttker a kol. 2008). Silva a kol. (2005) zjistili, že druhová bohatost a diverzita drobných savců je kladně spojena s druhovou bohatostí stromů, pokryvností bylin a mechu. Studie Marshe a Harrise (2000) odhalila rozdílné preference myšice křovinné a lesní. Míra zápoje, počet druhů stromů se semeny a spadnuté dřevo byly důležité predikátory pro myšici lesní (*Apodemus flavicollis*), zatímco výška a pokryvnost bylinného patra ovlivňovaly myšici křovinnou (*Apodemus sylvaticus*).

Ještě nižší prostorovou úroveň zaujímá mikrohabitatová struktura, díky níž si drobní savci vybírají své nory, denní stanoviště a domovský okrsek (Silva a kol. 2005, Püttker a kol. 2008). Silva a kol. (2005) zjistili, že nejdůležitější mikrohabitatová charakteristika pro výskyt drobných savců byla vlhkost půdy.

Nicméně se prokázalo, že různé druhy živočichů odpovídají na habitatové charakteristiky různých prostorových úrovní (Silva a kol. 2005). Některé druhy reagují spíše na mikrohabitatové a některé na makrohabitatové podmínky (Manson a kol. 1999, Silva a kol. 2005). Silva a kol. (2005) zjistili, že křeček dlouhoocasý (*Peromyscus maniculatus*), habitatový generalista, reagoval na mikrohabitatové i krajinné charakteristiky a norník rudohřbetý (*Clethrionomys gapperi*), habitatový specialista, reagoval jen na charakteristiky na mikrohabitatové úrovni.

Ukazuje se, že makro a mikrohabitatové podmínky jsou záležitostí preferencí konkrétního druhu. Proto jsou zde vybrány čtyři nejběžnější druhy našich drobných savců.

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) bývá zařazována do kategorie lesních specialistů (Tattersall a kol. 2002), nicméně mnohé recentní studie naznačují, že myšice lesní ve

fragmentované krajině obývá široké spektrum habitatů, včetně okrajových struktur (lesní okraje, koridory) (Šálek a kol. 2010). Konzumuje hlavně plody a semena lesních dřevin a bylin. Často loví i různé bezobratlé živočichy, jako například hmyz a slimáky (Anděra a Horáček 2005). Bylo zjištěno, že mikrohabitaové charakteristiky jako vlhkost půdy, pH, průměrné srážky a zimní teploty distribuci myšice neovlivňovali, zato letní teploty a pokryvnost lesní plochy byly dobrým prediktorem výskytu myšice lesní. Vysoké letní teploty ovlivňují produkci semen, a tak při nízkých teplotách mohou limitovat výskyt myšice lesní (Marsh a kol. 2001). Myšice se vyskytuje ve všech lesních věkových skupinách, ale mnohé studie se domnívají, že častější je ve vzrostlém lese než v mladém a v lesích s větší mírou zápoje a spadlých kmenů (Marsh a Harris 2000, Marsh a kol. 2001). Také byla častější v méně izolovaných plochách a svědčí jí i mírné narušení prostředí. Během roku se habitatové preference myšice lesní mírně liší. Na jaře spíše preferuje habitaty s větším počtem ovocných druhů stromů a stromů se semeny (Marsh a Harris 2000).

Myšice lesní tvoří sympatrické populace s myšicí křovinnou. Na většině těchto území bývá myšice lesní myšicí křovinnou potlačena. Marsh a kol. (2001) však zjistili, že na 15% všech ploch se sympatickými populacemi ve Velké Británii je myšice lesní častější než myšice křovinná.

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) hojně využívá otevřenou zemědělskou krajinu. Početná bývá i na okrajích lesních porostů a křovinatých struktur (Anděra a Horáček 2005, Butet a kol. 2006), ale vysoké hustoty dosahuje i na loukách či extenzivních loukách a v jejich blízkosti (Ouin a kol. 2000, Heroldová a kol. 2007, Panzacchi a kol. 2010). Stejně jako myšice lesní se živí plody, semeny a drobnými živočichy (Anděra a Horáček 2005). Nicméně bylo zjištěno, že myšice křovinná si také vybírá z hlediska potravy pestřejší (Kozakiewicz a kol. 1999, Marsh a kol. 2001) a různorodější habitaty charakteristické mozaikou různých otevřených a lesních ploch (Suchomel 2008). Početnost myšice křovinné v lesních plochách neovlivňuje věk stromů, ale bývá častější v habitatech s velkou pokryvností bylinného patra a hustších lesích (Marsh a Harris 2000, Miklos a Žiak 2002). V rozmnožovacím období si myšice křovinná vybírá spíše prostředí s vyšším bylinným patrem a menšími stromy (Marsh a kol. 2001, Panzacchi a kol. 2010). Na podzim bývá častější v plochách s větší mírou spadlých kmenů, jež nabízejí dostatek úkrytových a odpočinkových míst (Marsh a kol. 2001). Velikost plochy neovlivňuje ani myšici křovinnou ani lesní (Marsh a Harris 2000).

Norník rudý (*Myodes glareolus*) patří k nejhojnějším a nejběžnějším lesním druhům obývajícím různé druhy lesních porostů (Suchomel 2007, Anděra a Horáček 2005), lesní okraje (Tattersall a kol. 2002) a v některých místech se dokonce vyskytuje i v zemědělsky extenzivně využívaných lučních porostech (Panzacchi a kol. 2010). Jeho potravou bývají zjara zelené části rostlin, semena a klíčící semenáčky dřevin, v létě a na podzim k nim přibudou houby a lesní plody. Živočišná potrava může tvořit až třetinu jeho jídelníčku (Anděra a Horáček 2005). Norník rudý preferuje místa vyznačující se vysokou strukturální komplexitou a největší abundance dosahuje v heterogennějších plochách s jemnou škálou ekologických znaků. Byla u něj prokázána pozitivní asociace k lesům s mechem a borůvkám, většímu počtu bobulí a na plochách s velkou pokryvností vegetace (Panzacchi a kol. 2010). Prostorová distribuce norníka může být regulována i interspecifickými interakcemi a kompeticí s ostatními sympatickými populacemi drobných savců jako například myšicí lesní, která může při vyšších počtech ovlivnit populace norníka zabráním jeho ekologické niky (Marsh a kol. 2001, Suchomel 2007).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*) je typickým druhem otevřené krajiny, ale v dobách přemnožení vniká i do prosvětlených lesů. Základ jídelníčku tvoří zjara hlavně stonky a listy rostlin, později i semena, kořeny a oddenky. Doplňkově chytá hmyz a byl u něj zjištěn i kanibalismus (Anděra a Horáček 2005). Hojně využívá zemědělských ploch, kde jeho populace dosahuje vysoké hustoty hlavně v poli s ječmenem a pšenicí, které poskytují hraboši vhodný habitat k reprodukci (Heroldová a kol. 2007). Spíše ale preferuje travnaté plochy, ať už se jedná o pastviny, zatravněná pole či louky (Jacob a Hempel 2002, Aschwanden a kol. 2007, Heroldová a kol. 2007). Redukce výšky vegetace může ovlivňovat míru jeho predace (Jacob a Hempel 2002). Hraboše můžeme najít i v lesním prostředí, avšak se většinou jedná o drobné zatravněné plochy v blízkosti lesa. Keřové a stromové patro mají na hraboše spíše negativní vliv (Miklos a Žiak 2002). Těžiště jeho výskytu spočívá v nadmořských výškách 300-500 m, tedy v mírně teplé oblasti (Zapletal a kol. 2001).

4. Literatura:

- Anděra M., Horáček I. (2005). *Poznáváme naše savce*. Sobotáles. Praha.
- Andren H., Angelstam P. (1988). Elevated Predation Rates as an Edge Effect in Habitat Islands: Experimental Evidence. *Ecology* 69/2: 544-547.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71:355-66.
- Aschwanden J., Holzgang O., Jenni L. (2007). Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology* 13:2.
- Baker J. (2002). The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology* 83: 3048-3059.
- Barnett A., Dutton J., (1995). *Expedition Field Techniques. SMALL MAMMALS (excluding bats)*. Geography Outdoors: the centre supporting field research, exploration and outdoor learning. London.
- Blaustein A. R. (1981). Population fluctuations and extinctions of small rodents in coastal southern California. *Oecologia* 48:71-78.
- Butet A., Paillat G., Delettre Y. (2006). Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology* 21:449-461.
- Cadenasso M. L., Pickett S. T. A., Weathers K. C., Jones C. G. (2003). A Framework for a Theory of Ecological Boundaries. *BioScience* 53/8: 750-758.
- Crooks K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502.
- Dunning J. B., Danielson B. J., Pulliam H. R. (1992). Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65/1: 169-175.
- Faaborg J., Brittingham M., Donovan T., Blake J. (1993). Habitat Fragmentation in the Temperate Zone: A Perspective for Managers. 331-338 in *Status and management of neotropical Migratory birds* (OW Finch and P.W. Stengel, eds.). U.S. Department of Agriculture Forest Service Rocky Mountain Forest Range Experimental Station, General Technical Report. RM-229. Fort Collins, Colorado. Freeman, K. and B. Collins.
- Fahrig L., Merriam G. (1994). Conservation on Fragmented Populations. *Conservation Biology* 8/1: 50-59.
- Fahrig L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61/3: 603-610.
- Fahrig L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34:487-515.

- Fanta J. (2001). Česká krajina v evropských souvislostech. *Veronica* 15/4:14-16.
- Firbank L. G., Petit S., Smart S., Blain A., Fuller R. J. (2008). Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of Royal Society* 363: 777-87.
- Forman R. T. T., Gordon M. (1993). *Krajinná ekologie*. Academia. Praha. 114-116.
- Gehring T. M., R. K. Swihart. (2003). Body size, niche breadth, and ecological scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.
- Golley F. B., Petruszewicz K., Ryszowski L. (1975). *Small Mammals: Their Productivity and Population Dynamics*. Cambridge University Press. 1st edition.
- Harper K. A., Macdonald S. E., Burton P. J., Chen J., Brosnoff K. D., Saunders S. C., Euskirchen E. S., Roberts D., Jaiteh M. S., Esseen P. A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 19/3, 768-782.
- Heroldová M., Bryja J., Zejda J., Tkadlec E. (2007). Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 206–210.
- Hilty J. A., Lidicker W. Z., Merenlender A. M. (2006). *Corridor Ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press. Washington.: 323.
- Chalfoun A. D., Ratnaswamy M. J., Thompson F. R. (2002). Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. *Ecological Applications* 12/3: 858-867.
- Jacob J., Hempel N. (2003). Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Japan Ethological Society and Springer* 21:45–50.
- Kapos V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical ecology* 5: 173-185.
- Kingston S. R., Morris D. W. (2000). Voles looking for an edge: habitat selection across forest ecotones. *Canadian Journal of Zoology* 78/12: 2174-2183.
- Kozakiewicz M., Gortat T., Kozakiewicz A., Barkowska M. (1999). Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology* 14:391-400.
- Leopold A. (1933). *Game management*. Chas. Scribner's Sons. New York.
- Lipský Z. (1999). *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Karolinum. Praha. 35-86.

- Lipský Z., Romportl D. (2007). Typologie krajiny v Česku a zahraničí: stav problematiky, metody a teoretická východiska. *Geografie-Sborník ČGS* 112/1: 61-83.
- Manson R. H., Ostfeld R. S., Canham C. D. (1999). Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14: 355-367.
- Marsh A. C. W., Harris S. (2000). Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation* 92/3: 275-283.
- Marsh A. C. W., Poulton S., Harris S. (2001). The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review* 31: 203-227.
- Mazerolle M. J., Villard M.A. (1999). Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6: 117–124.
- Medellín R. A., Equihua M. (1998). Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Applied Ecology* 35: 13-23.
- Menzel M. A., Ford W. M., Laerm J., Krishond D. (1999). Forest to wildlife opening: habitat gradient analysis among small mammals in the southern Appalachians. *Forest Ecology Management* 114: 227-232.
- Miklos P., Žiak D. (2002). Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. *Folia Zoologica*. 51: 275–288.
- Miko L., Hošek M. (2009). Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 4-27.
- Murcia C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10/2: 58-62.
- Nupp T. E., Swihart R. K. (2000). Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81/2: 512-526.
- Quin A., Paillat G., Butet A., Burel F.(2000). Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 159–165.
- Panzacchi M., Linnell J. D. C., Melis C., Odden M., Odden J., Gorini L., Andersen R. (2010). Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest–farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259: 1536-1545.
- Pardini R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586.
- Pardini P., Faria D., Accacio G. M, Laps R. R., Mariano-Neto E., Paciencia M. L. B., Dixo M., Baumgarten J.(2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-

taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142: 1178–1190.

Prevedello J. A., Vieira M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205-1223.

Püttker T., Pardini R., Meyer-Lucht Y., Sommer S.(2008). Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants. Brazil, *BMC Ecology* 8: 9.

Ries L., Sisk T. D. (2010). What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos* 119: 1636-1642.

Romportl D., Chuman T. Současné změny struktury krajiny v České republice. Citováno 2011. Dostupné z <http://www.cenelc.cz/components/pages/ns/bin/fok03_romportl_zmeny_struktury_krajiny.pdf>.

Ryszkowski L. (2009). Influence of agricultural landscape structure on diversity of insect communities. *Polish Journal of Ecology* 57/4: 697-713

Santos-Filho M., da Silva D. J., Sanaiotti T.M. (2008).Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil, *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 703-710.

Saunders D. A., Hobbs R. J., Margules C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5/1: 18.

Sieg C. H. (1987). Small Mammals: Pests or Vital Components of the Ecosystem. Great Plains Wildlife Damage kontrol Workshop Proceedings. Paper 97.

Silva M., Hartlinga L., Opps S. B.(2005). Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada). Effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Conservation* 126: 556-568.

Sklenička P. (2004). Obnova mimoprodukčních funkcí zemědělské krajiny v procesu komplexních pozemkových úprav.

Söderström B., Pärt T., Rydés J. (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108-118.

Stevens S.M., Husband T.P. (1998). The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8.

Storch I., Woitke E., Krieger S. (2005). Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20: 927–940.

Suchomel J. (2007). Contribution to the knowledge of *Clethrionomys glareolus* populations

in forests of managed landscape in Southern Moravia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 53: 340-344.

Suchomel J. (2008). Contribution to the knowledge of *Apodemus sylvaticus* populations in forests of the managed landscape of southern Moravia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 54: 370-376.

Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F., Albrecht T. (2010). Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 98: 86-91.

Šťastný K., Bejček V., Zárybnická M. (2010). Využití predátorů v biologickém boji proti s drobnými savci na vyhlášených ptačích oblastech na Krušných horách. Citováno 2011. Dostupné z <http://www.lesy.cz/cs/download/gs/biologicka_ochrana_syc-web.pdf>

Tattersall F. H., McDonadl D. W., Hart B. J., Johnson. P., Manley W., Feber R. (2002). Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland?. *Journal of Applied Ecology* 39: 643-652.

Václavík T. (2006). *Ekologické zemědělství a biodiverzita*. Ministerstvo zemědělství ČR. Praha.

Villard M. A. (1998). On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *Auk* 115:801-805.

Wilcove D. S, McLellan C. H., Dobson A. P. (1986). Habitat fragmentation in temperate zone. *Conservation biology* 237-256.

Willson M. F., Morrison J. L., Sievig K. E., De Santo T. L., Santisteban L., Díaz I. (2001). Patterns of Predation Risk and Survival of Bird Nests in a Chilean Agricultural Landscape. *Conservation Biology* 15/2: 447-456.

Wilson J. W., Stirnemann R. L, Shaikh Z. S., Scantlebury M. (2010). The response of small mammals to natural and human-altered edges associated with Afriomontane forests of South Africa. *Forest Ecology and Management* 259: 926-931.

Zabel .C.J., Antony R.G. (2003). *Mammal Community Dynamics. Management and Conservation in the Coniferous Forests of Western North. United States of America* by Cambridge University Press. New York.

Zapletal M., Obdržálková, D., Pikula, J., Zejda, J., Pikula, J., Beklová, M., Heroldová, M., (2001). Hraboš polní *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) v České republice (základní poznatky z biologie, ekologie a omezování početnosti). CERM, Brno.

Zollner P.A. (2000). Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landscape ecology* 15: 523-533.

5. Jak podmiňuje charakter lesních okrajů biodiverzitu v zemědělské krajině: vliv na distribuci a početnost rozdílných skupin bioty

Autoři: Iveta Bartůšková, Martin Šálek, Tomáš Kučera, Kamil Zimmermann

Abstrakt:

Distribuce a početnost drobných savců, motýlů a ptáků byla studována v intenzivně využívané zemědělské krajině na lesních okrajích sousedících se zemědělskou půdou. Výzkum byl proveden od května do října 2010-2011 na 46 rozdílných lokalitách. Dále byl zkoumán výskyt a diverzita jednotlivých taxonů v závislosti na habitatové a vegetační charakteristice a závislost mezi taxony navzájem. Ani jedna ze studovaných skupin živočichů, nebyla vhodným bioindikátorem pro ostatní skupiny, nicméně byla zjištěna pozitivní korelace mezi druhovou diverzitou ptáků a savců. Výsledky dále ukazují, že skupina ptáků je ovlivňována pokryvností keřového patra a diverzitou patra bylinného, přítomností listnatých dřevin, jetelotravních porostů a negativně acidofilním charakterem vegetace. Drobní savci také kladně reagovali na procentuální zastoupení keřů, vliv kontextu okolí na drobné savce nebyl prokázán a acidofilní charakter vegetace měl negativní vliv na abundanci a diverzitu drobných savců. Na abundanci motýlů byl prokázán vliv bylinného patra a negativní vliv pokryvnosti stromového patra. Z charakteristik okolní vegetace byly pro početnost motýlů důležité listnaté dřeviny a květnaté louky. Mezofilní charakter vegetace pozitivně ovlivňoval druhové složení motýlů.

Klíčová slova: biodiverzita, drobní savci, ptáci, motýli, lesní okraje, okrajový efekt, bioindikační skupina, agrární krajina

Úvod:

Vliv člověka na krajinu se v posledních desetiletích významně zvýšil. V zemědělské krajině, dříve charakteristické velkou prostorovou rozmanitostí, došlo k výrazné homogenizaci a to především vlivem intenzifikace zemědělství, kdy došlo ke zvětšení obhospodařovaných ploch, unifikaci plodin a úbytku roztroušené nezemědělské vegetace (Firbank a kol. 2008, Miko a Hošek 2009, Romportl a Chuman 2011). Důsledkem těchto změn dochází k úbytku

přirozeného prostředí pro živočichy a s ním přirozeně i k úbytku biodiverzity (Miko a Hošek 2009). Zmenšením ploch vhodných pro organismy dochází ke zvětšení izolace plošek. Nízká propojenost plošek či nehostinné prostředí kolem plošky může omezit pohyb živočichů a tím vést k vymření populace (Faaborg a kol. 1993, Murcia 1995, Tischendorf a Fahrig 2000, Fahrig 2003).

Vlivem člověka ubývá biodiverzity v krajině a právě proto studie dokumentující vztah mezi strukturou habitatu a biotou v zemědělské krajině vzbuzují velký zájem (Firbank a kol. 2008). Tyto studie jsou důležitým zdrojem informací, jaké faktory ovlivňují různé druhy živočichů a jejich distribuci, a mohou tak přispět k lepší ochraně biodiverzity v zemědělské krajině.

Většina studií studujících biodiverzitu v zemědělské krajině se zabývá jedním konkrétním druhem či skupinou a to zejména skupinami dobře známými, snadno monitorovatelnými či patřícími k vlajkovým druhům (tzv. flagship species), který by mohl být takovým bioindikátorem pro celkovou diverzitu na různých prostorových úrovních (Noss 1990, Pearson a Cassola 1992, Ricketts a kol. 2002, Kati a kol. 2004). Vhodná bioindikační skupina by měla mít dobře známou ekologii, habitatové nároky a přesto by měla být citlivá na přeměny habitatů či na rozdílný management (Pearson and Cassola 1992, Gregory a kol. 2005). Klíčovou otázkou tohoto přístupu však zůstává, zda by daný druh/skupina mohl zastupovat široké spektrum nepříliš probádaných taxonů, a tak přispět k ochraně biodiverzity zemědělské krajiny. Výsledky takovýchto studií se různí, jedny dokazují, že skupiny mohou predikovat výskyt jiné skupiny (Robbins a Opler 1997, Blair 1999, Vessby a kol. 2000, Billeter a kol. 2008) a další studie tyto vztahy nezaznamenaly (Prendergast 1997, Robbins a Opler 1997, Lawton a kol. 1998, Jonsson a Jonsell 1999). Důvodem v rozdílnosti ve výsledcích může být zvolený výběr taxonu, prostorového měřítka, krajinné struktury i intenzity využívání studovaného území (Flather a kol. 1997, Blair 1999, Billeter a kol. 2008). Detailní výzkum prostorových korelacích mezi diverzitou a početností jednotlivých taxonů však ze zemědělské krajiny střední Evropy úplně chybí a ochrana přírody na mnohých místech je založena na ochraně dobře známých druhů či skupin, které však nemusí odrážet celkovou biodiverzitu.

Díky fragmentaci a to především antropogenního původu v krajině přibývá množství biotopových okrajů. Tyto struktury mohou pro mnoho živočichů znamenat zvýšení heterogenity v jinak homogenní zemědělské krajině (Šálek a kol. 2010). Na okrajích se oproti vnitřku lesa zvýší množství slunečního záření, změní se proudění vzdušné masy, a

taktéž je pozměněn i koloběh vody a prvků (Saunders a kol. 1991, Murcia 1995, Harper a kol. 2005). Všechny tyto jevy se projeví na struktuře a kompozici rostlin a poté i na distribuci a početnosti organismů - tzv. „edge effect“ (Murcia 1995, Harper a kol. 2005). Na okrajích, a to zejména těch pozvolných, dochází ke zvýšení diverzity a abundance mnohých skupin (Lipský 1999, Sklenička 2004). Kupříkladu mikrohabitatová heterogenita okraje zvýší množství různých mikrohabitatů, zdrojů a nik k využití (Menzel a kol. 1999). Celkově vyšší heterogenita krajiny přispívá k vyšší diverzitě a abundanci jednotlivých druhů jako jsou ptáci (Benton a kol. 2003), motýli (Erkoos a kol. 2010) a drobní savci (Marsh a kol. 2001, Fahrig 2003).

Cílem předkládané bakalářské práce je zdokumentovat distribuci a početnost vybraných skupiny bioty, a to motýlů (*Lepidoptera*), ptáků (*Aves*) a drobných savců (*Rodentia*), na lesních okrajích sousedících se zemědělskou krajinou (jižní Čechy). Dále zjistit vegetační a habitatové charakteristiky, které determinují výskyt jednotlivých taxonů a zda by některá z uvedených skupin mohla být vhodným bioindikátorem pro ostatní skupiny. Získané výsledky by měly sloužit k určení vhodnosti managementových zásahů orientovaných na ochranu a podporu biodiverzity v zemědělské krajině.

Materiál a Metodika

Charakteristika sledovaného území

Studované území zahrnuje 450 km² intenzivně využívané zemědělské krajiny lokalizované na jihovýchodním výběžku Českokbudějovické pánve, jižní Čechy, Česká Republika. Vybrané území bylo v posledních 60 letech výrazně modifikováno vlivem intenzivního zemědělského hospodaření. Nejvýraznější změny se odehrály ve struktuře krajiny, a to především tím, že došlo k redukci rozptýlené zeleně a ploch s nezemědělskou půdou, ale i ve změnách v zemědělském hospodaření, což mělo za následek zvýšení podílu hnojiv v půdě (Boucníková a Kučera 2005).

Podnebí je mírné kontinentální s průměrnou roční teplotou asi 7.8°C a průměrné roční srážky činí okolo 620 mm (Culek 1995). Reliéf tohoto regionu je mírně zvlněný s nadmořskou výškou od 380 do 650 m.n.m. Pro krajinu je typické intenzivní zemědělství s dominancí polních struktur (45 %), produkčních lučních porostů a extenzivních pastvin (15%). Krajina je dále zastoupena lesními porosty (30 %), četnými rybníky (5%) a drobnými

vesnickými sídly (5%).

Polní struktury mají průměrnou rozlohou 20-40 ha a jsou hlavně využívány pro pěstování obilnin, kukuřice a luštěnin. Většina lučních porostů je charakterizována produkčními loukami, které byly odvodněny a přisetý dusíkatými travními druhy jako jsou jílek (*Lolium sp.*), bojínek (*Phleum sp.*), kostřava (*Festuca sp.*), a srha (*Dactylis sp.*). Většina lučních ploch je obhospodařována intenzivním managementem a to především dvakrát ročně aplikovanou sečí a intenzivní pastvou. Luční porosty jsou charakteristické vysokou výškou vegetace před sečí (< 70 cm) a po sečích porost nepřesahuje výšku 5 cm. Lesní plochy jsou celistvé a jsou využívány pro intenzivní lesní hospodaření. Ve stromovém patře obvykle dominují jehličnany a to především smrk ztepilý (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) s příměsí širokolistých dřevin jako jsou javor mléč (*Acer platanoides*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), bříza bělokora (*Betula pendula*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), dub letní (*Quercus robur*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*). Keřový a bylinný podrost je velmi řídko vyvinut. Lesní okraje jsou obvykle lemované dubem letním (*Quercus robur*) se stromy jako smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), topol osika (*Populus tremula*) a bříza bělokora (*Betula pendula*). Křovinná vrstva je hustá, skládající se hlavně z křovin a semenáčků stromů lísky obecné (*Corylus avellana*), trnky obecné (*Prunus spinosa*) a javoru mléče i kleny (*Acer platanoides / pseudoplatanus*). Tento typ habitatu je charakteristický hustou a rozmanitou bylinnou vegetací pocházející hlavně z nedaleké louky.

Sběr dat

Výzkum distribuce a početnosti jednotlivých složek bioty (*Aves*, *Rodentia*, *Lepidoptera*) na lesních okrajích sousedících se zemědělskou půdou byl v prvním roce proveden na 31 rozdílných lokalitách a v druhém roce na 46 lokalitách. Minimální vzdálenost sousedních lokalit byla stanovena na 1000 m. Výzkum probíhal v období od května do listopadu 2010-2011. U skupin ptáků a u vegetační charakteristiky byl průzkum proveden v každém roce jednou (květen–červen 2010, 2011), u motýlů a drobných savců byl proveden v obou rocích dvakrát do roka a to u drobných savců na jaře (květen–červen) a na podzim (říjen–listopad), a u motýlů na jaře a v létě (květen, červen). Na každé lokalitě byl určen 300 m liniový transekt vedoucí podél lesního okraje na němž byla stanovena vegetační charakteristika a bylo provedeno sčítání a odchyt jednotlivých skupin živočichů.

Drobní savci

K odchytu drobných savců byla použita liniová metoda za použití sklapovacích pastí. Výhodou sklapovacích pastí je jejich snadné a rychlé použití, nevýhodou je, že jsou destruktivní a neselektivní (Barnett a Dutton 1995). Na každé lokalitě bylo podél lesního okraje celkově instalováno 30 pastí ve sponu 10 m, což vytvořilo transekt o délce 300m. Jednotlivé pasti byly navnaděny smaženými knoty (namočenými v tuku a mouce), u kterých se prokázalo, že jsou vhodnou návnadou pro hraboše, myši a rejsky (Heroldová a kol. 2007).

Na každé lokalitě byl odchyt proveden po dobu 24 hodin (viz např. i Šálek a kol. 2009, Šálek a kol. 2010). Po uplynutí této doby byly pasti zkontrolovány a odchycení drobní savci byli určováni na základě klíče (Anděra a Horáček 2005). Tato metodika byla doplněna o odchyt drobných savců do padacích pastí (3 pasti/transekt), které byly instalovány z důvodu odchytu střevlíků (*Carabidea*). Pasti byly instalovány během července 2011 na dobu 14 dnů (42 past'nonocí/lokalitu).

Ptačí společenstvo

Pro monitoring ptačího společenstva byla použita metoda liniových transektů (Janda a Řepa 1986). Tato metoda je založena na vizuálním a akustickém zjišťování všech ptáků podél linie a to tak, že liniová trasa se prochází stejnou rychlostí během předem určeného času. Nevýhodou této metody je její menší přesnost, výhodou pak její jednoduchost, rychlost a její použitelnost i v nesourodých typech prostředí (Šťastný 1974).

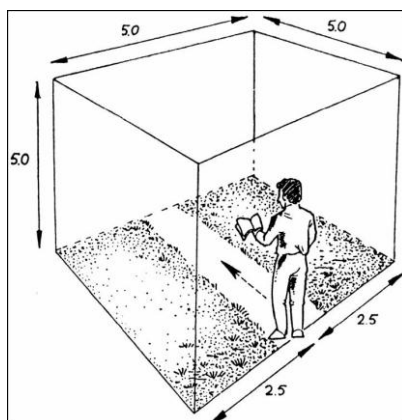
Sčítání bylo provedeno v době největší aktivity ptáků, tedy zhruba od rozednění do 10 hodin SEČ a to jen při vhodných meteorologických podmínkách, které by mohly pozorování ovlivnit (bez deště, mlhy, silnějšího větru). Linie byla procházena jednou během hnízdní sezóny (květen–začátek června). Při terénním sčítání byly zaznamenávány všechny podrobnosti o chování jedinců (např. zpěv, vábení, nález hnízda). Zjištěné projevy teritoriálního nebo hnízdního chování byly považovány za zjištěný pár na dané lokalitě (započtení 2 jedinci). Ptáci, kteří nad transektem jen přelétli, nebyli do dat započítáváni, jelikož se předpokládalo, že k danému habitatu nemají žádné asociace.

Motýli

Pro sčítání motýlů byla též použita metoda liniových transektů. Transektové sčítání je jednou z nejčastěji používaných metod pro sledování změn, které ovlivňují diverzitu motýlích společenstevch v dnešní silně pozměněné a zdevastované kulturní krajině, a to jak

z krátkodobého, tak i z dlouhodobé hlediska (Pollard 1977).

Samotný monitoring probíhal v době s největší aktivitou motýlů a to mezi 10-16. hodinou SEČ. Sčítání probíhalo jen za pěkného slunečného počasí, kdy teplota neklesla pod 13°C a intenzita větru nepřesáhla únosnou mez pro aktivitu motýlů. Vytýčené transekty se procházely stále stejnou trasou, pomalu konstantní rychlostí a sledovaná oblast, kde docházelo ke sčítání motýlů, uzavírala pomyslnou krychli 2,5 m na každou stranu od mapovatele a 5 metrů před ním (viz Obr.1). Dospělci motýlů byli sledováni zrakem, případně odchyťováni do sítky a po identifikaci vypouštěni. Pouze u determinačně náročných druhů byly odchyťovány menší série (do pěti jedinců) pro pozdější determinaci v laboratoři. K determinaci jednotlivých druhů byly použity určovací klíče (Beneš and Konvička 2002, Tolman and Lewington 2009).



Obr.1: Schéma monitorovaného prostoru při průchodu transektem (<http://www.tagfalter-monitoring.de/>).

Monitorovány byly všechny druhy denních motýlů, dále pak zástupci vřetenuškovitých (*Zygaenidae*) a běloskvrnác pampeliškový (*Amata phegea*, čeled' *Syntomidae*). U tzv. kryptických druhů (*sibling species*), což jsou druhy v terénu velmi obtížně rozpoznatelné, byla provedena determinace zkušenými odborníky. Jednalo se o tyto dvojice druhů (*Pyrgus almeus – trebevicensis - armoricanus*, *Colias hyale/alfacariensis*, *Leptidea sinapis/reali*, *Plebejus argyrognomo /idas*, *Pseudophilotes baton/vicrama*). U ochránářsky zvláště citlivých druhů nebyly odebírány vzorky z terénu, ale motýli byli nafoceni (*Zygaena purpuramis/minos*, *Melitaea aurelia - britomartis*, *Jordanita* spp.). Na každém transektu byly dále sledovány další proměnné jako intezita managementu aplikovaného na jednotlivých transektech a odhad množství nektaronosných rostlin (jedná se pouze o kvetoucí rostliny, které využívají dospělci motýlů). K rozřídění množství

nektaronosných rostlin sloužila tato stupnice: (1) žádné až ojedinělé kvetoucí rostliny, (2) kvetoucí rostliny v hojnějším počtu a (3) masový výskyt kvetoucích rostlin.

Vegetační charakteristika

Vegetační a habitatová charakteristika byla popsána pomocí druhového soupisu podél liniového transektu s rozlišením vegetačních dominant stromového, keřového a bylinného patra s cílem odlišit efekt struktury vegetace a druhového zastoupení. Takto dlouhé vegetační transekty podél lemových a plášťových porostů jsou zpravidla heterogenní a zahrnují různá společenstva vázaná na gradient vlhkostí a živin a na způsob obhospodařování. Jelikož cílem této práce nebylo postihnout vegetační diverzitu lemů a plášťů, ale spíše jejich celkovou charakteristiku jako prostředí pro živočichy, pojímali jsme gradienty celistvě a nesnažili jsme se o popsání jejich dílčí heterogenity.

Vegetace byla charakterizována podél ca 300 m dlouhého transektu soupisem druhů zastoupených zvláště ve stromovém, keřovém a bylinném patře, přičemž pro každé patro byl učiněn odhad celkové pokryvnosti a pomocí devítičlenné kombinované stupnice abundance/dominance bylo ohodnoceno zastoupení všech druhů přítomných ve stromovém a keřovém patře a charakteristických druhů přítomných v patře bylinném (Kent a Coker 1992). Intenzita průzkumu bylinného patra byla standardizovaná na 20 min. Druhy vzácné (tj. ojedinělé) a s velmi nízkou pokryvností v bylinném patru nebyly zaznamenávány (takové druhy mají dle našeho předpokladu jen minimální vliv na živočišnou složku plášťových a lemových společenstev). Pokud měl transekt heterogenní charakter, byly údaje o četnosti/pokryvnosti zprůměrovány na celou délku transektu a byla zaznamenána shlukovitá struktura druhů na transektu. Indikační hodnota bylinného patra byla zaznamenána s ohledem na gradient živin a vlhkostí, byl zaznamenán podíl acidofilní (A), xerofilní (X), mezofilní (M), hygofilní (H) a nitrofilní (N) vegetace a to, zda bylinné patro bylo „květnaté“ (flower-rich). Kromě druhového složení transektu byla zaznamenána charakteristika navazujících lesních porostů (podíl listnatých a jehličnatých dřevin) a travinobylinné vegetace (polní kultura / trvalý travní porost / květnatá louka).

Kombinovaná devítičlenná stupnice odhadu pokryvností je ordinální a víceméně odpovídá běžně používané transformaci procentických pokryvností. Zahrnuje stupně 1 (vzácný), 2 (ca 1-2%), 3 (ca 3-4%), 4 (ca 5%), 5 (6-15%), 6 (16-25%), 7 (26-50%), 8 (51-75%), 9 (76-100%) (Van der Maarel 1979). Vzhledem k tomu, že se jedná o odhady početnosti/pokryvnosti, slouží % vyjádření pro hrubou orientaci o zastoupení druhů.

Vzhledem k prostorovému překryvu druhů (subpatra) je běžné, že součet průměrných pokryvností dosahuje u hustších porostů i 150%. Jakkoli je tato metodika odhadu početnosti/pokryvnosti hrubá, praxe ukázala, že zejména při mnohorozměrném zpracování, kdy jsou hodnoty standardizovány, je chyba daná nesprávným odhadem menší než chyba způsobená přehlédnutím přítomných druhů.

Statistika:

K analýze byla použita data z maximální návštěvnosti ptáků a pro motýli a drobné savce souhrnná data z obou roků.

Primární data byla zpracována do tabulek pomocí programu Microsoft Office Excel, ze kterého byla převedena (importována) do jednotlivých statistických programů. Abundance byla transformována pomocí odmocninové (ptáci) a logaritmické (ln, motýli) transformace (Legendre a Legendre 1998).

Prvním krokem explorativní analýzy bylo zjištění párových korelací počtu druhů a četnosti jedinců mezi skupinami navzájem a dále vůči proměnným prostředí. Data byla proložena přímkou lineární závislosti za účelem vizualizace trendu. Párová analýza a hodnoty pravděpodobnostních testů byly spočteny v programu STATISTICA 9.1.

Pro zjištění vlivu environmentálních charakteristik na druhové složení bylo použito programu CANOCO 4.6. Prvním krokem analýzy variability druhových dat jednotlivých skupin byla metoda nepřímé gradientové analýzy *Detrended Correspondence Analysis* (DCA) pro zjištění celkové délky gradientu druhových dat, podle ní se pak použijí buď lineární (RDA: ptáci, savci, motýli) nebo unimodální (CCA: vegetace) modely. Skóre ploch v ordinačním prostoru DCA pro jednotlivé skupiny (ptáci, savci, motýli, dřeviny) bylo použito jako environmentální proměnná v testech mezi skupinami. Variabilita druhových dat a environmentálních proměnných byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu (MCPT) při 4999 permutacích. Výběr environmentálních proměnných zahrnutých do modelu byl manuální.

Výsledky:

Početnost:

Celkem bylo chyceno 196 jedinců drobných savců, 9 druhů. V roce 2010 bylo chyceno 87 jedinců (5 druhů) a v roce 2011 bylo chyceno 109 jedinců (9 druhů). Z chycených druhů

byla nejpočetnější myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) 39 jedinců (19,8%), dále pak následovali norník rudý (*Myodes glareolus*) 32 jedinců (16,3%), myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) 31 jedinců (15,8%), rejsek obecný (*Sorex araneus*) 23 jedinců (11,7%), hraboš polní (*Microtus arvalis*) 15 jedinců (7,6%). V případech, kdy se nedalo rozlišit mezi myšicí křovinnou a myšicí lesní jsme myšici označili jako *Apodemus sp.* (v 50 případech = 25,5%).

Zaznamenáno bylo 1006 jedinců ptáků (51 druhů). Z pozorovaných ptáků byli nejpočetnější pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) 190 jedinců (18,8%), pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*) 146 jedinců (14,5%), budníček menší (*Phylloscopus collybita*) 107 jedinců (10,2%) a strnad obecný (*Emberiza citrinella*) 75 jedinců (7,5%).

Celkem bylo zaznamenáno 4202 jedinců motýlů (59 druhů), z toho 54 druhů denních motýlů, 4 druhy vřetenušek a naturový druh přástevníka kostivalového (*Callimorpha quadripunctaria*). V roce 2010 se zaznamenáno 1040 jedinců, 42 druhů a v roce 2011 bylo zaznamenáno 3162 jedinců, 59 druhů. Druhové spektrum zachycených motýlích společenstev bylo typické pro daná přechodové stanoviště a podle očekávání nejpočetnější byli okáč luční (*Maniola jurtina*) 835 jedinců (19,8%), okáč prosíčkový (*Aphantopus hyperantus*) 669 jedinců (15,9%), bělásek řepkový (*Pieris napi*) 361 jedinců (8,6%), soumračník metlicový (*Thymelicus sylvestris*) 290 jedinců (6,9%).

Vztahy mezi skupinami:

Ukázalo se, že žádná skupina nebyla vhodným prediktorem pro diverzitu všech ostatních skupin. Nicméně pro všechny skupiny bylo zjištěno, že jejich početnost koreluje s jejich druhovou bohatostí. Pro motýli nebyly zjištěny žádné další korelace s ostatními skupinami.

Dále bylo zjištěno, že diverzita ptáků koreluje s abundancí drobných savců, diverzita drobných savců koreluje s abundancí ptáků a abundance ptáků a drobných savců spolu korelují. Všechny průkazné korelace mezi skupinami jsou shrnuty v tabulce (Tab. 1). Všechny výsledky vztahů mezi skupinami jsou shrnuty v tabulce v přílohách (viz Přílohy Tab. 1).

Tab. 1: Průkazné výsledky vztahů mezi abundancí a diverzitou jednotlivých studovaných skupin.

	Ptáci		Savci		Motýli	
	abundance	diverzita	abundance	diverzita	abundance	diverzita
Ptáci						
diverzita	***	X	**			
abundance	X	***	***	**		
Savci						
diverzita	**		***	X		
abundance	***	**	X	***		
Motýli						
diverzita					***	X
abundance					X	***

Vazby na charakteristiky prostředí:

Nejvíce vazeb na atributy prostředí bylo zjištěno u ptáků. Početnost a druhová bohatost ptáků byly ovlivněny pokryvností keřového a bylinného patra. Pokryvnost keřové patra ovlivňovala i diverzitu a abundanci drobných savců. Abundance motýlů byla ovlivněna druhovým složením bylin a negativně ovlivněna pokryvností stromového patra.

Kontext okolí:

Po provedení párových korelací vlivu okolní vegetace na abundance a diverzitu zkoumaných skupin, bylo zjištěno, že druhová bohatost a abundance ptáků byla pozitivně ovlivněna přítomností listnatých dřevin v lesním porostu a negativně přítomností dřevin jehličnatých.

Dále bylo zjištěno, že jetelotravní směsi ovlivňují abundanci ptáků i diverzitu motýlů. Stejně tak jako u ptáků, tak i u motýlů bylo zjištěno, že jejich početnost kladně ovlivňují spíše listnaté dřeviny než dřeviny jehličnaté, protože mnoho druhů motýlů využívá listnaté dřeviny jako živnou rostlinu pro larvální stádia (srov. Beneš a kol. 2002). Vliv květnaté louky na abundanci motýlů byl na hranici průkaznosti i když je známo, že nabídka nektaru má zásadní vliv na přítomnost hmyzích společenstev.

Charakter vegetace:

Diverzitu a abundanci ptáků a drobných savců negativně ovlivňovala přítomnost vegetace acidofilního charakteru. Abundance ptáků byla pozitivně ovlivněna i vegetací nitrofilní a

stejně tak diverzita drobných savců. Přítomnost mezofilního typu vegetace ovlivňovala počet druhů motýlů.

Všechny průkazné výsledky vlivu porostu, kontextu okolí a charakteru vegetace na početnost a druhovou bohatost jednotlivých studovaných skupin jsou shrnuty v přehledné tabulce (Tab. 2). Celkové výsledky vlivu porostu, kontextu okolí a charakteru vegetace jsou v příloze (viz Přílohy Tab. 2, 3, 4).

Tab. 2: Průkazné výsledky vlivu porostu, kontextu okolí a charakteru vegetace na abundanci a diverzitu jednotlivých studovaných skupin.

	Vliv porostu	Kontext okolí	Charakter vegetace
Ptáci			
<i>-abundance</i>	Pokryvnost keř. patra (**) Pokryvnost bylin. patra (*)	Listnaté (**) Jetelotravní (*)	Acidofilní (***) Nitrofilní (*)
<i>-diverzita</i>	Pokryvnost keř. patra (**) Pokryvnost bylin. patra (*)	Listnaté (*)	Acidofilní (**)
Savci			
<i>-abundance</i>	Pokryvnost keř. patra (**)		Acidofilní (*)
<i>-diverzita</i>	Pokryvnost keř. patra (***)		Acidofilní(**) Nitrofilní (*)
Motýli			
<i>-abundance</i>	Pokryvností strom. patra (*) Diverzita bylin (***)	Listnaté (*) Květnatá louka (*)	
<i>-diverzita</i>			Mezofilní (*)

Vliv na druhové složení:

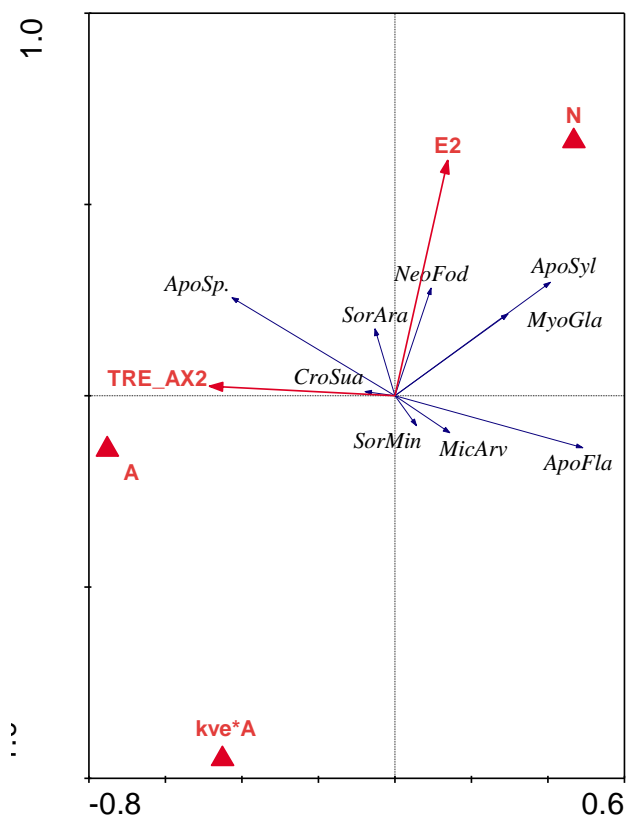
V programu CANOCO bylo testováno pomocí analýzy RDA, které charakteristiky prostředí vysvětlují distribuci jednotlivých druhů v rámci skupin.

Pro druhové složení drobných savců byl nejlepším prediktorem nitrofilní charakter vegetace, poté diverzita bylinného patra následovaná druhovou strukturou dřevin, květnatostí acidofilního lemu a lemu acidofilního (viz Obr. 2). Všechny charakteristiky prostředí

vysvětlující distribuci jednotlivých druhů drobných savců jsou zaznamenány v tabulce (Tab. 3).

Tab. 3: Charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci jednotlivých druhů drobných savců.

Savci	F	p-value	% variability
Nitrofilní	3,09	0,012	15
Diverzita bylinného patra	2,48	0,03	11
Druhová struktura dřevin	2,27	0,052	11
Květnatá acidofilní	2,15	0,064	9
Acidofilní	1,96	0,08	9

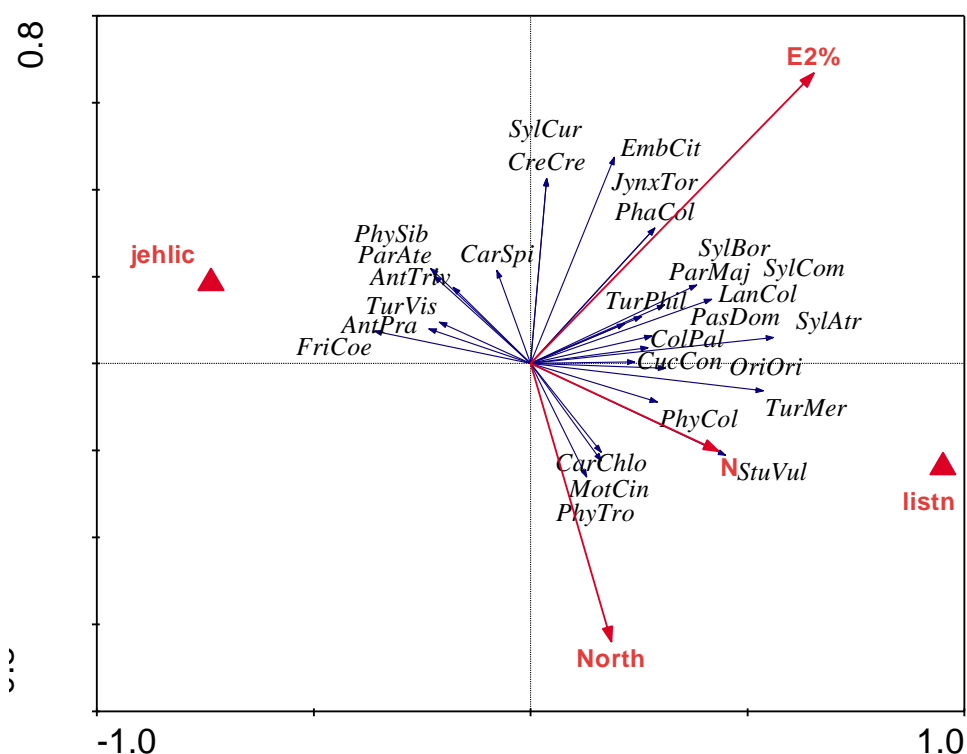


Obr. 2: Graf znázorňující charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci jednotlivých druhů drobných savců (E2= Pokryvnost keřového patra, N=nitrofilní charakter vegetace, kve A= květnatý acidofilní lem, A= acidofilní lem, TRE_AX2= druhová struktura dřevin).

Pro druhové složení ptáků byla nejlepším prediktorem pokryvnost keřového patra, dále jehličnaté a listnaté dřeviny, vliv severu a nitrofilní charakter vegetace (viz Obr. 3). Všechny charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci druhů ptáků jsou zaznamenány v tabulce (Tab. 4).

Tab. 4: Charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci druhů ptáků.

Ptáci	F	p-value	% variability
Pokryvnost keř. patra	2,51	0,001	14,2
Jehličnaté	2,15	0,0012	11,8
Listnaté	2,15	0,0012	11,8
Sever	1,85	0,008	9,7
Nitrofilní	1,48	0,0702	7,8

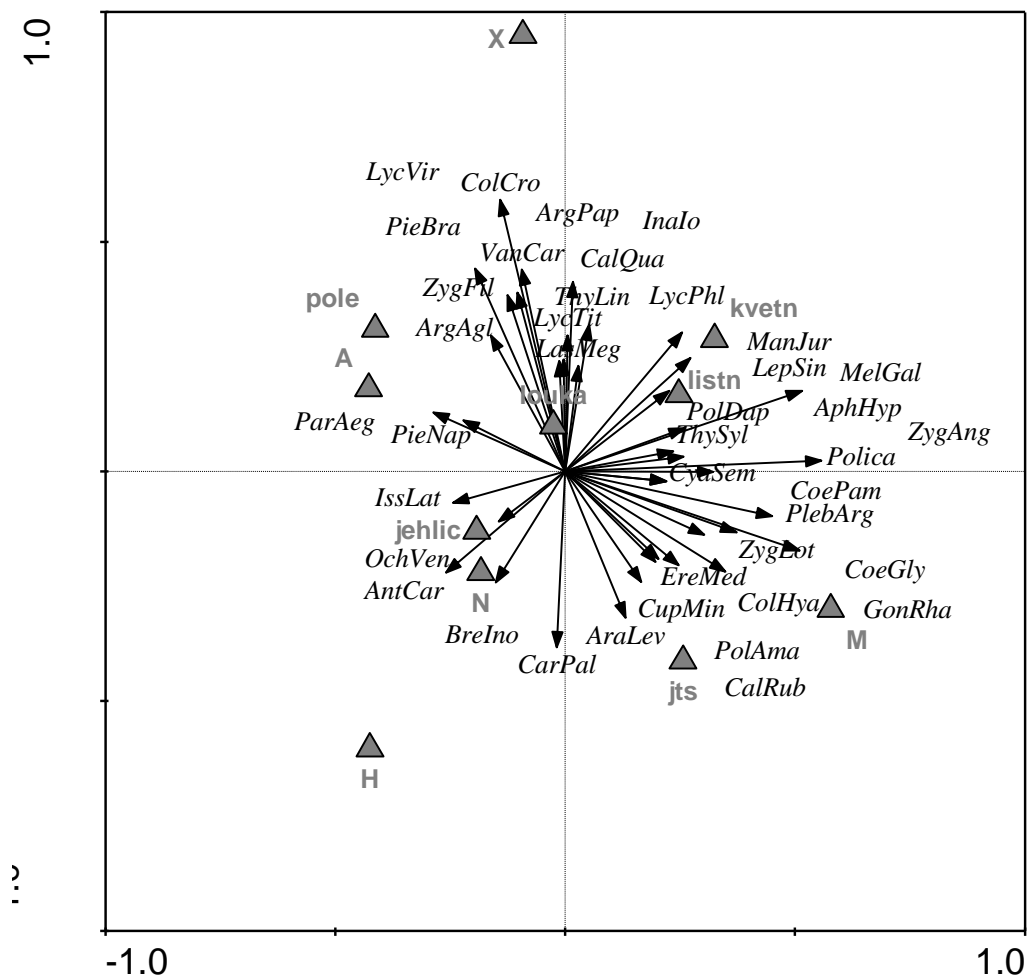


Obr. 3. Graf znázorňující charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci ptáků (jehlic=jehličnaté dřeviny, E2%=pokryvnost keřového patra, N=nitrofilní charakter vegetace, North=sever, listn= listnaté dřeviny).

Pro druhové složení motýlů bylo nejlepším prediktorem množství nektaru, diverzita bylinného patra, jetelotravní směsi, množství nektaru na jaře, mezofilní charakter vegetace, pokryvnost bylinného patra, kvetoucí acidofilní louky a xerofilní charakter vegetace (viz Obr. 4). Všechny charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci druhů motýlů jsou zaznamenány v tabulce (Tab. 5).

Tab. 5: Charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci druhů motýlů.

Motýli	F	p-value	% variability
Nektar	5,18	0,0002	17,8
Diverzita bylin. patra	4,38	0,0002	13,9
Jetelotravní	2,66	0,0012	8,1
Nektar - jaro	2,62	0,0018	7,7
Mezofilní	1,79	0,0288	5,0
Pokryvnost bylin. patra	1,8	0,0258	5,0
Kvetoucí acidofilní louky	1,54	0,080	4,2
Xerofilní	1,56	0,072	4,2



Obr. 4: Graf znázorňující charakteristiky prostředí vysvětlující distribuci motýlů (nektaru, diverzita bylinného patra, jts=jetelotravní směsi, množství nektaru na jaře, M=mezofilní charakter vegetace, list= listnaté dřeviny, pokryvnost bylinného patra, kvetoucí acidofilní louky a xerofilní charakter vegetace).

Diskuze

Během posledních desetiletí došlo vlivem fragmentace, ztráty přirozeného prostředí a intenzifikace zemědělství k výraznému poklesu biodiverzity v zemědělské krajině (Benton a kol. 2003). Největší pokles diverzity druhů je spojován s ústupem nelesních biotopů. Některé údaje tvrdí, že v evropském měřítku došlo za posledních 100 let k poklesu rozlohy lučních a nelesních biotopů o 90% z původní plochy a dlouhodobý úbytek stále pokračuje (WallisDe Vries 2002). Většina studií zabývajících se příčinou poklesu biodiverzity byla provedena na jedné taxonomické skupině, zvláště pak na družích, které jsou dobře prostudované, snadno monitorovatelné či reprezentují vlajkové druhy a mohli by tak být využity jako bioindikátory celkové druhové diverzity (Noss 1990, Pearson a Cassola 1992, Ricketts a kol. 2002, Kati a kol. 2004). Pro účely naší studie jsme si vybrali skupinu ptáků, drobných savců a motýlů. Tyto skupiny jsou často používané ke studiím vlivu habitatové struktury a managementu na biodiverzitu, jakož jsou i vhodným indikátorem změn stavu prostředí (Fumess a Greenwood 1993, Niemelä a kol. 1993, Padoa-Schioppa a kol. 2006). Stejně tak jako u jiných multi-taxáních studií se ukazuje, že struktura vegetace a krajinný kontext je klíčovým faktorem pro výskyt mnohých živočichů (Dobson a kol. 1997, Osborn a kol. 1999, Ricketts a kol. 1999), a proto jsme do analýz zahrnuli vybrané faktory o vlivu charakteru vegetace, prostředí daného lesního lemu a kontextu bezprostředního okolí a jejich vliv na zkoumané skupiny biodiverzity.

Na rozdíl od některých předešlých studií (Robbins a Opler 1997, Blair 1999, Vessby a kol. 2000, Billeter a kol. 2008) se nám nepodařilo zjistit žádnou skupinu živočichů, která by jednoznačně zastřešovala biodiverzitu ostatních skupin (viz také Prendergast 1997, Lawton a kol. 1998, Jonsson a Jonsell 1999). Nicméně naše studie naznačuje některé zajímavé vztahy mezi odlišnými taxonomickými skupinami, které mohou mít jistý bioindikační potenciál pro odhad biodiverzity v zemědělské krajině. Jsou to korelace diverzity ptáků s abundancí drobných savců a diverzity drobných savců s abundancí ptáků. Absence univerzálnosti použití jedné bioindikační skupiny pro odhad biodiverzity ostatních skupiny může být způsoben množstvím faktorů pramenících z odlišné ekologie, velikostí zvoleného krajinného měřítka, struktury a využitím krajiny (Flather a kol. 1997). Distribuce jednotlivých druhů je výsledkem ekologických procesů na různých prostorových škálách (Bissonette 1997, Saab 1999). Významnost širšího krajinného kontextu na početnost a druhovou diverzitu jednotlivých skupin si uvědomujeme, a proto v současnosti pracujeme na

popisu heterogenity okolní krajiny v různých prostorových škálách (100, 300 a 500 m v okruhu od zkoumané lokality), která by měla odpovídat mobilitě a průměrným domovským okrskům jednotlivých skupin. Tyto data mohou dále přispět k vysvětlení taxonově-specifických odpovědí.

Vazby jednotlivých skupin na charakteristiky prostředí

Druhová diverzita a abundance jednotlivých skupin v naší studii byla ovlivněna rozdílnými charakteristikami prostředí na lokální úrovni, přičemž mezi nejdůležitější charakteristiku patřila pokryvnost keřového patra, která hrála důležitou roli pro výskyt ptáků a savců. Nižší pokryvnost stromového patra a především druhová diverzita travinobylinné vegetace byly nejdůležitějšími determinaty diverzity motýlů.

Keře jednak zvyšují strukturální komplexitu daného okraje a jednak drobným savcům a ptákům poskytují více zdrojů, jako je potrava, dostatek hnízdních příležitostí, možnosti úkrytu před predátory, nebo vytváří závětrné kapsy, které vyhledávají motýli při páření nebo jako nocoviště v travním porostu (Manson a kol. 1999, Konvička a kol. 2003, Torre a Arrizabalaga 2009). Vazba ptačích společenstev na keřové patro je známa z mnoha studií zkoumající vliv mikrohabitatových podmínek na jejich výskyt (Heyman 2010, Hewson 2011). Na druhou stranu vyšší diverzita ptačích společenstev na lesních okrajích je ale i spojena s vyšším výskytem ptačích i savčích predátorů, hnízdního parazitizmu a mezidruhové kompetice (Söderström a kol. 1998, Willson a kol. 2001, Chalfoun a kol. 2002, Storch a kol. 2005).

Stejně tak i všechny studované druhy drobných savců, kromě hraboše polního preferují habitat s vyvinutým keřovým patrem či mladšími stromky v podrostu (Churchfield a kol. 1997, Todd a kol. 2000, Miklos a Žiak 2002, Alain a kol. 2006, Torre a Arrizabalaga 2009, Panzacchi a kol. 2010). Právě vysoká strukturální komplexita a vyvinutý keřový podrost se ukázal být hlavním determinantem výskytu norníka rudého (Miklos a Žiak 2002, Alain a kol. 2006, Torre a Arrizabalaga 2009, Panzacchi a kol. 2010) i myšice křovinné (Alain a kol. 2006, Churchfield a kol. 1997). Oproti tomu rod *Microtus* preferuje otevřenou krajinu a ke stromovému patru má spíše negativní postoj (Miklos a Žiak 2002, Alain a kol. 2006), což potvrzují i výsledky naší studie. Podle Miklose a Žiaka (2002) však hraboše polního můžeme také najít na travnaté vegetaci mezi stromy a keři.

Květnaté bylinné lesní lemy jsou velmi důležitá stanoviště pro výskyt motýlů v zemědělské krajině. Plní funkci koridorů, které propojují větší plochy nelesních stanovišť a

pokud mají dostatečnou rozlohu, mohou samy o sobě představovat náhradní biotop pro celou řadu motýlích druhů. Kromě běžných druhů lučních biotopů zde můžeme potkat generalisty, ale i tažné druhy, které se vyskytují v nízkých abundancích na rozsáhlých plochách. Můžeme se také setkat s několika ohroženými druhy motýlů, které se vyskytují hlavně na lesních světlinách nebo na lesostepích, ale dostatečně široké a heterogenní lesní lemy pro ně mohou představovat také plnohodnotný biotop (Guy a kol. 2011). Heterogenní lesní okraje s vysokou diverzitou bylinné vegetace poskytují mnohým druhům stanoviště nezbytná pro odpočinek, úkryt, bohaté zdroje nektaru a stanoviště pro jednotlivá vývojová stádia. Naopak negativní vazba mezi pokryvností stromového patra a abundancí motýlů je pravděpodobně způsobena preferencí motýlů na osluněných místech (Douglas a kol. 2007).

Kontext okolí lemu

Listnaté porosty a návaznost lesního okraje na okolní zemědělskou matrix složenou vesměs z jetelotravních směsí měla důležitý vliv na diverzitu a abundanci společenstva ptáků. Pro motýly mělo opět kromě zastoupení listnatého stromového porostu vliv zastoupení květnatých lučních společenstev s dostatkem nektaru.

Jehličnaté porosty s dominancí smrku ztepilého (*Picea abies*) představují v naší krajině vhodný biotop jen pro omezený počet ptačích druhů, jako jsou například oba druhy našich králíčků (*Regulus regulus*, *Regulus ignicapillus*), sýkoru uhelníček (*Parus ater*) a sýkoru parukářku (*Parus cristatus*). Borové lesy jsou zase vhodným hnízdištěm pro lindušku lesní (*Anthus trivialis*), ale zde výčet druhů preferujících jehličnaté porosty končí. Tyto ptačí druhy jsou však spíše druhy lesních interiérů a lesní okraje nepředstavují pro tyto druhy preferovaný biotop. Stejně tak i pro většinu našich motýlů nepředstavují jehličnaté porosty vhodný biotop. Není bez zajímavosti, že z celé lepidopterofauny ČR je za lesní druh považován jen jeden zástupce, jedná se o okáče pýrového (*Pararge aegeria*) a i tento druh se vyskytuje jen na lesních světlinách a vyhýbá zapojenému lesnímu porostu. Navíc podrost smrkového lesa z důvodu silně kyselého substrátu hostí jen velice chudá bylinná a keříčková společenstva. Tento výsledek potvrzuje i preference motýlů pro květnaté luční porosty s dostatkem potravních zdrojů (nektar). Pozitivní korelaci mezi druhovou bohatostí rostlin a abundancí motýlů je dokumentována i z mnoha dalších studií (Yamamoto a kol. 2007).

Charakter vegetace

Základní gradienty, kterými lze obecně vysvětlit druhovou variabilitu rostlinných

společenstev, bývají nejčastěji gradient vlhkosti, živin a nadmořské výšky, resp. teplotních a srážkových poměrů, a dále způsob obhospodařování. Tyto gradienty zpravidla postihují větší část vysvětlené variability a kombinují se v závislosti na lokálních poměrech a rozsahu ekologických poměrů. Jednoznačně se projevil vlhkostní gradient, který je indikován některými dřevinami (olše, vrby), ovšem ani ptáci, ani savci a motýli tento gradient nepreflektovali.

Acidofilní charakter lučních společenstev měl veskrze negativní vliv na diverzitu a abundanci ptáků i savců, u ptáků byl naopak pozitivní nitrofilní charakter lesního lemu. Mezofilní charakter lučních společenstev měl zase vliv na celé společenstvo motýlů, a xerofilní charakter vysvětloval největší podíl variability u jednotlivých druhů. Nitrofilní charakter lesního okraje také vysvětloval největší podíl vazby jednotlivých druhů ptáků na charakter vegetace.

Nitrofilní vegetace indikuje dostatek živin, zpravidla i vyšší biomasu, hustší a strukturovanější porosty, a může tak vysvětlovat i zvýšenou potravní nabídku pro některé druhy. Nitrofilní stanoviště v krajině reprezentují především ruderalní porosty, které představují důležitý zdroj různých semen, které jsou významnou složkou potravy jak semenožravých ptáků (např. zvonek zelený, stehlík obecný, konopka obecná aj) ale i drobných savců (myšice křovinná, norník rudý, hraboš polní) (Churchfield a kol 1997). Stejně tak tyto biotopy představují vysoce eutrofizované stanoviště s vysokou pokryvností a strukturovaností vegetace, které pro drobné savce může sloužit jako úkryt před vizuálně se orientujícími predátory, kteří kořist ve vysoké a husté vegetaci nevidí (Šálek a kol. 2010). Zajímavým výsledkem je i vesměs negativní vazba jednotlivých druhů drobných savců na acidofilní charakter vegetace, jehož hlavním znakem je omezená diverzita a keřové patro obvykle chybí nebo je vyvinuto jen nevýrazně (AOPK ČR 2011). Takový habitat je velice uniformní a neposkytuje dostatečné zdroje pro zde studované drobné savce, kteří, až na hraboše polního, si preferují stanoviště s vyšší diverzitou podrostu a strukturu vyvinutého keřového patra (Miklos a Žiak 2002, Alain a kol. 2006, Torre a Arrizabalaga 2009, Panzacchi a kol. 2010). Množství a diverzita semen může hlavním faktorem vysvětlující vazbu jednotlivých druhů drobných savců s plochami s vyšší diverzitou bylinného patra a vazbu na druhovou strukturu dřevin. Myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý právě takovéto habitaty s dostatkem semen vyhledávají (Marsh a Harris 2000, Suchomel 2007, Suchomel 2008). Marsh a kol (2001) zjistili, že nízké letní teploty ovlivňují produkci a diverzitu semen, a tak mohou limitovat výskyt myšice lesní. Stejně tak plochy s velkou

diverzitou bylin obvykle hostí větší hustoty drobných savců jako jsou myšice křovinná, norník rudý a hraboš polní (Alain a kol. 2006, Aschwander a kol. 2007, Rodríguez a Peris 2007), nicméně někteří autoři uvádějí, že hraboš polní bývá ještě početnější v zatravněném poli i ve vojtěšce (Aschwander a kol. 2007, Heroldová a kol. 2007).

Ochranářské a managementové aplikace

Žádná ze zde studovaných skupin nemůže být považována za vhodný bioindikátor ostatních skupin. Naše výsledky ukazují význam principu komplementarity při studiích hledajících potencionální bioindikátor. Lesní fragmenty a hlavně jejich okraje mohou reprezentovat důležitou krajinnou strukturu s vysokým biodiverzitním potenciálem v intenzivně obhospodařované agrární krajině (Šálek a kol. 2010). Management lesních okrajů by měl směřovat k uchování či zvýšení prostorové heterogenity a s tím spojenou nabídku zdrojů potravy a úkrytů, které umožní koexistenci rozdílných skupin živočichů. V dnešní zemědělské krajině se však vyskytují převážně okraje ostré, které jsou charakteristické náhlou změnou mezi výškou a diverzitou rostlin (Sklenička 2004). Naproti tomu pozvolné okraje, v zemědělské krajině méně časté, jsou charakteristické vyvinutým keřovým podrostem, který, jak se nám podařilo ukázat, je významným prediktorem pro početnost i druhovou bohatost drobných savců i ptáků. Tyto typy lesních okrajů se vyskytují spíše v zemědělsky marginálních oblastech, maloplošných chráněných územích či na místech s extrémnějšími lokálními podmínkami (například svažité parcely), které nejsou možné obhospodařovat těžkou zemědělskou technikou. Jejich ochrana a údržba by měla být prioritou ochrany přírody a to především v krajinách s nedostatkem ploch s roztroušenou nezemědělskou vegetací. U motýlů, ale i dalších skupin bezobratlých živočichů (například blanokřídlý hmyz, pestřenky), jejichž výskyt je vázán na luční porosty s vysokou diverzitou bylinného patra s dostatkem zdrojů (nektaru) a podmínek pro vývoj jednotlivých stádií, je důležité prosazovat postupy/management směřující k časoprostorové diverzifikaci porostů (např. pásová seč, krátkodobé nedosečky/nedopasky až lesnímu okraji, rozložení seče do více termínů). To jsou přesně postupy, které v současné intenzivně využívané krajině jsou opomíjeny a naopak Evropskou unií dotované agroenvironmentální programy na lučních stanovištích (minimálně 2 x ročně plošná seč) vedou k homogenizaci a unifikaci porostů a tím i erozi druhové diverzity.

6. Literatura:

- Alain B., Gilles P., Yannick D. (2006). Factors driving small rodent's assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of Western France. *Landscape Ecol.*, 21: 449–461.
- Anděra M., Horáček I. (2005). *Poznáváme naše savce*. Sobotáles. Praha.
- AOPK ČR. Příručka hodnocení biotopů (pracovní verze pro rok 2011). Citováno 2011. Dostupné z <http://www.nature.cz/publik_syst2/files/phb_23a_2011.pdf>.
- Aschwenden J., Holzgang O., Jenni L. (2007). Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology* 13:2.
- Barnett A., Dutton J. (1995). *Expedition Field Techniques. SMALL MAMMALS (excluding bats)*. Geography Outdoors: the centre supporting field research, exploration and outdoor learning. London.
- Beneš J., Konvička M. (2002). *Motýli České republiky: rozšíření a ochrana*. I, II. Společnost pro ochranu motýlů. Praha.
- Benton T. G., Vickery J. A, Wilson J. D (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188
- Billeter R., Liira J., Bailey D., Bugter R., Arens P., Augenstein I., Avion S., Baudry J., Bukacek R., Burel F., Cerny M., De Blust G., De Rock R., Diekötter T., Dietz H., Dorosen J., Dormann C., Durka W., Frenzel M., Hamersky R., Hendrickx F., Herzog F., Klotz S., Kolostra B., Lausch A., Le Coeur D., Maelfait J. P., Opdam P., Roubalova M., Schermann A., Schermann N., Schmidt T., Schweiger O., Smulders M. J. M., Speelmans M., Simova P., Verboom J., van Wingerden W. K. R. E., Zobel M., Edwards P. J. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45: 141–150.
- Bissonette, J. A. (1997). Scale-sensitive ecological properties: historical context, current meaning. Pages 3-15 in J. A. Bissonette, editor. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Blair R. B. (1999). Birds and Butterflies along an Urban Gradient: Surrogate Taxa for Assessing Biodiversity? *Ecological Applications* 9/1: 164-170.
- Boucníková E., Kučera T. (2005). How natural and cultural aspects influence landcover changes in the Czech Republic? *Ecologia* 24: 69–82.
- Culek M. (1995). *Biogeografické členění České republiky*. Enigma. Praha.
- Churchfield S. J., Hollier J. A., Brown V. K. (1997). Community structure and habitat use of small mammals in grasslands of different successional age. *Journal of Zoology London*. 242: 519-530.

Dobson A. P., Rodriguez W. Z., Roberts W. M., Wilcove D. S. (1997). Geographical distribution of endangered species in the United States. *Science* 275, 550-553.

Douglas J. M., Cronin T.W., Chiou T. H., Dominy N.J. (2007). Light habitats and the role of polarized iridescence in the sensory ecology of neotropical nymphalid butterflies (Lepidoptera : Nymphalidae). *JOURNAL OF EXPERIMENTAL BIOLOGY* 210/5 : 788-799.

Faaborg J., Brittingham M., Donovan T., Blake J. (1993). Habitat Fragmentation in the Temperate Zone: A Perspective for Managers. 331-338 *in* Status and management of neotropical Migratory birds (OW Finch and P.W. Stengel, eds.). U.S. Department of Agriculture Forest Service Rocky Mountain Forest Range Experimental Station, General Technical Report. RM-229. Fort Collins, Colorado. Freemark. K. and B. Collins.

Fahrig L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61/3: 603-610.

Fahrig L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34:487–515.

Firbank L. G., Petit S., Smart S., Blain A., Fuller R. J. (2008). Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of Royal Society* 363: 777-87.

Flather C. H., Wilson K. R., Dean D. J., McComb W. C. (1997). Identifying gaps in conservation network: Of indicators and uncertainty in geographic – based analyse. *Ecological Applications* 7/2: 531–542.

Furness R. W., Greenwood J. J. D. (1993). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman &Hall. London. UK.

Gregory R. D., Wilkinson N. I., Noble D. G., Robinson J. A., Brown A. F., Hughes J., Procter D., Gibbons D. W., Galbraith C. A. (2002). The population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: an analysis of conservation concern 2002–2007. *Brit. Burda* 95: 410–448.

Harper K. A., Macdonald S. E., Burton P. J., Chen J., Brososke K. D., Saunders S. C., Euskirchen E. S., Roberts D., Jaiteh M. S., Esseen P. A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 19/3, 768-782.

Heroldová M., Bryja J., Zejda J., Tkadlec E. (2007). Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems and Enviroment* 120: 206-210.

Hewson C.M. (2011) . Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristice. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 261/7: 1224-1240 .

Chalfoun A. D., Ratnaswamy M. J., Thompson F. R. (2002). Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. *Ecological Applications* 12/3: 858-867.

Janda J., Řepa P. (1986). *Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii*. SZN Praha. 157.

Jonsson B. G., Jonsell M. (1999). Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 8: 1417–1433.

Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D., Lebrun P. (2004). Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667–675.

Kent M., Coker P. (1992). *Vegetation description and analysis. A Practical Approach*. London. Belhaven Press.

Konvicka M., Hula V. & Fric Z. (2003). Habitat of pre-hibernating larvae of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia* (*Lepidoptera: Nymphalidae*): What can be learned from vegetation composition and architecture? *European Journal of Entomology*. 100: 313–322.

Lawton J. H., Bignell D. E., Bolton B., Bloemers G. F., Eggleton P., Hammond P. M., Hodda M., Holt R. D., Larsen T. B., Mawdsley N. A., Stork N. E., Srivastava D. S., Watt A. D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391 /1.

Lipský Z. (1999). *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Karolinum. Praha. 35-86.

Marsh A. C. W., Harris S. (2000). Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation* 92/3: 275-283.

Marsh A. C. W., Poulton S., Harris S. (2001). The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review* 31: 203-227.

Miko L., Hošek M. (2009). *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 4-27.

Menzel .M. A., Ford W. M., Laerm J., Krishond D. (1999). Forest to wildlife opening: habitat gradient analysis among small mammals in the southern Appalachians. *Forest Ecology Management* 114: 227-232.

Miklos P., Žiak D. (2002). Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. *Folia Zoologica*. 51: 275–288.

Murcia C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10/2: 58-62.

Niemelä J. (1993). Mystery of the missing species: species-abundance distribution of boreal ground-beetles. *Annales Zoologici Fennici* 30: 169–172.

Noss R. N. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

Osborne W., Hunter D., Hollis G. (1999). Population declines and range contraction in Australian alpine frogs. In: *Declines and Disappearances of Australian Frogs*. A. Campbell: 145-157. Environment Australia. Canberra.

Padoa-Schioppa E., Baietto M., Massa R., Bottoni L. (2006). Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6:83–93.

Panzacchi M., Linnell J. D. C., Melis C., Odden M., Odden J., Gorini L., Andersen R. (2010). Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest–farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259: 1536-1545

Pardini R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586.

Pearson D. L., Cassola F. (1992). World-Wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology* 6: 376-391.

Pollard E. (1977). A method for assessing change in the abundance of butterflies. *Biological conservation*: 115–132.

Prendergast J. R. (1997). Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20/2: 210-216.

Ricketts T. H., Dinerstein E., Olson D. M., Loucks C. (1999). Who's where in North America? Patterns of species richness and the utility of indicator taxa for conservation. *Bioscience* 49/5: 369-381.

Ricketts T. H., Daily G. C., Ehrlich P.R. (2002). Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* 103: 361–370.

Robbins R. K., Opler P. A. (1997). Butterfly Diversity and a Preliminary Comparison with Bird and Mammal Diversity. *Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources*: 69-82.

Rodríguez C. Peris S. J. (2007). Habitat associations of small mammals in farmed landscapes: implications for agri-environmental schemes. *Animal Biology* 57/3: 301-314.

Romportl D., Chuman T. Současné změny struktury krajiny v České republice. Citováno 2011. Dostupné z

<http://www.cenelc.cz/components/pages/ns/bin/fok03_romportl_zmeny_struktury_krajiny.pdf>.

Saunders D. A., Hobbs R. J., Margules C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5/1: 18.

Sklenička P. (2004). Obnova mimoprodukčních funkcí zemědělské krajiny v procesu komplexních pozemkových úprav.

Söderström B., Pärt T., Rydés J. (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108-118.

Storch I., Woitke E., Krieger S. (2005). Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20: 927-940.

Suchomel J. (2007). Contribution to the knowledge of *Clethrionomys glareolus* populations in forests of managed landscape in Southern Moravia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 53: 340-344.

Suchomel J. (2008). Contribution to the knowledge of *Apodemus sylvaticus* populations in forests of the managed landscape of southern Moravia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 54: 370-376.

Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F., Albrecht T. (2010). Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 98: 86-91.

Šťastný K. (1974). Návrh jednotné metodiky kvantitativního výzkumu ptáků. Zprávy MOS.

Tischendorf L., Fahrig L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.

Tolman T., Lewington R. (2009). *Collins Butterfly Guide: The Most Complete Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe* Harper Collins.

Torre I., Arrizabalaga A. (2009). Efectos de la estructura forestal sobre la abundancia del topillo rojo *Myodes glareolus* (SCHREBER, 1780) en un encinar de la garrotxa (NECATALUNYA). *Galemys* 21 (nº especial): 25-34: 1137-8700

Van der Maarel E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97-114.

Vessby K., Söderström B., Glimskär A., Svensson B. (2002). Species-Richness Correlations of Six Different Taxa in Swedish Seminatural Grasslands. *Conservation Biology* 16/2: 430-439.

Yamamoto N., Yokoyama J. , Kawata M. (2007). Relative resource abundance explains butterfly biodiversity in island communities. Citováno 2011. Dostupné z <<http://www.pnas.org/content/104/25/10524.full>>

WallisDeVries M.F., Poschlod P. and Willems J.H. (2002). Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*. 104: 265–273.

Willson M. F., Morrison J. L., Sievig K. E., De Santo T. L., Santisteban L., Díaz I. (2001). Patterns of Predation Risk and Survival of Bird Nests in a Chilean Agricultural Landscape. *Conservation Biology* 15/2: 447-456.

7. Přílohy:



Obr.1, 2 , 3, 4, 5, 6: Příklady vybraných studovaných lokalit.

Tab. 1: Korelace abundance a diverzity jednotlivých studovaných skupin.

abundance ptáků	diverzita ptáků	r = 0,8876; p = 0.0000; r2 = 0,7879
diverzita savců	diverzita ptáků	r = 0,2794; p = 0,0600; r2 = 0,0781
abundance savců	diverzita ptáků	r = 0,3756; p = 0,0101; r2 = 0,1411
diverzita motýlů	diverzita ptáků	r = 0,1355; p = 0,3694; r2 = 0,0183
abundance motýlů	diverzita ptáků	r = 0,0345; p = 0,8198; r2 = 0,0012
diverzita ptáků	abundance ptáků	r = 0,8876; p = 0.0000; r2 = 0,7879
diverzita savců	abundance ptáků	r = 0,3822; p = 0,0088; r2 = 0,1461
abundance savců	abundance ptáků	r = 0,5085; p = 0,0003; r2 = 0,2586
diverzita motýlů	abundance ptáků	r = 0,1187; p = 0,4322; r2 = 0,0141
abundance motýlů	abundance ptáků	r = 0,0303; p = 0,8418; r2 = 0,0009
diverzita ptáků	diverzita savců	r = 0,2794; p = 0,0600; r2 = 0,0781
abundance ptáků	diverzita savců	r = 0,3822; p = 0,0088; r2 = 0,1461
abundance savců	diverzita savců	r = 0,8784; p = 0.0000; r2 = 0,7715
diverzita motýlů	diverzita savců	r = 0,1493; p = 0,3222; r2 = 0,0223
abundance motýlů	diverzita savců	r = 0,1411; p = 0,3497; r2 = 0,0199
diverzita ptáků	abundance savců	r = 0,3756; p = 0,0101; r2 = 0,1411
abundance ptáků	abundance savců	r = 0,5085; p = 0,0003; r2 = 0,2586
diverzita savců	abundance savců	r = 0,8784; p = 0.0000; r2 = 0,7715
diverzita motýlů	abundance savců	r = 0,1190; p = 0,4307; r2 = 0,0142
abundance motýlů	abundance savců	r = 0,1598; p = 0,2887; r2 = 0,0255
diverzita ptáků	diverzita motýlů	r = 0,1355; p = 0,3694; r2 = 0,0183
abundance ptáků	diverzita motýlů	r = 0,1187; p = 0,4322; r2 = 0,0141
diverzita savců	diverzita motýlů	r = 0,1493; p = 0,3222; r2 = 0,0223
abundance savců	diverzita motýlů	r = 0,1190; p = 0,4307; r2 = 0,0142
abundance motýlů	diverzita motýlů	r = 0,5761; p = 0,00003; r2 = 0,3319
diverzita ptáků	abundance motýlů	r = 0,0345; p = 0,8198; r2 = 0,0012
abundance ptáků	abundance motýlů	r = 0,0303; p = 0,8418; r2 = 0,0009
diverzita savců:	abundance motýlů	r = 0,1411; p = 0,3497; r2 = 0,0199
abundance savců	abundance motýlů	r = 0,1598; p = 0,2887; r2 = 0,0255
diverzita motýlů	abundance motýlů	r = 0,5761; p = 0,00003; r2 = 0,3319

Tab. 2: Vliv porostu na diverzitu a abundanci jednotlivých studovaných skupin.

diverzita ptáků	pokryvnost stromů	$r = -0,0908$; $p = 0,5484$; $r^2 = 0,0082$
	diverzita stromů	$r = 0,0591$; $p = 0,6964$; $r^2 = 0,0035$
	pokryvnost keřů	$r = 0,4168$; $p = 0,0040$; $r^2 = 0,1738$
	diverzita keřů	$r = 0,0542$; $p = 0,7203$; $r^2 = 0,0029$
	pokryvnost bylin	$r = 0,3381$; $p = 0,0215$; $r^2 = 0,1143$
	diverzita bylin	$r = 0,0473$; $p = 0,7549$; $r^2 = 0,0022$
abundance ptáků	pokryvnost stromů	$r = -0,0799$; $p = 0,5975$; $r^2 = 0,0064$
	diverzita stromů	$r = 0,1714$; $p = 0,2546$; $r^2 = 0,0294$
	pokryvnost keřů	$r = 0,4238$; $p = 0,0033$; $r^2 = 0,1796$
	diverzita keřů	$r = 0,0351$; $p = 0,8170$; $r^2 = 0,0012$
	pokryvnost bylin	$r = 0,3466$; $p = 0,0183$; $r^2 = 0,1201$
	diverzita bylin	$r = -0,1190$; $p = 0,4309$; $r^2 = 0,0142$
diverzita savců	pokryvnost stromů	$r = -0,0981$; $p = 0,5167$; $r^2 = 0,0096$
	diverzita stromů	$r = 0,2056$; $p = 0,1704$; $r^2 = 0,0423$
	pokryvnost keřů	$r = 0,4836$; $p = 0,0007$; $r^2 = 0,2338$
	diverzita keřů	$r = 0,1568$; $p = 0,2981$; $r^2 = 0,0246$
	pokryvnost bylin	$r = 0,0581$; $p = 0,7014$; $r^2 = 0,0034$
	diverzita bylin	$r = 0,0818$; $p = 0,5890$; $r^2 = 0,0067$
abundance savců	pokryvnost stromů	$r = -0,0811$; $p = 0,5921$; $r^2 = 0,0066$
	diverzita stromů	$r = 0,1525$; $p = 0,3116$; $r^2 = 0,0233$
	pokryvnost keřů	$r = 0,3964$; $p = 0,0064$; $r^2 = 0,1571$
	diverzita keřů	$r = 0,0477$; $p = 0,7530$; $r^2 = 0,0023$
	pokryvnost bylin	$r = 0,1281$; $p = 0,3962$; $r^2 = 0,0164$
	diverzita bylin	$r = 0,0472$; $p = 0,7556$; $r^2 = 0,0022$
diverzita motýlů	pokryvnost stromů	$r = -0,2627$; $p = 0,0778$; $r^2 = 0,0690$
	diverzita stromů	$r = -0,0009$; $p = 0,9951$; $r^2 = 0,0000$
	pokryvnost keřů	$r = 0,2173$; $p = 0,1469$; $r^2 = 0,0472$
	diverzita keřů	$r = 0,0137$; $p = 0,9280$; $r^2 = 0,0002$
	pokryvnost bylin	$r = 0,1498$; $p = 0,3205$; $r^2 = 0,0224$
	diverzita bylin	$r = 0,0751$; $p = 0,6197$; $r^2 = 0,0056$
abundance motýlů	pokryvnost stromů	$r = -0,4101$; $p = 0,0046$; $r^2 = 0,1682$
	diverzita stromů	$r = -0,2617$; $p = 0,0789$; $r^2 = 0,0685$
	pokryvnost keřů	$r = 0,1851$; $p = 0,2182$; $r^2 = 0,0343$
	diverzita keřů	$r = 0,1367$; $p = 0,3651$; $r^2 = 0,0187$
	pokryvnost bylin	$r = 0,2252$; $p = 0,1325$; $r^2 = 0,0507$
	diverzita bylin	$r = 0,5303$; $p = 0,0002$; $r^2 = 0,2812$

Tab. 3: Vliv kontextu okolí na diverzitu a abundanci jednotlivých studovaných skupin.

diverzita ptáků	listnaté	$r = 0,3646$; $p = 0,0127$; $r2 = 0,1329$
	jehličnaté	$r = -0,3646$; $p = 0,0127$; $r2 = 0,1329$
	louka	$r = -0,1038$; $p = 0,4923$; $r2 = 0,0108$
	jetelotravní	$r = 0,1875$; $p = 0,2120$; $r2 = 0,0352$
	pole	$r = -0,0981$; $p = 0,5165$; $r2 = 0,0096$
	květnatá l.	$r = 0,0514$; $p = 0,7345$; $r2 = 0,0026$
abundance ptáků	listnaté	$r = 0,3992$; $p = 0,0060$; $r2 = 0,1594$
	jehličnaté	$r = -0,3992$; $p = 0,0060$; $r2 = 0,1594$
	louka	$r = -0,2796$; $p = 0,0598$; $r2 = 0,0782$
	jetelotravní	$r = 0,3187$; $p = 0,0309$; $r2 = 0,1015$
	pole	$r = -0,0088$; $p = 0,9538$; $r2 = 0,0001$
	květnatá l.	$r = -0,1259$; $p = 0,4046$; $r2 = 0,0158$
diverzita savců	listnaté	$r = -0,0456$; $p = 0,7634$; $r2 = 0,0021$
	jehličnaté	$r = 0,0456$; $p = 0,7634$; $r2 = 0,0021$
	louka	$r = -0,0728$; $p = 0,6309$; $r2 = 0,0053$
	jetelotravní	$r = 0,1571$; $p = 0,2972$; $r2 = 0,0247$
	pole	$r = -0,1039$; $p = 0,4920$; $r2 = 0,0108$
	květnatá l.	$r = -0,1376$; $p = 0,3619$; $r2 = 0,0189$
abundance savců	listnaté	$r = 0,0474$; $p = 0,7544$; $r2 = 0,0022$
	jehličnaté	$r = -0,0474$; $p = 0,7544$; $r2 = 0,0022$
	louka	$r = -0,1007$; $p = 0,5056$; $r2 = 0,0101$
	jetelotravní	$r = 0,1311$; $p = 0,3850$; $r2 = 0,0172$
	pole	$r = -0,0257$; $p = 0,8655$; $r2 = 0,0007$
	květnatá l.	$r = -0,1279$; $p = 0,3968$; $r2 = 0,0164$
diverzita motýlů	listnaté	$r = 0,2142$; $p = 0,1529$; $r2 = 0,0459$
	jehličnaté	$r = -0,2142$; $p = 0,1529$; $r2 = 0,0459$
	louka	$r = -0,1319$; $p = 0,3821$; $r2 = 0,0174$
	jetelotravní	$r = 0,3235$; $p = 0,0283$; $r2 = 0,1047$
	pole	$r = -0,2415$; $p = 0,1059$; $r2 = 0,0583$
	květnatá l.	$r = 0,1496$; $p = 0,3212$; $r2 = 0,0224$
abundance motýlů	listnaté	$r = 0,3031$; $p = 0,0406$; $r2 = 0,0919$
	jehličnaté	$r = -0,3031$; $p = 0,0406$; $r2 = 0,0919$
	louka	$r = 0,0048$; $p = 0,9747$; $r2 = 0,0000$

Tab. 4: Vliv charakteru vegetace na diverzitu a abundanci jednotlivých studovaných skupin.

diverzita ptáků	nitrofilní	$r = 0,1999; p = 0,1829; r^2 = 0,0400$
	acidofilní	$r = -0,4393; p = 0,0023; r^2 = 0,1930$
	mezofilní	$r = 0,0454; p = 0,8295; r^2 = 0,0021$
	xerofilní	$r = 0,1834; p = 0,2225; r^2 = 0,0336$
	hydrofilní	$r = 0,2238; p = 0,1348; r^2 = 0,0501$
abundance ptáků	nitrofilní	$r = 0,2985; p = 0,0439; r^2 = 0,0891$
	acidofilní	$r = -0,4859; p = 0,0006; r^2 = 0,2361$
	mezofilní	$r = 0,0304; p = 0,8852; r^2 = 0,0009$
	xerofilní	$r = 0,1032; p = 0,4950; r^2 = 0,0106$
	hydrofilní	$r = 0,1469; p = 0,3299; r^2 = 0,0216$
diverzita savců	nitrofilní	$r = 0,2892; p = 0,0512; r^2 = 0,0836$
	acidofilní	$r = -0,3944; p = 0,0067; r^2 = 0,1555$
	mezofilní	$r = 0,0682; p = 0,7460; r^2 = 0,0047$
	xerofilní	$r = 0,0192; p = 0,8990; r^2 = 0,0004$
	hydrofilní	$r = -0,1990; p = 0,1848; r^2 = 0,0396$
abundance savců	nitrofilní	$r = 0,2546; p = 0,0877; r^2 = 0,0648$
	acidofilní	$r = -0,3091; p = 0,0366; r^2 = 0,0955$
	mezofilní	$r = 0,1484; p = 0,4789; r^2 = 0,0220$
	xerofilní	$r = -0,0625; p = 0,6797; r^2 = 0,0039$
	hydrofilní	$r = -0,2435; p = 0,1030; r^2 = 0,0593$
diverzita motýlů	nitrofilní	$r = -0,1951; p = 0,1938; r^2 = 0,0381$
	acidofilní	$r = -0,1444; p = 0,3382; r^2 = 0,0209$
	mezofilní	$r = 0,4510; p = 0,0236; r^2 = 0,2034$
	xerofilní	$r = 0,0554; p = 0,7148; r^2 = 0,0031$
	hydrofilní	$r = 0,0123; p = 0,9356; r^2 = 0,0002$
abundance motýlů	nitrofilní	$r = -0,1605; p = 0,2866; r^2 = 0,0258$
	acidofilní	$r = -0,2011; p = 0,1802; r^2 = 0,0404$
	mezofilní	$r = 0,3272; p = 0,1103; r^2 = 0,1071$
	xerofilní	$r = 0,0657; p = 0,6644; r^2 = 0,0043$
	hydrofilní	$r = -0,0472; p = 0,7556; r^2 = 0,0022$