

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Studijní program: Biologie
Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Vojtěch Košťíř

Vztah druhové rozmanitosti různých taxonomických skupin v nelesních biotopech

Cross-taxon congruence in species diversity in non-forest habitats

Bakalářská práce

Školitel: RNDr. Ondřej Sedláček, Ph.D.

Praha, 2021

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 5.5.2021

Vojtěch Košíř

Rád bych na tomto místě poděkoval rozumné, cenné, parádní a super rady svému školiteli Ondřejovi Sedláčkovi. Mamince za dobré stravování. Makedonské krajině a růžovému vínu značky Stobi.

Abstrakt

Vztahy mezi různými taxonomickými skupinami jsou jedním z hlavních faktorů ovlivňujícím ekosystémy na Zemi. Tato práce shrnuje korelace druhového složení a korelace druhové bohatosti na různých prostorových škálách. Znalost těchto tzv. cross-taxon congruences je zásadní pro ochranu přírody a management druhově bohatých lokalit nelesních biotopů. Jedním z hlavních cílů této práce bylo najít zástupné taxony vhodné pro ochranu biodiverzity na nelesních biotopech. Bezobratlí a cévnaté rostliny jsou obecně dobré zástupné taxony pro ochranu biodiverzity. Například, střevlíci mají dobré korelace druhové bohatosti na širokých prostorových škálách. Na jemných prostorových škálách však jejich důležitost výrazně klesá. Na obou typech škál druhová bohatost mravenců a motýlů pozitivně koreluje s druhovou bohatostí. Obratlovci se naproti tomu ukázali jako nevhodný zástupný taxon, vyjma ptáků, které je možné vložit do „shopping basket“ s bezobratlími a cévnatými rostlinami. Na jemných škálách se druhové složení mění s typem hospodaření na studovaných lokalitách. Z těchto specifických druhových společenstev můžeme vybrat vhodné deštníkové druhy. Nejlepší deštníkové druhy nelesních biotopů jsou bezobratlí herbivoři jako motýli a rovnokřídlí, mezi kterými najdeme habitatové specialisty. Definování těchto zástupných a deštníkových druhů nám pomůže zvolit vhodný typ managementu lokalit.

Klíčová slova: cross-taxon congruences, druhová bohatost, druhové složení, nelesní biotopy

Abstract

Relationships between different groups of organisms are one of the major factors shaping Earth's ecosystems. This thesis analyses correlations in species composition and species richness at different spatial scales. Knowledge of these so-called cross-taxon congruences are crucial for proper nature conservation and management of species-rich localities of non-forest habitats. One of the main aims of the thesis was to find suitable surrogate groups for biodiversity conservation in non-forest habitats. Invertebrates and vascular plants are generally good surrogate groups for biodiversity conservation. For example, ground beetles seem to have good correlations in species richness at large spatial scales. However, their importance deeply declines at small spatial scales. At both scales, the species richness of ants and butterflies positively correlates with general species richness. Vertebrates, on the other hand, appear to be a bad surrogate taxon, except for birds which can be placed into a shopping basket with invertebrates and plants. At small scales, species composition differs with the type of agricultural use at studied localities. Umbrella species can be selected from these specific species communities. Best umbrella species for non-forest habitats are invertebrate herbivores such as butterflies or orthopterans, which are habitat specialists. Defining such surrogate and umbrella species can help us to select suitable management of localities.

Keywords: Cross-taxon congruence, species richness, species composition, non-forest habitats

Obsah

1. Úvod	1
1. Obecná charakteristika cross-taxon congruences	2
1.1 Cross-taxon congruences a ochrana přírody	4
2. Cross-taxon congruences na širokých geografických škálách	5
2.1 Korelace v druhové bohatosti mezi bezobratlími a obratlovci	6
2.2 Korelace v druhové bohatosti brouků a dalších skupin	9
2.3 Korelace v druhové bohatosti rostlin a ostatních skupin.....	11
2.4 Trendy v cross-taxon congruences na širokých geografických škálách.....	12
3. Cross-taxon congruences na jemných geografických škálách	12
4. Péče o nelesní biotopy ve vztahu k různým taxonomickým skupinám.....	18
4.1 Management stávajících biotopů	19
4.2 Obnova degradovaných biotopů	24
4.3 Obecné principy ochrany nelesních biotopů.....	29
Závěr	30
Přehled literatury.....	32

1. Úvod

Nelesní stanoviště představují důležitý krajinný prvek ukrývající významnou část středoevropské biodiverzity, přesto jsou mimořádně ohroženým typem habitatu (Pärtel et al., 2005; Török et al., 2012; Habel et al., 2013). V celosvětovém měřítku jejich podíl na světové biodiverzitě nelze přehlížet. Ze všech typů nelesních stanovišť jsou nejvíc ohroženy zonální stepi, které jsou ukrajovány obilnými poli, z kterých je obnova do původního stavu velmi složitá a dlouhodobá. Podobně tomu je i u amerických prérií, které byly z velké části přeměněny na kukuřičná pole (Kissinger & Rees, 2009). Biodiverzita nelesních habitatů, jako jsou savany nebo pampy, je ohrožena dalšími intenzivními zemědělskými postupy, jako jsou extrémně intenzivní farmové chovy nebo plantážnictví (Skarpe, 1991; Kgosikoma et al., 2013; Fernandes et al., 2016). Podobně tomu je i ve střední Evropě, kde je původní krajina rozdělena na intenzivně obhospodařovaná scelená pole nebo leží ladem, protože se na ní lidem již nevyplatilo hospodařit (Uchida & Ushimaru 2014; Uchida et al., 2018). Krajina drobných políček, mezí, lesíků a sadů, v kterých žila pestrá paleta druhů, se tak náhle změnila na plochy lánů jedné plodiny, a plochy, které podlely sukcesí, nebo dokonce cílenému zalesnění. Ohrožená biodiverzita nelesních stanovišť tak přežívá na „ostrovech“ tvořených chráněnými územími a v posledních zbytcích tradičně obhospodařované kulturní krajiny. Na těchto „ostrovech“ pak dochází nejen k úbytku druhů, ale v případě bezobratlých dokonce i dramatickému úbytku jedinců a celkové biomasy (Hallmann et al., 2017).

Jedním z úskalí praktické ochrany nelesních biotopů je nedostatek informací o ekologických nárocích jednotlivých druhů. Pro úspěšnou ochranu nelesních biotopů je zásadní zvolení vhodného přístupu péče o lokalitu. Stále také postrádáme informace o tom, jakým způsobem se management vybraných cílových druhů shoduje s potřebami ostatní biodiverzity na lokalitě (Rodrigues & Brooks 2007; Lindenmayer et al., 2015).

Cílem této práce je analýza dostupných informací o fenoménu cross-taxon congruence (Termín „cross-taxon congruence“ nemá v češtině ustálený ekvivalent. Proto v práci užívám původní anglický termín), tedy o korelacích druhové rozmanitosti různých taxonomických skupin. Cross-taxon congruence je jev, při kterém druhová bohatost, druhové složení nebo stupeň ohroženosti koreluje mezi dvěma a více taxonomickými skupinami (může se jednat o korelace pozitivní i negativní), a to na dané geografické škále (Lamoreux et al., 2006). Tato práce se zaměřuje především na pozitivní korelace, které mají z hlediska ochrany přírody lepší praktické využití (absence jednoho taxonu jistě neindikuje výskyt druhého, naopak obráceně již může indikační role fungovat dobře). Fenomén cross-taxon congruence je v ochranářské praxi dlouhodobě zanedbáván, přestože znalost distribuce biodiverzity je v ochraně

přírody fundamentálním podkladem a otevírá možnosti upřednostňovat výběr určitých chráněných lokalit či širších území (Myers et al., 2000; Carroll et al., 2004).

Fenoménu cross-taxon congruence se částečně věnuje např. fytoecologie, nauka o rostlinných společenstvech. Je detailně popsáno, které rostliny spolu obývají a tím zároveň tvoří jednotlivé biotopy, tedy korelují ve svém druhovém složení. Naopak korelace druhového složení živočichů či korelace mezi druhovým složením rostlin a živočichů, již tak detailně popsané nejsou. Popis těchto korelací mezi jednotlivými skupinami by mohl významně pomoci v lepší a cílenější ochraně biodiverzity. Hlavní myšlenkou této bakalářské práce je vymezení zástupných taxonů (tzv. surrogates), které mají v druhové bohatosti nebo druhovém složení pozitivní korelace s dalšími druhy nebo skupinami a mohou tak zaštitit ochranu biotopů, případně zastávají indikační roli (Hunter et al., 2016). Z těchto zástupných taxonů můžeme následně vybírat nápadné a lehce určitelné deštníkové druhy (umbrella species), jejichž ochrana vytvoří určitý standard biotopových podmínek pro celé společenstvo (Roberge et Angelstam 2004). Ve své bakalářské práci se dále věnuji způsobům, jakými lze korelace využít v ochraně biodiverzity. Vedle výše zmíněných cílů dále v práci analyzuji možnosti aplikace znalostí cross-taxon congruences pro praktický management nelesních biotopů ve střední Evropě, které plánuji v budoucnu využít mj. i při zpracování diplomového projektu.

1. Obecná charakteristika cross-taxon congruences

Z několika výzkumů zaměřených na rozložení biodiverzity na určitých stanovištích se stále zřetelněji ukazuje, že i po statistickém okleštění komplikujících faktorů jako jsou např. environmentální podmínky či dostupnost zdrojů, existují nezanedbatelné korelace mezi výskyty jednotlivých skupin (Hawkins et al., 2003; Grenyer et al., 2006; Wolters et al., 2006). Pro tento typ korelací se ustálil termín cross-taxon congruences. Jak již bylo zmíněno výše, tento fenomén se týká jak souběžného výskytu jednotlivých druhů (kdo s kým žije – druhové složení společenstev neboli species composition), tak i diverzity (výše diverzity jedné skupiny koreluje s výší diverzity těch ostatních – druhová bohatost neboli species richness).

Poznání souvislostí mezi korelacemi druhové rozmanitosti různých taxonomických skupin organismů může být velmi dobře využitelné při druhové i biotopové ochraně (Hawkins et al., 2003). Aktuálně nejrozšířenějším kritériem pro hodnocení biologicky cenných lokalit je většinou prostý součet druhů a/nebo výskyt druhů vzácných (Ricketts et al., 1999). V některých případech je ochrana stanovena pouze na základě fytoecologie, a to bez znalosti vztahů mezi ostatními hráči daného ekosystému (Young, 2000). V případě nelesních stanovišť, kterým se tato práce věnuje především, bylo popsáno několik dílčích korelací, jako jsou vztahy monofágních herbivorů a jejich živných rostlin (Weisser &

Harri, 2005) nebo společný výskyt některých druhů s vazbou na charakteristický typ biotopu, např. krátkostébelnou step (Wallis De Vries & Raemakers, 2001). Stále se však dostatečně neví, které skupiny nebo druhy vykazují vzájemnou korelaci v geografickém rozšíření, diverzitě a početnosti či jaké kombinace druhů napříč taxonomickými skupinami dohromady vytvářejí ucelená a dobře definovatelná společenstva určená druhovým složením, která se v krajině pravidelně opakují. Cross-taxon congruences závisí na geografických škálách, na nichž jsou měřeny a bylo zjištěno, že tyto korelace v druhové bohatosti mezi jednotlivými skupinami bývají výraznější na širších škálách (Wiens, 1989). Stále však není příliš jasné, jakým způsobem jsou cross-taxon congruences ovlivněny fragmentací krajiny nebo degradací biotopů (Launer & Murphy, 1994).

Většina známé diverzity živočichů závisí na různých škálách na diverzitě rostlin (Siemann et al., 1998; Knops et al., 1999). Výskyt konkrétních rostlin však ještě není zárukou výskytu konkrétních živočichů, roli hraje kromě klimatických podmínek také celá řada dalších faktorů jako jsou výška vegetace, management lokalit, přítomnost pasených zvířat či vlhkost lokality (Abbitt & Scott, 2001). Výše zmíněné nejasnosti dělají z fenoménu cross-taxon congruence zajímavé a atraktivní téma i z hlediska ochrany přírody, jejíž efektivitě by pomohlo například nalezení zástupných taxonů (surrogates) nebo nalezení korelací v druhovém složení, které se v rámci biotopu v krajině opakují (Moog et al., 2002; Sluis, 2002).

Existuje několik hypotéz, proč existují korelace biodiverzity v druhové bohatosti nebo druhovém složení. Zpravidla se však vzory opakují a jejich důvody jsou velmi prosté. Vycházejí ze společné evoluční historie, v tomto případě koevoluce, adaptaci na stejné zdroje potravy, vzájemné závislosti, případně nutnosti výskytu jednoho druhu pro výskyt druhého (Toranza & Arim, 2010).

Podle jedné z teorií je hlavním určujícím faktorem pozitivních korelací efekt jednoho taxonu na diverzitu druhého, a to prostřednictvím přímých vztahů mezi organismy, jako je například kompetice vztah kořist-predátor atp. (Hairson et al., 1960). Shoda vysoké diverzity jednotlivých taxonů však může být ovlivněna také společnou biogeografickou historií, kdy se organismy adaptovaly na dlouhodobou koexistenci anebo společnou odpověď taxonů na environmentální podmínky (Polis et al., 2000; Lafferty et al., 2008). Shody mohou dále souviset s diverzitou jedné skupiny, která poskytuje dostupnost zdrojů či útočiště pro druhou skupinu, čímž přímo ovlivní diverzitu a početnost skupiny druhé. Klasickým příkladem jsou ekosystémoví tvůrci, např. kopytníci, kteří jsou zásadní pro výskyt koprofágů, nebo živné rostliny zásadní pro výskyt herbivorního hmyzu (Hairson et al., 1960; Kissling et al., 2008). Poslední vysvětlení pozitivních korelací v druhové bohatosti je ve společné odpovědi na dostupnost zdrojů a průměrnou roční teplotu (Gaston, 2000; Willig et al., 2003). Klimatické podmínky

jsou obecně hlavním faktorem ovlivňujícím diverzitu, a to právě díky (ne)dostupnosti vody a energie, průměrná teplota například výrazně ovlivňuje početnost i druhové složení studenokrevných obratlovců (Brown et al., 2004).

Kromě výše zmíněných příčin zde hraje roli i celá řada jiných faktorů jako jsou například kontinuita biotopu (Hofmaister et al., 2019), míra lidské disturbance, nebo malá schopnost migrace některého z druhů (Akiyama & Kawamura, 2007). Similá et al. (2006) upozorňují také na to, že lze nalézt silnou korelaci mezi druhovým složením daných skupin, přestože korelace mezi druhovou bohatostí bývají slabé.

1.1 Cross-taxon congruences a ochrana přírody

Cross-taxon congruences jsou důležitým konceptem v ochraně přírody, protože díky nim můžeme hledat zástupné druhy a skupiny (surrogates) pro obecnější jevy a patrnosti v rozložení biodiverzity v prostoru. Díky nim je možné zjednodušit ochranu lokalit nastavením specifické, cílené péče vyhovující širšímu spektru organismů (Wiens et al., 2008). Jak již bylo řečeno, jediné detailněji popsané korelace v druhovém složení společenstev jsou fytoocenózy (Young, 2000). Popis zoocenóz naopak spíše pokulhává, stejně jako studium korelací mezi rostlinami a živočichy (Lewandowski et al., 2010). Může se tak jednoduše stát, že management, který vyhovuje rostlinám, zdecimuje populaci určitého druhu živočicha. Jeden příklad za všechny může být populace žluťáka barvoměnného (*Colias myrmidone*) v Bílých Karpatech, kterou zlikvidovala špatně načasovaná, celoplošná seč prováděná těžkou technikou, která sice vyhovovala orchidejím, ale systematicky ničila housenky motýla (Konvička et al., 2008). Pokud by byla ochrana nastavena tak, aby chránila pro daný biotop typické druhové složení, cílila by i na bezobratlé a žluťásek barvoměnný by nemusel vyhynout. Poznání korelací v druhovém složení tedy pomůže těmto situacím předcházet a také lépe vybírat místa pro vznik prioritních území pro ochranu biotopů i druhů (Kremen, 1994; Pearson & Carroll, 1998).

Pro lepší pochopení drastického úbytku biodiverzity v Evropě i jinde ve světě (Dullinger et al., 2013; Newbold et al., 2015) a pro praktickou ochranu konkrétních území, je důležité najít deštníkové druhy, podle jejichž bohatého výskytu na lokalitách bude zřejmý ochrannářský úspěch (Simberloff, 1998; Caro, 2003; Bifulchi & Lode, 2005; Rowland et al., 2006). Znalost cross-taxon congruence nám umožňuje poznání indikátorových nebo zástupných druhů (surrogates) či skupin typických pro daný biotop, které indikují možný výskyt jiných druhů či skupin. Z indikátorových druhů či skupin pak můžeme vybírat vhodné deštníkové druhy, díky kterým bude zastřešena ochrana konkrétních lokalit či biotopů. Ideální zástupný taxon představuje snadno určitelný a naležitelný druh či skupinu druhů, lze jej

ideálně použít na rozdílných prostorových škálách, je dobře prozkoumaný, citlivý na změnu biotopových podmínek, a zároveň musí dobře odrážet druhovou bohatost ostatních, příbuzných i nepříbuzných skupin (Caro, 2001). V současnosti stále nevíme, zda mohou fungovat jako zástupné taxony druhové diverzity nejen konkrétní druhy, ale i jednotlivé taxonomické skupiny, a jak efektivně by zástupnou roli splňovaly (Ricketts et al., 1999; Fleishman et al., 2005). Většina prací se zaměřuje na známé, dobře prozkoumané skupiny, které staví do role zástupného taxonu a ostatní jsou tak podceňované a málo prozkoumané (Prendergast et al., 1993; Sisk et al., 1994; Beccaloni & Gaston, 1995; Gaston, 1996; Pearson & Carroll, 1998; Lawton et al., 1998). Díky tomu také nelze jednoznačně říci, jaké druhy či skupiny budou roli zástupných taxonů splňovat nejlépe (Schuldt et al., 2009).

Ze zástupných taxonů (surrogates) a z nich vybraných deštníkových druhů (umbrella species) lze dokonce sestavit „sety“ skupin či druhů (tzv. shopping basket), které budou vhodně zastřešovat potřeby většiny biodiverzity daného území (Williams et al., 1994; Kotze & Samways, 1999; Sauberer et al., 2004). Koncept shopping basket by byl výhodný třeba v případě již zmiňovaného žluťáka barvoměnného, kdy je jedna skupina natolik typická pro daný biotop, že je nutné brát zřetel na její ochranu, avšak další typické skupiny vyžadují ještě specifičtější cílený management (Sauberer et al., 2004). Sestavený shopping basket pomáhá nastavit ochranu většiny úseku biodiverzity bez nutnosti podrobných a drahých každoročních monitoringů, protože je vytvářeno prostředí i pro druhy se specifickými, nebo mírně odlišnými biotopovými nároky (Ricketts et al., 1999; Corcos et al., 2021). Někteří autoři se dokonce domnívají, že koncept shopping basket je v tomto směru nejlepším řešením, protože pouze jeden taxon by zástupnou roli splňoval nedostatečně (např. Kremen, 1992; Prendergast et al., 1993; Lawton et al., 1998; Lund & Rahbek, 2002).

2. Cross-taxon congruences na širokých geografických škálách

Pro pochopení jevů na jednotlivých lokalitách či menších krajinných celcích je vhodné nejprve nastínit obecné trendy, které se odehrávají na širokých geografických škálách, tedy na úrovni států (spíše z praktického hlediska) či větších oblastí, které zahrnují více biomů. Na nich bývají korelace mezi druhy méně ovlivněny lokálními podmínkami na konkrétních lokalitách a výsledky bývají reprezentativnější, byť při tak velkém zobecnění je těžké nalézt důvody nalezených korelací (Hortal et al., 2008). Výsledky jsou reprezentativnější z toho důvodu, že je neovlivňují lokální disturbance či mikroklima, na druhou stranu se zde překrývají druhy různých biotopů (Hawkins et al., 2003).

Korelace druhové bohatosti nalezené na širokých prostorových škálách lze nicméně srovnat s nalezenými korelacemi v rámci lokálních studií a pokusit se tak popsat obecně platné zákonitosti. Je však nutné mít na paměti, že dochází k překryvu výskytu druhů různých biotopů, kdežto na lokálních škálách studujeme většinou druhy konkrétních biotopů. Níže jsou popsány druhy a celé skupiny, které nejlépe korelují v druhové bohatosti s ostatními skupinami, přičemž budou zanedbány korelace druhového složení na širokých škálách. Ty jsou totiž ovlivněny přirozenými areály druhů, které se liší v rámci jednotlivých taxonomických skupin. Výzkum korelací na širokých škálách tak dokáže zachytit pouze skutečně silné trendy. Okrajově zde budou zmíněny i korelace v počtu endemických druhů, je však nad rámec této práce popsat endemismus do detailu. Následující kapitoly se věnují příkladům korelací v druhovém složení, které jsou lépe využitelné v praktické ochraně přírody a pro něž lze popsat specifický management lokalit.

2.1 Korelace v druhové bohatosti mezi bezobratlými a obratlovci

Bezobratlí zastupují 95 % veškeré fauny (Myers et al., 2000) a silně ovlivňují ekosystémové procesy (Partsch et al., 2006), proto je důležité se zaměřit na rozložení právě jejich biodiverzity. Většina studií cílených na korelace mezi taxony na velkých prostorových škálách se však zaměřuje na rostliny a obratlovce (Myers et al., 2000; Quian & Ricklefs, 2008), případně pokud se již zaměřují na bezobratlé, studují je spíše lokálně (Prendergast et al., 1993; Lund & Rahbek, 2002). Nicméně, několik prací věnujících se korelacím počtů druhů bezobratlých s ostatními skupinami na širokých škálách bychom našli. Mezi klasiky studií mezitaxonových vztahů patří Andreas Schuldt a Thorsten Assmann. V jedné z jejich prací (Schuldt & Assmann, 2010) porovnávali diverzitu dvanácti taxonů bezobratlých. Pomocí rešerší faunistických databází porovnávali, jakým způsobem se svým výskytem v druhovém bohatství shodují s obratlovci a rostlinami s cílem nalézt oblast v Evropě (celkem zkoumali 33 zemí), která bude mít z hlediska ochrany biodiverzity největší prioritu. Zároveň se pokusili najít takové skupiny, které budou dobře zastupovat většinu ostatních druhů a na které bude pak vhodné zaměřit ochrannářskou pozornost. Autoři si z bezobratlých vybrali pavouky (*Araneae*), chvostoskoky (*Collembola*), jepice (*Epheneoptera*), pošvatky (*Plecoptera*), chrostíky (*Trichoptera*), vážky (*Odonata*), mšice (*Aphidae*), mravence (*Formicidae*), motýly (*Lepidoptera*), komáry (*Cilicidae*), tesaříky (*Cerambycidae*) a střevlíky (*Carabidae*), z obratlovců pak plazy, obojživelníky a savce. Mezi jmenovanými skupinami jsou samozřejmě velké rozdíly v míře faunistického poznání. Chvostoskoci nebo mšice jsou známí daleko méně než třeba motýli a tesaříci, a i poznání těchto skupin hmyzu je mnohem menší, než je tomu například u ptáků. Autorům se nicméně podařilo definovat místa v Evropě s vysokou biodiverzitou a zajímavými korelacemi. Příkladem mohou být střevlíci, kteří se všemi sledovanými skupinami

korelovali v počtu druhů endemitů i v počtu druhů obecně. Silné korelace v druhové bohatosti měli mezi sebou také rostliny a mravenci, což se shoduje i s dalšími studiemi (Andersen, 1997; Jiménez-Carmona et al., 2020). Důvod tohoto spojení je fakt, že velké množství druhů mravenců v temperátu jsou specialisté na bezlesé biotopy, tedy louky, pastviny či stepi, což jsou zároveň i místa, která vynikají svojí rozmanitostí rostlin.

Některé rostliny se dokonce šíří disturbovanými místy po mraveništích (Beatie, 1989). Silné korelace druhové bohatosti měli bezobratlí mezi sebou jak v případě shod v počtu endemitů, tak v druhové bohatosti obecně. Nejméně s počtem druhů bezobratlých korelovali komáři a pošvatky. Naproti tomu, korelace mezi obratlovci a bezobratlými byly méně silné, což nabourává časté využívání obratlovců jako deštníkových druhů. V rámci Evropy našli autoři jasný gradient biodiverzity od severu k jihu, a to jak v druhové bohatosti, tak v stupni endemismu. U endemismu se již nedá hovořit ani o gradientu. V severní a střední Evropě nejsou téměř žádní endemité, naproti tomu v jižní části kontinentu jich najdeme mnoho: evropskými „centry“ biodiverzity jsou Itálie, Francie, Španělsko, Řecko a z hlediska druhové bohatosti, nikoli však endemismu, i Ukrajina. Výjimku tvořily mšice, které mají centrum výskytu i endemismu ve střední Evropě. Korelovaly počty druhů rostlin a hmyzu, a to stejné platilo i u endemitů. Souvislost mezi výskytem endemitů u rostlin a obratlovců byla pak velmi slabá. Endemičtí obratlovci více korelovali jen s endemickými motýly a střevlíky. Právě střevlíci svým výskytem korelovali pozitivně u téměř všech skupin, a to v rámci endemismu i druhové bohatosti. To se shoduje i s dalšími studiemi na velké části Palearktu i dalších místech (Schuldt & Assmann, 2009). Jako nejreprezentativnější taxony celkové diverzity ostatních sledovaných taxonů tedy vyšly cévnaté rostliny, střevlíci, mravenci a těsně za nimi následovali pavouci. Rostliny a střevlíci byli zároveň nejreprezentativnější i pro shody v endemismu, kdy endemičtí střevlíci kopírovali rozšíření endemických rostlin.

Velmi důležitým poznatkem této práce bylo zjištění, že druhová bohatost hmyzu značí i velkou druhovou bohatost obratlovců, ale nikoli naopak. Pokud je však na široké škále velká druhová bohatost obratlovců (především plazů a někdy i savců), tak to vůbec neznamená, že na daném území bude velká druhová bohatost hmyzu. Je však nutné zdůraznit, že tento trend nebyl příliš výrazný a byl zaznamenán pouze v oblastech, kde se vyskytovalo velké množství obratlovců. V oblastech, kde je vysoká druhová bohatost hmyzu, je vždy vysoká druhová bohatost obratlovců. Především to bylo zřejmé v kontrastu s korelacemi v druhovém bohatství hmyzu a rostlin, protože hmyz doslova kopíroval druhové bohatství rostlin.

Mezi nejčastější skupinu obratlovců, která je používána jako zástupná, jsou ptáci. Je tedy nasnadě popsat korelace v druhové bohatosti, které mají ptáci spolu s hmyzem. Jako zástupný taxon hmyzu na velkých prostorových škálách jsou často používáni motýli. David a Pearson (1999) zjistili, že vztahy v druhové bohatosti ptáků a motýlů v západní části USA se shodují v místech výskytu i v početnosti. Autoři vytyčili dva typy čtverců, velký (jedna strana v průměru 275 km) a ty si rozdělili ještě na malé (jedna strana v průměru 137,5 km). Zjistili, že výrazně průkaznější korelace mezi diverzitou jednotlivých skupin jsou na větších prostorových škálách. Na podobné škále (vytyčené čtverce o straně 275 km a 350 km) byla nalezena pozitivní korelace mezi druhovou bohatostí svižníků, ptáků a motýlů, a to především v Severní Americe a Indii (Pearson & Carrol, 1998). Důležité také je, že v klimaticky nejsušší Austrálii měly průměrné srážky na rozložení biodiverzity největší vliv, a to především na ptáky a motýle. Jelikož svižníci byly na sucho adaptovaní nejvíce, rozložení jejich diverzity bylo více rovnoměrné. Větší vliv klimatu na biodiverzitu v Austrálii v porovnání s Evropou či USA potvrdili i Letcher a Harvey (1994).

Naproti tomu při analýze korelací druhové bohatosti savců, ptáků, vyšších rostlin, motýlů, termitů, mravkolů, vrubounovitých brouků a krasců na čtvercích o velikosti strany 625 km v jižní Africe byl nalezen pouze minimální počet čtverců, které by dostatečně obsáhly bohatost všech skupin (Jaarsveld et al., 1998). Je to proto, že každou skupinu ovlivňují klimatické podmínky trochu jinak, a dokonce i korelace v druhové bohatosti herbivorů a rostlin nemusejí být vždy zcela jednoznačné. Mnoho autorů podobně zpochybnilo možnost, že by jeden jediný taxon mohl zastoupit veškerou biodiverzitu (např. Currie, 1991; Kerr 1997). Hawkins a Porter (2003) studovali vztahy mezi bohatostí motýlů a rostlin v Kalifornii. Zjistili, že ve chvíli, kdy se zahrnou i jiné faktory (především primární produktivita, evapotranspirace, topografická variabilita území), tak bohatost rostlin nemá vliv na bohatost druhů motýlů. Tuto analýzu zopakovali pro 37 striktních monofágů a i tam našli relativně malé korelace s druhovou bohatostí rostlin. Vypadá to tedy, že diverzita rostlin neovlivňuje motýly přímo, ale ovlivňuje je hlavně produktivita prostředí. Z výše popsaných výsledků tedy vyplývá, že obecnou diverzitu velmi dobře zastupují bezobratlí a rostliny. Někteří obratlovci (např. ptáci) pak tuto roli zastupují lépe než jiní (například savci). Pro praktickou ochranu se tedy jeví, že jako zástupci celkové diverzity jsou vhodní bezobratlí, nicméně ještě lepší možností by bylo vybrat nejreprezentativnější skupinu bezobratlých a obratlovců, a ty pak zkombinovat s rostlinami jako tzv. shopping basket.

Ricketts et al. (1999) hledali korelace mezi taxony a zároveň testovali, jak mohou jednotlivé taxony fungovat jako indikátory vysoké biodiverzity v Severní Americe a na severu Mexika. Autoři se zaměřili na devět velkých skupin – ptáky, motýly, savce, plazy, obojživelníky, terestrické plže, svižníky, stromy a

„nestromové“ cévnaté rostliny, celkově přes 20 000 druhů. Hledali korelace mezi druhovou bohatostí skupin navzájem, mezi konkrétními taxony a celkovou diverzitou. Autoři zkoušeli ověřit, zda běžně používané zástupné taxony jako jsou ptáci, motýli a savci, mohou být klíčem k ochraně zbytku biodiverzity. Ukázalo se, že všechny z těchto devíti taxonů spolu v druhové bohatosti korelují, ale savci měli korelace s ostatními taxony slabší a jejich využití jakožto zástupců celkové biodiverzity tedy není příliš vhodné. Dále byly nalezeny malé korelace mezi stromy a zbytkem rostlin, a to pravděpodobně proto, že stromy stíní a v lesnatých oblastech musí být logicky méně míst, kde mohou rostliny růst. Přesto ale někteří autoři korelace druhové bohatosti mezi stromy, keři a rostlinami nacházejí (např. Currie, 1991). Velkou roli při této velké analýze hrál latitudiální gradient (33-74 % vysvětlené variability). Z korelací lze vyzorovat především biotopové nároky daných skupin. Nejvíce spolu korelovali obojživelníci a stromy, stromy a suchozemští plži, obojživelníci a suchozemští plži, ptáci a savci, savci a motýli, plazi a obojživelníci, a svižníci a plazi. Důvody těchto spojení tkví pravděpodobně ve sdílených biotopových potřebách nebo také kontinuitou daného biotopu, kdy například obojživelníci mají špatné disperzní schopnosti (Vences et al., 2003). Mezi některými dvojicemi docházelo k nulové korelaci, konkrétně mezi ptáky a plazy, ptáky a obojživelníky, nebo mezi savci a plazy. Mezi terestrickými plži a savci, a kupodivu také mezi stromy a savci, byly dokonce nulové až mírně negativní korelace. To znamená, že více druhů stromů znamenalo méně druhů savců, podobně tomu bylo mezi savci a plži. Ukazuje se tedy, že běžně studované taxony, které bývají často využívány jako zástupné taxony, nejsou pro tuto roli příliš vhodné, především tedy co se týče savců. Autoři po tomto zjištění ještě zkusili změřit korelace mezi zbylými taxony, a to tak, že vzali motýly, ptáky a savce do jednoho „nákupního košíku“ (shopping basket viz výše), tento set pak koreloval s ostatními skupinami v druhové bohatosti různě, od malých korelací až po velké. Ani tento shopping basket tedy nemůže zahrnout veškerou biodiverzitu rovnoměrně a bude nutné se pokusit hledat ještě mezi dalšími skupinami.

2.2 Korelace v druhové bohatosti brouků a dalších skupin

Brouci jsou vůbec nejdiverzifikovanější skupinou hmyzu světa. Patří mezi ně i významní ekosystémoví tvůrci a také dobře poznatelné, známé skupiny, z nichž lze vybírat nové deštníkové druhy. Skupinou, která zpravidla v druhové bohatosti silně koreluje s ostatními skupinami, jsou střevlíci (Carabidae) (Schuldt & Assmann, 2010). Schuldt et al. (2009) v analýze střevlíků srovnávali korelaci endemismu a druhové bohatosti střevlíků s výskytem obratlovců (plazi, obojživelníci) a cévnatých rostlin. Důvod, proč nezahrnuli ptáky ani savce byl ten, že u plazů a obojživelníků je disperzní schopnost podobná jako u střevlíků, a lze vyloučit možnost, že se někde střevlíci nevyskytují pouze kvůli geografickým bariérám (Hawkins & Pausas, 2004). Ukázalo se, že ve východním Palearktu byla korelace druhové

bohatosti střeplíků a obojživelníků velmi silná, o něco méně pak se střeplíky koreloval počet druhů plazů. Při shrnutí těchto výsledků se ukázalo, že největší korelace jsou mezi počtem druhů střeplíků, obojživelníků a rostlin. Plazi měli nejmenší korelace v druhové bohatosti s ostatními skupinami.

Podobné trendy jako našli autoři pro střeplíky, našli také Lumaret a Lobo (1996), kteří popsali korelace v počtech druhů mezi chrobáky, rostlinami a obojživelníky v Mediteránu. Silné korelace byly mezi druhovým bohatstvím koprofágů a rostlin. To by mohlo být tím, že pro rostliny i pro koprofágy je důležitá pastva. V místech bez pastvy se pak vyskytuje méně rostlin i méně koprofágů. Fattorini et al. (2012) provedli podobné zhodnocení v mediteránní oblasti v Turecku. Porovnávali stonožky (*Chilopoda*), svižníky (*Cindelidae*), vodomily (*Hydrophilidae*), leskňáčky (*Nitidulidae*), mandelinky (*Chrysomelidae*), a motýly (*Lepidoptera*). Zaměřili se na odlišné ekologické potřeby skupin (herbivoři vs. karbivoři). Zjišťovali, zda různé skupiny vykazují korelace v druhové bohatosti napříč oblastmi v rámci regionu, jaké jsou druhově nejvýznamnější oblasti, a zda oblast s druhovou bohatostí jedné skupiny bude významná i pro ty další. Celkově měli 67 oblastí, každá z nich měla zhruba 100km². Porovnávali místa s vysokými počty druhů jednotlivých skupin, tedy oblasti jejich vysoké druhové bohatosti. Stonožky, svižníky a vodomilové byli spíše na severu (potřeba vlhkosti, případně hor). Motýli a leskňáčci se koncentrují naopak spíše na východě. Mandelinky pak zcela kopírují zbytky tureckých lesů. Pro zdůraznění ochranného aspektu bylo zjištěno, že na identifikovaných oblastech s vysokým počtem druhů se vyskytovalo 68-80% bohatosti dané skupiny. Tyto oblasti pak zachycovaly v průměru 50% diverzity ostatních skupin, což je relativně bohatý výsek biodiverzity. Jinými slovy se ukázalo, že ve Středomoří, kde člověk působí již tisíce let, se vyplatí chránit místa, která jsou pro jednu skupinu významná. Mezi skupiny, které nejlépe reprezentovaly diverzitu ostatních skupin patřily stonožky, leskňáčci a vodomilové. Naopak denní motýli se ukázali jako skupina, která pro reprezentaci celkové biodiverzity příliš vhodná není. Přitom je to nejčastější hmyzí skupina, která je používána jako deštníková (Thomas, 2005). Velmi malé a v podstatě neprůkazné byly také korelace druhové bohatosti mezi svižníky a mandelinkami, stonožkami a motýly, motýly a svižníky, a motýly a vodomily.

Brouci tedy mohou být dobrým zástupcem biodiverzity na širokých škálách. Jako velmi dobří zástupci vyšli střeplíci, kteří odrážejí celkový počet druhů i počet druhů endemitů ostatních skupin, případně i dokážou reprezentovat výskyt obojživelníků. Také ostatní skupiny brouků jsou vhodné zástupci celkové biodiverzity, nicméně reprezentují spíše konkrétní typ biotopu, zmiňme například mandelinky, které obývají především středomořské tvrdolisté lesy (Fattorini, 2010). Jednotlivé skupiny brouků se vážou svou diverzitou na konkrétní biotopy, což bylo zřejmé z nízkých korelací druhové bohatosti mezi mandelinkami a svižníky. Svižníci totiž obývají písčité nebo kamenité prostředí v otevřené krajině,

naproti tomu diverzita mandelínek je v Mediteránu soustředěna do tvrdolistých lesů. Každá ze skupin brouků svým počtem druhů korelovala s ostatní biodiverzitou relativně dobře. Důležitou roli hrají také rostliny, které jsou zásadní pro tvorbu ekosystémů (Myers, 2000).

2.3 Korelace v druhové bohatosti rostlin a ostatních skupin

Otázkou dále je, jakým způsobem koreluje druhové bohatství rostlin a obratlovců, a jaké jsou důvody těchto korelací. Pojdme se ještě vrátit do Číny, kde Qian a Kissling (2010) měřili korelace druhové bohatosti obratlovců (savci, ptáci, plazi, obojživelníci) s cévnatými rostlinami na dvou úrovních – lokální a regionální, tedy na malé a velké geografické škále. Zjistili, že na obou škálách je nesporný vliv bohatosti rostlin na obratlovce, tedy tam, kde bylo hodně druhů rostlin, bylo i hodně druhů obratlovců. Na větší geografické škále byla souvislost mnohem patrnější než na úrovni lokální. Nejsilnější korelace s rostlinami měli ptáci a savci, méně výrazné byly korelace druhové bohatosti s obojživelníky a plazy. To může být dáno tím, že ptáci a savci jsou evidentně závislí na rostlinách více (hnízdění, potrava, struktura vegetace; Kissling et al., 2007). Vysvětlením může být hypotéza, že nejen rostliny mají kladný vliv na obratlovce, ale také obratlovci na rostliny (rozšiřování semen, disturbance, omezení konkurenčně silných druhů rostlin apod.). Podobné poznatky o vlivu rostlin na obratlovce popisuje i Kissling et al. (2008), kteří potvrdili, že diverzita druhů keřů v Keni pozitivně koreluje s druhovou bohatostí ptáků. Diverzita keřů v jižní Africe zase pozitivně ovlivňuje diverzitu drobných savců (Qian et al., 2009). Qian a Ricklefs (2008) hledali globální korelace mezi rostlinami a obratlovcí (savci, ptáci, plazi) na 296 místech ve 157 zemích po celé zeměkouli. Korelace v druhové bohatosti jednotlivých skupin byly pozitivní ve vztahu k celkové biodiverzitě. Druhová bohatost byla ovlivněna průměrnou teplotou a PET (potenciální evapotranspirace), úhrnem srážek a AET (aktuální evapotranspirace). Sezonalita srážek negativně ovlivňovala korelace mezi druhovou bohatostí rostlin a obojživelníků. Slabě pozitivně (až na plazy) ovlivnila korelace druhové bohatosti sezonalita teplot. Po spojení vlivů dohromady se ukázalo, že klima, velikost studovaného území, a nadmořská výška, společně ovlivňují výskyt 84 % rostlin, 74 % savců, 78 % ptáků, 90 % plazů a 86 % obojživelníků v jejich druhovém bohatství. Co se týče korelací druhové bohatosti mezi skupinami, je důležité, že všechny korelace byly pozitivní. Ptáci měli silnou korelaci v počtu druhů se savci, ale slabou s rostlinami. Savci byli v nejtěsnějším spojení s obojživelníky a obojživelníci s plazy. Celá diverzita se tak ukázala být propojenou sítí, ve které spolu většina, minimálně obratlovcí a rostlinné diverzity, pozitivně koreluje v druhové bohatosti. Také se ukázalo, že mezi obratlovcí nejvíce vybočují obojživelníci. Je to pravděpodobně i tím, že obojživelníci mají ze všech terestrických skupin obratlovců nejhorší disperzní schopnosti a vyžadují většinou alespoň k části svého života vodu.

2.4 Trendy v cross-taxon congruences na širokých geografických škálách

Nejdůležitějšími poznatky shrnujícími výzkum Qiana a Kisslinga (2010) jsou: 1) Korelace mezi skupinami v druhové bohatosti rostlin a obratlovců jsou slabší na lokální úrovni, 2) klimatické podmínky tyto korelace více ovlivní na lokální úrovni 3) efekt náhodné heterogenity druhů je silnější na lokální úrovni jen pro obratlovce, počet rostlin zůstával více méně konstantní, 4) druhová bohatost rostlin pozitivně ovlivňuje druhovou bohatost obratlovců, silněji savce a ptáky než plazy a obojživelníky, a 5) vztahy mezi obratlovci a rostlinami jsou na širokých škálách vidět lépe.

Kapitola o korelacích na širokých geografických škálách byla určitým uvozujícím vzhledem do problematiky cross-taxon congruence. Na širokých škálách bylo bohužel nemožné popsat korelace v druhovém složení, nicméně i v korelacích druhové bohatosti bylo možné vymezit určité trendy. Se všemi skupinami dobře korelovaly rostliny. Zajímavé byly korelace mezi druhovým bohatstvím střeplíků a ostatních skupin. Střeplíci například korelovali dobře s obojživelníky, případně počet endemických druhů savců koreloval s počtem endemických střeplíků. Kromě toho korelovali s ostatními skupinami dobře například mravenci, kteří i podle některých dalších autorů dobře reprezentují celkovou biodiverzitu (Jiménez-Valverde et al., 2008). Obratlovci se jako zástupci druhové bohatosti bezobratlých neukázali jako příliš funkční, nejasně korelovala druhová bohatost savců a obojživelníci v druhovém složení korelovali málo, více například se stromy. Se stromy, se svou vazbou na les, korelovala také druhová bohatost plžů.

Dále se ukázalo, že taxonomické skupiny jsou různě adaptované na klimatické podmínky. Například v Austrálii je nejvíce ptáků v oblastech, kde jsou největší průměrné srážky, o něco méně reagují motýli a svižníci již jen velmi málo (Pearson & Carrol, 1998). Dané je to jak ekologickou strategií skupin (svižníci žijí v suchém kamenitém prostředí), tak disperzní schopností (ptáci si doletí kam potřebují a nemusí se přizpůsobovat). Nesmíme ale zapomínat na to, že střeplíci jsou jen podčeď střeplíkovitých a je tu tedy určitý nepoměr, který teoreticky nalezené trendy mohl způsobit sám o sobě, a rozdělení ptáků do čeledí by odfiltrovalo možné zkreslené hodnoty korelací.

3. Cross-taxon congruences na jemných geografických škálách

Po kapitole věnující se korelacím výskytu na širokých geografických škálách, je třeba navázat s přehledem výzkumů, které studují problematiku cross-taxon congruences na lokální úrovni, konkrétních nelesních území. Již z přehledu výše je jasné, že prostorová škála hraje v korelacích výskytu a druhového složení významnou roli (Pimm, 1991; Ubani et al., 2019). Je těžké určit, co lze za jemné škály ještě považovat a co už ne, proto jsou zde citovány především práce, kde sami autoři prováděli výzkum, případně porovnávali práce zaměřující se na konkrétní lokality či vymezená území,

ideálně již na bezlesých biotopech. Na takových místech lze již efektivně sledovat nejen počet druhů, ale konečně i korelace v druhovém složení. Na jemných škálách hrají roli často i vlivy, které na větších geografických celcích nejsou zřejmé. Jsou jimi hlavně lokální disturbance, lokální lidská činnost, místní vodní a klimatické poměry apod. (Whittaker et al., 2001). Možná i proto mnozí autoři nacházejí na malých prostorových škálách malou shodu v druhové bohatosti i druhovém složení sledovaných skupin.

Velkým problémem pro biodiverzitu je dnes intenzifikace zemědělství, která krajinu fragmentuje, což významně ovlivňuje korelace výskytů jednotlivých druhů či skupin (Prendergast et al., 1993, Curnutt et al., 1994). Lund a Rahbek (2002) si v zemědělské krajině Holandska vytyčili škálu 10x10 km (těchto čtverců bylo celkově 124) asledovali denní a noční motýly, kovaříky, obojživelníky, plazy, ptáky, a netopýry, rámci těchto skupin našli 434 druhů. Identifikovali lokality, které měly vždy vysoký počet druhů z jedné skupiny. Na těchto lokalitách pak sledovali, jaké na nich mají zastoupení ostatní skupiny. Hledali skupinu, která nejlépe zastoupí skupiny ostatní. Srovnávali plochy vybrané náhodně a plochy vybrané právě na základě hojného výskytu jedné skupiny. Ukázalo se, že jedna lokalita vybraná na základě velké diverzity denních motýlů měla celkově více druhů než dvě náhodně vybrané plochy. Lokalita vybraná na základě hojného výskytu netopýrů pak měla více druhů než čtyři náhodně vybrané plochy, a při výběru plochy na základě vysoké diverzity nočních motýlů dokonce více než sedm náhodně vybraných ploch. Lokalita vybraná na základě druhové bohatosti ptáků měla víc biodiverzity než deset náhodných ploch. Obecně v ochranářské praxi bývají velmi častou indikační skupinou ptáci (Gregory et al., 2008). Ptáci jsou často popisováni jako zástupci obecné diverzity, přestože mnoho autorů naopak významnou roli ptáků zpochybnilo (Ryti, 1992; Wolters et al., 2006; Eglinton et al., 2012). Lund a Rahbek (2002) ve své studii popsali jako skupiny, které nejsou reprezentativní pro ostatní druhy, neboť na jejich lokalitách nebylo více ostatní biodiverzity než na náhodně vybraných plochách, také kovaříky, obojživelníky a plazy. U kovaříků tomu tak bude možná proto, že jsou vázaní na mrtvé dřevo (Horák & Rébl, 2013). Proč tomu tak bylo u obojživelníků a plazů je těžké soudit, dalo by se to přisuzovat náhodě díky malému počtu druhů plazů a obojživelníků v Holandsku, nicméně i na širokých škálách vykazovali plazi a obojživelníci nízké korelace s druhovým bohatstvím ostatních skupin (např. Schuldt & Assmann, 2010). Prendergast et al. (1993) si zase rozdělili krajinu na mřížku malých čtverců (10 x 10 km), přičemž si vybírali místa s velkou, a naopak i místa s malou, celkovou biodiverzitou. Hledali korelace v druhové bohatosti pro ptáky, motýly, vážky, játrovky a vodní dvouděložné rostliny ve Velké Británii, napříč krajinou i biotopy. Nenašli ale silné důkazy, zda bohatost jedné skupiny může výrazně korelovat s bohatostí nějaké jiné.

Představit obecné trendy platné celkově na malých škálách krajiny je důležité. Pokud na lokalitě převažuje bezlesý biotop, nevadí, že se zde částečně vyskytují jiné typy habitatů (např. les), protože biotopy v krajině často nemají ostré přechody (Wiegolaski et al. 2017; Shumilovskikh et al., 2018). Například světlý les může mít s loukou mnohem více společných druhů, než třeba vlhká louka a skalní step, ač se jedná o bezlesé biotopy. Následující řádky budou týkat jen bezlesí v pravém slova smyslu, zpracované i na základě studií, které zkoumají jednu konkrétní lokalitu, kde se vyskytuje kromě bezlesí i jiný biotop (např. Santi et al., 2010).

Su et al. (2004) hledali korelace druhové početnosti mezi ptáky, denními motýly a cévnatými rostlinami na horských loukách ve Wyomingu a Montaně (USA). Určili si dvě pohoří, vzdálené od sebe přibližně 200 km; Gallatins National Park a Grand Teton National Park. Louky o rozloze 1–1861 ha (500 ha v průměru) byly poměrně variabilní, od vlhkých ostřicových luk až po téměř polopouštní pelyňková společenstva ve srážkovém stínu. Výsledky nebyly příliš konzistentní. V Tetonu korelovala s celkovým počtem druhů na lokalitě diverzita motýlů a rostlin, kdežto v Gallatins se neprojevil žádný statisticky významný trend. Mezi druhovým bohatstvím ptáků, rostlin a motýlů se objevovaly slabší pozitivní korelace. Korelace úzce souvisely také s hydrologickým gradientem, což popisují i další autoři (např. Belbin, 1993), který měl nejvýznamnější vliv na druhovou bohatost ptáků, kdy se na vlhčích biotopech vyskytovalo více druhů. Zde je vhodné zmínit, že podobnou souvislost našli na širokých škálách Pearson a Carroll (1998), kteří v Austrálii popsali zvyšující se druhovou bohatost ptáků společně se zvyšujícími se průměrnými srážkami. Je tedy zřejmé, že dostupnost vody ovlivňuje rozložení biodiverzity, otázkou však zůstává, kolik ostatní diverzity se vyskytuje na bezlesých lokalitách, které byly vybrané na základě vysoké druhové bohatosti jedné skupiny.

Ryti (1992) se také ptal, které skupiny a jejich kombinace mohou fungovat jako zástupci celkové biodiverzity. Porovnával korelace druhové bohatosti ptáků, savců, plazů a rostlin na ostrovech v oblasti Gulf v Kalifornii (18 ostrovů). Dále zkoumal i korelace druhové bohatosti mezi ptáky, savci a rostlinami v kaňonech v kalifornské oblasti San Diego (délka max 50 km). V obou oblastech se jim podařilo nalézt silné korelace druhové bohatosti. Přestože jsou ptáci a rostliny často používané zástupné taxony (Rebello & Siegfried, 1990; Oberprieler et al., 2019), v této studii se ukázalo, že na lokalitách s vysokým počtem druhů rostlin, se vyskytovalo 88-100 % druhů ptáků a savců žijících v oblasti. Lokality vybrané na základě druhové bohatosti ptáků měly ale druhovou bohatost rostlin a savců vyskytujících se v oblasti pouze 45-78 %. Lokality vybrané na základě druhové bohatosti savců autoři neuvažovali. Obecně téměř všichni obratlovci se vyskytovali na lokalitách s bohatým výskytem rostlin. Rostliny se tak opět ukázaly jako základní faktor pro výskyt obratlovců. Pokud by se naopak

hledělo jako na jediné kritérium ochrany na výskyt ptáků, zastoupili by diverzitu ostatních skupin sice dobře, ale už ne tak výrazně. Dala by se tak vytvořit shopping ptáků s rostlinami, lépe ještě i s bezobratlými (např. Sauberer et al., 2004), které však studie nezahrnovala. Naopak detailně, dokonce s přihlédnutím na málo poznané skupiny, porovnávali Santi et al. (2010) korelace druhové bohatosti a složení v Mediteránu mezi rostlinami, mechy, lišejníky, houbami, půdními máloštětinatci, motýly, a ptáky. Testovali 271 hektarovou rezervaci "Bosco di S. Agnese" v Toskánsku se stálezelenými lesy, makiemi, a hlavně suchými trávničky. Většina porovnání ukázala nejednoznačné výsledky, nicméně druhová bohatost signifikantně korelovala mezi ptáky a motýly. V druhovém složení pak byly výrazně silné korelace zase jen mezi rostlinami a motýly (vazba na biotop a potřeba živných rostlin). Opět se ukázalo, že rostliny nemusí být vhodným zástupným taxonem pro všechny skupiny. Pokud se však podíváme na další práce, najdeme důkazy, že cévnaté rostliny korelují s bohatostí mechů, lišejníků, hub, motýlů a ptáků (Vessby et al. 2002; Hawkins & Porter, 2003; Sætersdal et al., 2003; Kati et al. 2004; Sauberer et al., 2004) velmi silně, přestože byly korelace hledány na různých škálách. Pravděpodobně největší vliv na korelace mezi druhovou bohatostí nebo druhovým složením hrají na Dostatečně prozkoumané pak nejsou ani jedny z nejohroženějších biomů světa – kontinentální stepi. Davis et al. (2008) srovnávali výskyt druhů na prérijních fragmentech uprostřed zemědělské krajiny (stepí přeměněných na pole) v Iowa. Druhová bohatost rostlin, které navštěvovaly pouze včely, byla větší než rostlin, jejichž květy navštěvovali pouze motýli, zhruba třetina z celkového počtu druhů rostlin byla navštěvována oběma skupinami. Vysoká druhová bohatost motýlů nekorespondovala s místy, kde byla vysoká druhová bohatost včel. Včely a motýli tedy pravděpodobně potřebují zcela odlišné mikrohabitaty (Davis et al., 2008), tedy i jejich praktická ochrana musí být nastavena odlišně. U včel hraje roli také potřeba prostoru na hnízdění, kterým je zpravidla obnažený povrch půdy, ideálně v podobě příkré hliněné „stěny“ bez vegetace (Potts et al., 2005).

Korelace druhové bohatosti klasických indikačních skupin, jako jsou ptáci, či dokonce motýli, s ostatní biodiverzitou ne vždy přináší zcela konzistentní výsledky, a o mnoho lépe na tom nejsou ani méně známé skupiny. Bylo tomu tak i u Bucher et al. (2019), kteří porovnávali korelace druhové bohatosti ptáků, pavouků, motýlů, nočních motýlů, rovnokřídlých, a cévnatých rostlin na 21 zemědělsky obhospodařovaných lokalitách (vždy 1x1 km) v Německu. Autoři primárně porovnávali ptáky a rostliny a jejich korelace s druhovým složením bezobratlých skupin. Rozlišovali tři typy habitatů (pole, louka a zarůstající polopřirozená stanoviště). Nejvýrazněji docházelo ke korelacím na loukách, kde se vyskytovalo nejvíce živných rostlin hmyzu. Jediná skupina, u níž docházelo ke korelacím v druhovém bohatství i korelacím v druhovém složení s ptáky, byli pavouci, což popisuje i Billeter et al. (2008). Je

to dáno pravděpodobně tím, že ptáci a pavouci spolu často osidlují různé křovinaté okraje polí a jiná ekotonová stanoviště, kde staví své sítě a loví potravu (Pfiffner & Luka, 2000; Bucher et al., 2019). Co se týče rostlin, zde byly korelace druhového bohatství i složení silné u všech skupin, u rovnokřídlých byly s druhovým složením rostlin nejvíce svázáni monofágové. I pavouci se v korelacích druhově odlišovali. Druhy spřádající sítě byly více vázané na rostliny než druhy, které potravu aktivně loví. U motýlů docházelo ke korelaci s počtem rostlin dokonce až lineárně. Sauberer et al. (2004) zase hledali zástupný taxon v zemědělské krajině východního Rakouska. Oblast se vyznačuje jemnozrnnou mozaikou tradiční kulturní krajiny, tedy množstvím vinic, kamenných zídek, pastvin, luk, drobných lesíků a živých plotů, ale i specifických biotopů jako jsou nížinná slaniska. Cílem výzkumu byly mechy a cévnaté rostliny, plži, pavouci, rovnokřídlí, střevlíci, mravenci a z obratlovců ptáci (celkem 1871 druhů). Testovali korelace druhového složení a snažili se najít shopping basket, který může vhodně zastoupit celkovou diverzitu. Všechny korelace byly vysoce pozitivní. Vysoce pozitivní korelace se vyskytovaly mezi cévnatými rostlinami a čtyřmi dalšími skupinami (ptáci, rovnokřídlí, mechy a mravenci) a dále mezi ptáky a třemi skupinami (plži, pavouci a rovnokřídlí), dále pak mezi mechy a plži či pavouky a mravenci. Druhovou bohatostí vzácných druhů spolu pozitivně korelovali cévnaté rostliny a střevlíci, pavouci a mechy a také střevlíci a mravenci. Vzácní střevlíci a plži měli však s celkovou diverzitou nižší korelace, než by se dalo očekávat z trendů nalezených v rámci širokých škál (např. Schuldt, 2009). Nejlepší korelace s druhovým bohatstvím celkové biodiverzity byly při sestavení setu z cévnatých rostlin, ptáků (nebo plžů) a mravenců.

Podobným způsobem Fattorini (2010) hledal ochránářsky prioritní biotop v centrálních Apeninách. Cílem studie bylo upřednostnit biotopy, které poskytují nejlepší podmínky celkové biodiverzity a ohroženým druhům. Byli sledováni potměnící, motýli, savci a ptáci. Studie opět ukázala, že savci jsou nefunkčním zástupným taxonem pro hmyz, neboť největší diverzita motýlů a potměníků byla v bezlesí, kdežto savci žijí nejvíce na okrajích nebo uvnitř lesů. Potměnící ve studii nebyli příliš nároční na specifitu lokality jako motýli, ale díky své malé schopnosti disperze jsou více vázaní na kontinuitu bezlesí. Jako nejvíce prioritní biotop ohrožených či zranitelných druhů se ukázaly pastviny (pro savce, motýly, potměníky) a holé slunné skály s minimem vegetace pro potměníky. Pro vzácné a raritní druhy bezlesí to jsou opět pastviny, kde je jejich největší diverzita (potměnící, motýli a ptáci). Světlé dubové lesy, do nichž bezlesí přechází jsou vhodné ještě pro motýly a savce a holé skály opět pro ohrožené potměníky. Pouze savci tak projevili silnější vazbu k ekotonovým a lesním biotopům, ostatní skupiny mají centrum své diverzity čistě v bezlesí. Část druhové bohatosti ptáků se také vyskytovala v mokřadech, které se v rezervaci také nacházejí. Největší druhovou bohatost všech skupin měly nakonec pastviny, vysoká druhová bohatost motýlů, ptáků a savců byla i na sečených loukách

s přílehlou extenzivně zemědělsky obhospodařovanou krajinou. Nejsilnější korelace druhového složení byly mezi motýly a savci ve světlých dubových lesích s bylinným podrostem, a mezi motýly a potěmniky pak na pastvinách, na nichž se projeví i slabší korelace byla mezi druhovým složením motýlů a ptáků.

Ze všech výše zmíněných prací vyplývá, že korelace významně závisí na škálách, na nichž jsou měřené. A to nejen tak, že na širších škálách jsou korelace silnější a na jemnějších slabší, ale mohou být na širokých silné a na jemných nulové. Ačkoli by se mohlo zdát, že na širokých geografických škálách jsou střeblíci vhodným zástupným taxonem obecné druhové bohatosti (např. Schuldt, 2009), na lokální škále se neprojevili jako skupina, která by výrazně korelovala s druhovou bohatostí ostatní biodiverzity. Jediný případ, kdy s nějakou skupinou pozitivně korelovali, bylo v zemědělské krajině Rakouska, kde svým výskytem korelovaly počty druhů vzácných střeblíků a vzácných mravenců, dále pak také počty vzácných střeblíků a vzácných rostlin. Mezi skupiny, které špatně korelují s další diverzitou bezlesí, patří obojživelníci, kovařici a plazi (Lund & Rahbek, 2002). Dále také v druhovém bohatství špatně korelují s ostatními skupinami mechy a houby (Santi et al., 2010). U kovařiků, hub a mechů to bude dáno nejspíše tím, že jsou to spíše lesní organismy vázané na stromy, mrtvé dřevo či stín. U obojživelníků to bude dáno tím, že práce je zaměřena spíše na sušší biotopy. Pak tu jsou ale ještě skupiny, které jsou hojně používané jako zástupci obecné biodiverzity. Kromě cévnatých rostlin, které více či méně výrazně korelovali s druhovým bohatstvím vždy (méně např. s mechy), byly výsledky korelací ostatních skupin rozporuplné. Ptáci, kteří jsou velmi často považováni za indikátory kvalitního biotopu a na základě jejich výskytu jsou často vyhlašované rezervace, měli korelace v druhové bohatosti v zásadě dost různé. V zemědělské krajině Evropy ptáci hojně obývají místa, která jsou pro celkovou biodiverzitu velmi vhodná (Lund & Rahbeck, 2002; Sauberer et al., 2004; Bucher et al., 2019). Ptáci jsou skupinou, na jejichž lokalitách se vyskytuje okolo 50 % druhové bohatosti savců a rostlin z oblasti a představují tak středně vhodnou skupinu jako zástupné druhy (Ryti, 1992). Někde však druhová bohatost ptáků korelovala jen mírně a silnější korelace byla jen mezi ptáky a pavouky, protože obě skupiny obývají křovinaté okraje sečených luk (Billeter et al., 2008). Ptáci také velice dobře korelují s druhovým bohatstvím denních motýlů (Santi et al., 2010; Bucher et al., 2019). Naopak savci příliš dobří zástupci obecné biodiverzity na bezlesých biotopech nejsou (Fattorini, 2010).

Co se týče denních i nočních motýlů, tak ti většinou skvěle kopírují svým druhovým složením druhové složení rostlin (Santi et al., 2010; Bucher et al., 2019). Obecně jsou relativně dobrými indikátory obecné diverzity, nicméně na amerických prériích obývají jiná místa, než obývají včely (Davis et al., 2008), což je pravděpodobně proto, že včely vyžadují specifická místa k hnízdění a možná hrají roli i

mikroklimatické podmínky lokalit. Zatím nedocenené skupiny, které v budoucnu mají potenciál se stát zástupci obecné biodiverzity, jsou mravenci a především rovnokřídlí (Sauberer et al., 2004). Mezi rovnokřídlymi se vyskytují jak generalisté a monofágové, tak naprostí biotopoví specialisté (Joern, 1979), proto se na ně z části zaměří i kapitola o managementech jednotlivých lokalit. Rozdílní jsou potěmníci, kteří nemají takové nároky na stav biotopu a jeho kontinuitu, protože jsou velmi špatně mobilní a nemohou mezi lokalitami migrovat (Fattorini et al., 2010).

Bezlesé biotopy jsou skutečně místa s bohatou biodiverzitou, jako nejprioritnější se z hlediska druhového bohatství i výskytu vzácných druhů ukazují pastviny následované extenzivně udržovanými loukami (Fattorini et al., 2010). Z hlediska druhové bohatosti i druhového složení jsou významná ekotonová společenstva. Například světlý dubový les s nízkým zakmeněním a bylinným patrem může hostit specifické společenstvo a může v něm žít velké množství druhů (např. Fattorini, 2010). Tato společenstva jsou při ochraně přírody mnohdy více zanedbávána než ty na samotném bezlesí. Dále jsou druhově zajímavé pastviny i sečené louky, intenzivně obhospodařovaná pole naopak příliš mnoho druhů nehostí.

Největší vliv na výskyt biodiverzity na bezlesých biotopech mají environmentální podmínky či mikroklima lokality (Davis et al., 2008). To velmi silně souvisí s hospodařením na lokalitách. Vhodným způsobem managementu lokalit na základě poznatků cross-taxon congruence se bude věnovat následující kapitola.

4. Péče o nelesní biotopy ve vztahu k různým taxonomickým skupinám

Tato práce si neklade za cíl zpracovat podrobný popis zásahů, podle kterého by bylo možné paušálně řídit managementy cenných lokalit, ale spíše nastínit možné způsoby péče. Tyto způsoby vycházejí z kontextu cross-taxon congruence, čímž cílí na efektivitu ochrany celé biodiverzity, nikoli jejího malého úseku. Výběrem vhodných deštníkových druhů ze zástupných taxonů můžeme na lokalitách zajistit management, díky kterému bude lokalita oplývat biodiverzitou napříč taxonomickými skupinami. Znalost cross-taxon congruence může také pomoci stírat rozdíly mezi „coarse – filter“ a „fine-filter“ managementy. „Coarse – filter“ management má za cíl zachovat celá společenstva rostlin a živočichů pomocí udržení klíčových přírodních procesů jakými jsou například požáry nebo povodně. „Fine-filter“ management se zaměřuje na ochranu určitých druhů rostlin či živočichů, díky jejichž ochraně jsou zohledněny i další druhy (Carignan & Villard, 2001). Znalost korelací mezi taxony může toto rozdělení ochrany stírat, neboť budou známá společenstva, kterým tyto procesy vyhovují.

Cílem kapitoly je tedy popsat, jaké vlastnosti by měl mít deštníkový druh, aby zaštilil ochranu co nejširšího vzorku biodiverzity na bezlesých stanovištích. Dále pak jak reagují jednotlivé taxonomické skupiny na konkrétní management. Především však, jak se mění společenstva (druhové složení) na základě konkrétního managementu a jak se tyto znalosti dají využít při obnově degradovaných biotopů či zakládání nových.

Modernizace a intenzifikace zemědělství vedla v posledních dekáдах k výrazným poklesům biodiverzity ve většině typů kulturní krajiny (Chamberlain et al., 2000) a došlo k fragmentaci původně celistvých biotopů (Rathcke & Jules, 1993). Biodiverzitu bezlesých stanovišť ohrožuje stejně intenzivní zemědělství, tak i opouštění extenzivních zemědělských postupů a tradičně obdělávaných ploch, které následně podléhají sukcesi (Kruess & Tschardtke, 2002a; Luoto et al., 2003). Opouštění se týká především neúživných půd, kde právě zemědělství v minulosti udržovalo bezlesé biotopy pro ohrožené rostliny i živočichy (Herrando et al., 2016). Od druhé světové války, z důvodu vymizení tradiční pastvy, začalo docházet k degradaci cenného bezlesí náletovými dřevinami a tím i ke ztrátám travinobylinných společenstev po celé Evropě (Blackwood & Tubbs, 1970; Poschlod & Wallis de Vries, 2002). Díky takto extrémní fragmentaci krajiny se nyní objevují projekty, kdy dochází nejen k péči o zbývající cípy kdysi celistvých biotopů, ale i k vytváření nových biologicky cenných ploch na bývalé orné půdě či brownfieldech (Aronson, 2013; Klaus, 2013). Tyto projekty jsou cenné v tom, že mohou pomoci s obnovou propojenosti krajiny tím, že pro druhy bude jednodušší mezi lokalitami migrovat (Woodcock et al., 2012). V těchto případech je pak extrémně důležité znát jak spolu jednotlivé druhy a skupiny korelují. Pro poznání společenstev, kterým vyhovuje daný typ managementu, jsou to především korelace v druhovém složení, podle kterých musíme následně řídit management lokalit.

Efekt managementu bezlesých stanovišť na rostliny i živočichy závisí také na jejich načasování, délce trvání a intenzitě, což bez znalosti cross-taxon congruence celkové biodiverzity znamená doslova hrát ruskou ruletu o to, jaké druhy na lokalitě podpoříme a naopak.

4.1 Management stávajících biotopů

Co se týče managementu stávajících bezlesých lokalit, typů péče je celá řada, ať už se jedná o pastvu, seč, výřezy dřevin, vypalování, narušování drnu či výhrab stařiny (Vogl, 1979; Giulio et al., 2001). Hrají zde svou roli detaily, které ovlivňují následné druhové složení lokality. V případě pastvy například záleží i na druhu a plemeni použitých zvířat (Dumont et al., 2007), dále druh pasených zvířat ovlivňuje i druhové složení koprofágního hmyzu, který navíc často vyžaduje i specifické mikroklima lokality. Nepříliš ošetřované stádo může poskytovat biotop i mrchožravým druhům (Morris, 1978). Z těchto důvodů je nutné ze zástupných taxonů vybrat takové deštníkové druhy, při jejichž ochraně bude nutné

zahrnout specifické managementové požadavky. Správnou kombinací těchto deštníkových druhů na přiměřeně velkém území tak může zajistit pestrou mozaiku drobně odlišných managementů a podpořit tak vysokou biodiverzitu na lokalitě.

Není možné v této práci zhodnotit poznatky o korelacích výskytu a druhového složení všech skupin, a vyvodit pro ně praktické důsledky pro management lokalit. Proto se poslední kapitola věnuje způsobům managementu evropských travinobylinných společenstev a primárně se zaměří na ochranu hmyzu, který dobře koreluje v druhovém složení a je citlivý na specifitu managementu (Söderström et al., 2001).

Z mnoha prací citovaných v této práci vyplývá, že hmyz je silně vázán na rostliny, ale také, že rostliny nejsou jediným faktorem ovlivňujícím diverzitu hmyzu. Tím druhým hlavním faktorem výskytu hmyzu nelesních stanovišť zejména v Evropě, je totiž způsob lidského (ne)hospodaření na lokalitě (Kruess & Tschardtke, 2002a). Nejen hmyz, ale i samotné rostliny, ovlivňuje způsob hospodaření a historie lokality (Maccherini et al., 2007). Management zaměřený pouze na rostliny může být však dosti nespécifický, protože rostlinám, na rozdíl třeba od hmyzu, často nevádí celoplošné zásahy (Kruess & Tschardtke, 2002b). V tom podstatném se na valné většině lokalit shodnou s ostatními druhy bezlesí, vadí jim zarůstání náletovými keři (Bobbink & Willems 1993; Barbaro et al., 2001). Posekání křovin samo o sobě většinou nepomůže k obnovení původního společenstva, což je dáno tím, že prořezané křoviny bez následné péče plochu zarostou znovu pomocí výmladků (Maccherini et al., 2007). Rostliny jsou pak důležitým kritériem pro obnovu biotopů na orné půdě, i přes možnost osetí ploch semennou směsí, jejich druhové složení se odvíjí od semenné banky v půdě, podloží, a především od množství dostupných živin (Maccherini & De Dominicis, 2003). Dominance některých rostlin pak může být potlačena vhodným managementem (seč, pastva, oheň apod.) a biotop se může začít fytoecologicky blížit původním stepním lokalitám. Důležité je také mít na paměti, že může vzniknout zcela nový biotop, který bude mít také význam pro biodiverzitu (Dzwonko & Loster 1998).

Obnovou bezlesých biotopů pomocí setí namíchané semenné směsi se zabýval Müller et al., 1998, který zkoumal i vliv následné péče na biodiverzitu rostlin. Zmínit vliv péče o lokality na biodiverzitu rostlin považuji na začátek této kapitoly za důležité. Rostliny jsou totiž hlavním činitelem, který utváří ekosystémy. Navíc, pokud při managementu lokality nějaké taxonomické skupiny bude nutné provozovat jiné typy managementu, než které bezprostředně vyhovují rostlinám, bude lépe zřejmé, že jde skutečně o specifické nároky dané skupiny. Podle Müller et al. (1998), seč či pastva biodiverzitu rostlin sice zvyšuje, nicméně počty druhů i druhové složení mohou meziročně kolísat, např. kvůli příliš intenzivnímu tlaku pastvy. Změna pomocí seče či pastvy se často projeví skokově, ale pravděpodobně

bude trvat, než se ekosystém ustálí. Při zahájení pastvy je možné vyvinout na lokalitu silnější pastevní tlak a pak je většinou nutné ho postupně snižovat. Další metodou, jak se pokusit o obnovu druhově bohatých luk je vrátit intenzivnímu zemědělství extenzivní podobu. Opatření jako vápnění, hnojení, meliorace či brzká seč, vedou k vysoké produkci trav, ale k degradaci ohrožené biodiverzity (Berendse et al., 1992), proto by mohlo být řešením tyto zemědělské metody rušit (Müller et al., 1998). Po upuštění od těchto intenzivních metod se však biodiverzita rostlin zvyšuje jen velmi pomalu (Berendse et al., 1992), což je dané perzistencí živin v půdě a pomalou reinvasí druhů z okolních biotopů, pokud jsou tyto biotopy vůbec v dobré vzdálenosti. Z toho důvodu se ochrana přírody začala zabývat aktivní obnovou druhově pestrých travních porostů. Podstatou je odstranit živiny. Berendse (1992) navrhuje shrnout vrchní vrstvu půdy, v prvním roce se objeví typicky ruderalní druhy rostlin, které však brzy zmizí a začnou je nahrazovat druhy typické pro daný biotop (vlhkou louku), včetně vzácných a ohrožených druhů. Biodiverzita rostlin tedy shrnutí vrchní, úživné vrstvy půdy pomáhá, ovšem otázkou je, jak na tato opatření reagují i jiné organismy. Tématem této práce není detailně popsat způsoby managementů, ale způsob, jakým můžeme do ochrany přírody zapojit cross-taxon congruences.

Pro nastavení péče o zbytek biodiverzity jsou tedy rostliny zásadní podmínkou. Úkolem je pak nalézt vhodné deštníkové druhy, jejichž ochrana zajistí ochranu celého společenstva. Jedním z takových druhů je modrásek černoskvorný (*Phengaris arion*), který obývá extenzivně využívané podhorské pastviny (Mouquet et al., 2005). Kvůli intenzifikaci zemědělství (a také opouštění „neplodných půd“) je dnes tento druh ohrožen v celé Evropě (van Swaay & Warren, 1999). Jako druh asociovaný s tradiční kulturní krajinou, je jedinou možností, jak tohoto motýla zachránit, držet se tradičního managementu krajiny a s ním tak zachránit i další druhy motýlů. Motýli jsou obecně považováni za vhodné zástupné druhy. Vhodné proto je z nich vybírat ty nejcitlivější deštníkové druhy (Van Swaay & Warren, 1999; Thomas et al., 2004). Aby byla udržena vysoká biodiverzita, znamená to pastvu či seč provozovat na různých částech lokality v různou dobu či ponechat neposečená místa (Mouquet et al., 2005). Spitzer et al. (2009) se v Bílých Karpatech pokoušeli prokázat, jak moc modrásek černoskvorný (*Phengaris arion*) splňuje roli deštníkového druhu pro ostatní druhy motýlů. Tento motýl je jedním z dobrých příkladů charizmatického bezobratlého, který je známý především pro svůj pozoruhodný vývoj. Housenka se část života živí nezralými semeníky mateřídoušky, ale později padá na zem, kde chemickou kamufláží napodobí kuklu mravence rodu *Myrmica*. Mravenec si ji poté odnese do hnízda, kde housenka požírá larvy a kukly (Als et al., 2004). Deštníková role modráska tedy vychází z toho, že výskyt motýla nutně musí znamenat výskyt jak mateřídoušky, tak mravence a dá se tedy předpokládat, že péče vyhovuje rostlinám i mravencům obecně. Modrásek je dle kritérií popsaných

na začátku této kapitoly velmi vhodným deštníkovým druhem. Motýl je velmi citlivý na změny v hospodaření, především na aplikaci dusíkatých hnojiv, která podporují růst agresivních druhů trav, které udusí mateřídoušku (Thomas, 1995). Je to druh, který je nemobilní, nemigruje mezi lokalitami, tedy nehrozí riziko nálezů zalétnutých jedinců na nevhodném biotopu. Dokonce ani dlouhodobá izolovanost lokality nemá na populaci modráška žádný vliv (Thomas et al., 2009). Naopak obývá malé funkční i opuštěné pastviny, se severní i jižní expozicí, nacházející se na zvlněném terénu s velkou členitostí. Naopak plochy, které druh neobývá nebo z nich vymizel, jsou několikrát do roka sečeny nebo intenzivně paseny (Spitzer et al., 2009). Ve své studii si Spitzer et al. (2009) pokládali otázku, v čem se liší druhem osídlené plochy od těch neosídlených, pak mezi nimi porovnávali počet druhů rostlin a počet druhů denních motýlů. Na lokalitách s modráskem černoskvrným našli výrazně větší diverzitu denních motýlů i rostlin (17,8 % z těchto nalezených druhů motýlů byly dokonce druhy z červeného seznamu) než na plochách, kde se modrásek nevyskytoval. Výskyt motýla koreloval s druhy typickými pro květnaté pastviny jako je *Briza media*, *Carlina acaulis* nebo *Anthoxanthum odoratum*, jinými slovy jednalo se o bohaté biotopy rostlin, pro které je motýl také vhodným deštníkovým druhem. Nefunguje to však obráceně, přítomnost rostlin sama o sobě nevytváří podmínky pro výskyt motýla, v místech, kde motýl žije ale musí být velká pokryvnost živných mateřídoušek (Casacci et al., 2011). Stejně tak při porovnání diverzity motýlů došlo k jasnému výsledku, že lokality s modráskem černoskvrným jsou z hlediska motýlí fauny výrazně bohatší, především co se týče druhů, které jsou vyloženě vázané na pastvu. Zajímavé zjištění také je, že různé druhy mravenců rodu *Myrmica* vyžadují různou výšku vegetace a různou míru pastvy (Casacci et al., 2011). To vysvětluje, proč se motýl může vyskytovat jak na opuštěných, tak na funkčních pastvinách. Ještě specifitějším indikátorovým taxonem by v tomto případě mohli být mravenci, které je však těžké na lokalitě najít a určit do druhu, proto by se jako deštníkové druhy neosvědčili. Z informací o modráskovi černoskvrném můžeme konstatovat, že se jedná skutečně o dobrý deštníkový druh, protože na místech, kde se vyskytuje, je vždy vysoká biodiverzita (Thomas et al., 2004). Jeho ochrana podpoří pestré druhové složení rostlin, jiných denních motýlů, ale i jiných skupin hmyzu (Van Swaay & Warren, 1999; Thomas et al., 2004; Spitzer et al., 2009). Modrásek je také vhodným deštníkovým druhem druhového složení rostlin, nikoli však obráceně, protože jeho nároky jsou mnohem specifitější a ochrana cílená pouze na rostliny je nedokáže podchytit.

Bylo by vhodné se na pastviny podívat širěji z pohledu jiných skupin bezobratlých. Zcela obecně můžeme říci, že za úbytkem bezobratlých bezlesých stanovišť stojí podobné trendy jako za úbytkem rostlin. Například zvyšující se stupeň sukcese má na počet denních motýlů negativní efekt (Thomas, 1991).

Skupinou, která má v Evropě většinovou biodiverzitu na bezlesých stanovištích, jsou rovnokřídlí. Senn et al. (2011) si dali za cíl zmapovat rovnokřídlé v bulharských Rodopech. Vybrána byla krajina extenzivních pastvin a luk. Bylo porovnáváno druhové složení mezi sečenými loukami, pastvinami a loukami, na nichž probíhaly seč a občasná pastva. V druhové bohatosti mezi pastvinami a loukami nebyl nalezen rozdíl. Většina druhů měla výrazně větší početnost na jednom typu managementu, byly ale i druhy, které vyžadovaly pouze jeden typ využívání krajiny. Ukázalo se, že jak sečené louky, tak pastviny, nebo louky sečené a částečně spásané, jsou pro zachování biodiverzity rovnokřídlých rovnocenně důležité, ale každý typ managementu má své vlastní druhové složení, které se překrývá především ve výskytu široce rozšířených generalistů. Minimálně pro rovnokřídlé bylo prokázáno, že heterogenní management bezlesých biotopů výrazně zvyšuje jejich biodiverzitu (např. Sergeev, 1998), tedy že intenzifikace zemědělství a jednotný krajinný management je pro biodiverzitu nevhodný. Knop et al. (2006) ověřili, že ve švýcarských Alpách je mnohem větší diverzita rostlin a rovnokřídlých na loukách, které byly pouze sečeny na seno, než na loukách, které byly obhospodařovány intenzivně, tedy byly víckrát sečené či hnojené dusíkatými hnojiv. Větší diverzita nebo větší podíl ohrožených druhů rovnokřídlých pak bývají obecně nalézány spíše na extenzivních pastvinách než na loukách (Zahn et al., 2010). Pokud jsou rovnokřídlí takto druhově specificky vázání na management, jakým způsobem v druhové bohatosti a druhovém složení korelují s ostatními skupinami? Oertli et al. (2005) hledali shody mezi rovnokřídlými, včelami a ostatními žahadlovými blanokřídlými v extenzivně obhospodařované krajině švýcarských Alp na loukách a pastvinách v různém režimu managementu. Přestože počty druhů mezi „skupinami“ (včely byly odděleny od zbytku Aculeat) nebyly nijak výrazně korelovány, korelace v druhovém složení byly patrné mezi včelami a rovnokřídlými, bylo by tedy možné je považovat za vzájemné indikátorové skupiny. Ukázalo se, že způsob péče o lokalitu ovlivňuje druhové složení, ale nikoli počty druhů. Neovlivněné počty druhů jsou ale spíše specifika studovaných míst než obecný trend. Žádné dvě ekologické skupiny v druhové bohatosti výrazně nekorelovaly, lokality se od sebe v druhové bohatosti (nikoliv druhovém složení) lišily nejvíce v počtu včel a vos. Korelace v druhovém složení včel a vos nebyly nijak významné, podobně jako mezi vosami a rovnokřídlými. Složení druhů souviselo s hospodařením na jednotlivých sledovaných kouscích krajiny, přičemž nejde říci, že nějaký typ managementu je nejlepší. Nicméně důkaz o tom, že druhy vyžadují pastvu a jiné seč, dává tušit, že meziroční změny managementu chráněných lokalit (např. jednu sezónu pastva, druhou seč) nebude nejvhodnější způsob ochrany druhů. Vhodnější je si lokalitu rozdělit na více částí a ty udržovat odlišným způsobem pravidelně. Je zde skutečná potřeba definovat si společenstva jako celek. Korelace mezi druhovým složením rostlin i živočichů evidentně existují a

definovat zástupné taxony, které by reprezentovaly daná bezlesá společenstva, by významně pomohlo jejich ochraně.

Důležité je také zjistit, jaké jsou korelace v druhovém složení mezi bezobratlými a obratlovci. Ty hledal tým Karoliny Vessby (Vessby et al., 2002) na švédských travnatých pláních u šesti taxonů: rostlin, ptáků, motýlů, čmeláků, střevlíků a vrubounovitých. Korelací mezi taxony bylo jen několik. Rostliny byly, co se týče druhové bohatosti, silněji vztaženy pouze k ptákům a čmeláci k motýlům. Co se týče druhového složení, korelovali zde ptáci, rostliny, čmeláci a motýli. Dále pak ptáci, motýli a střevlíci. Ptáci a rostliny byli pozitivně vztaženi k velikosti lokality, u ostatních byly korelace nevýrazné. Diverzita motýlů a čmeláků byla negativně ovlivněna příliš intenzivní pastvou, což souvisí s tím, že čmeláci měli větší bohatost druhů okolo porostů jalovce, kde vytvářejí kolonie, přičemž na intenzivních pastvinách jalovec nerostl (Vessby et al., 2002). Stepní ptáci se vyskytovali méně tam, kde bylo více stromů, nicméně celková druhová bohatost ptáků souvisela s místy, kde byla hojnost křovin. V heterogenní krajině bude pravděpodobně nemožné nalézt jeden jediný zástupný taxon pro celkovou diverzitu, jako to jde u konkrétních stanovišť se specifickými společenstvy, viz například výše diskutovaný modrásek černoskvrnný (Thomas et al., 2004). Otázkou však je, zda a jakým způsobem sestavit správný shopping basket. Niemela & Baur (1998) v severovýchodním Švýcarsku měřili diverzitu rostlin, motýlů, rovnokřídlých, plžů a střevlíků na vápnomilných trávnících. Korelace mezi počtem druhů i druhovým složením se podařilo nalézt pouze mezi rostlinami a motýly. Zajímavé také bylo, že ohrožené druhy byly především v herbivorních skupinách, jako jsou motýli, rovnokřídlí, nebo plži. Shopping basket by tedy vhodné sestavit z rostlin a některých herbivorních skupin, například motýlů a rostlin (Niemela & Baur, 1998). Ochrana herbivorů se specifickými nároky by mohla znamenat i ochranu dravců, kteří se jimi živí (Roberge & Algelstam, 2004). I zde ukázalo, že ač se živné rostliny některých ohrožených druhů vyskytovaly na většině sledovaných luk, automaticky to neznamenal výskyt motýla.

4.2 Obnova degradovaných biotopů

Při ochraně bezlesých biotopů se často potýkáme s problémem, že lokalita je dlouho neudržovaná a zarůstá náletovými dřevinami. Proto, aby se na ní mohla vrátit původní biodiverzita, je nutné nejprve křoviny alespoň z větší části vyřezat. Na loukách v Toskánsku, kde byl takto obnoven management, hledali Maccherini et al. (2009) korelace mezi druhovým bohatstvím a korelace v druhovém složení motýlů a rostlin. Porovnávali step, která zarůstala trnkou obecnou, zatravněnou ornou půdou, obnovenou step pomocí odstranění keřů nebo seče a kontrolní stávající step. Počet rostlin byl zhruba stejný u všech typů péče mimo křovím zarostlou step, naproti tomu diverzita motýlů variovala:

nejmenší diverzita byla opět na zarostlé stepi, výrazně více druhů bylo na bývalé orné půdě a vyřezané stepi, nejvíce pak na kontrolní nezarostlé stepní ploše. Odstraňování dřevin je účinný prostředek ochrany motýlů, přičemž ale i obnova stepí na orné půdě výsevem se zdá být jako cesta k vhodné ochraně motýlů (Maccherini et al., 2009). Obnovované stepi v této studii pomocí výřezů dřevin obývaly spíše druhy typické pro starší sukcesní stadia stepí (*Aricia agestis*, *Callophrys rubi*, *Lycaeides abetonicus* a *Zerynthia polyxena*). Na stepích obnovovaných z polí naopak druhy, které vyžadují rudernější vegetaci a polní plevele (*G. alexis*, *Issoria lathonia*, *Polyommatus icarus* a *Pyrgus armoricanus*). V této studii vyšel jako indikátor zarostlého keřovitého porostu pouze jeden druh motýla (*Coenonympha arcania*). Na plochách, kde se vyskytovalo hodně jednoletých fanerofytů, se vyskytovalo málo motýlích druhů. Negativní korelaci motýlů s fanerofyty potvrdil i Balmer & Erhardt (2000) nebo Ockinger et al. (2006). Na původních stepích žili stepní specialisté, kteří vyžadují strukturu a stabilitu stepi (*Chazara briseis*, *Hipparchia semele*, *Polyommatus coridon*, *Pseudophilotes baton*, *Thymelicus lineola* a *Thymelicus sylvestris*). Ti se nešířili na obnovené plochy, případně jen ve velmi nízké abundanci. Tím se jasně ukázalo, že nemusí být vyloženě nutné vybírat deštníkové a zástupné druhy napříč skupinami. Ve skutečnosti stačí provést výběr druhů pouze z jedné skupiny (např. motýlů), pokud mají tyto druhy naprosto rozdílné stanovištní požadavky (a váží se k nim tedy různé korelace v druhovém složení). Je velmi pravděpodobné, že pro výrazné zlepšení ochrany společenstev bezlesých biotopů, by nemusel vzniknout celý katalog detailně popsanych společenstev napříč skupinami. Možná by stačilo tato společenstva v rámci jedné skupiny do detailu popsat, vznikly by tak zoologické paralely fytoecenologických atlasů, alespoň v rámci skupin. Spojením fytoecologie a zoocenologie by pak vlastně byl automaticky používán koncept shopping basket.

Z výše popsaného není pochyb o tom, že měření korelací pouze mezi druhovou bohatostí (species richness) bez zahrnutí korelací druhového složení (species composition), má pro praktickou ochranu druhů pouze ten význam, že je zřejmé kolik daný biotop obsahuje druhů, případně zda se některé taxonomické skupiny na stejných místech (ne)vyskytují společně. Z pouhého výpočtu druhové bohatosti by však zcela unikla informace o různých druhových složeních každého z restaurovaných míst, které zobrazuje biotopové specialisty.

Druhové složení původních stepí díky specifickým potřebám některých druhů nelze jednoduše vrátit na oseté pole nebo čerstvě prokleštěnou step, přestože se tam vyskytují živné rostliny. Často trvá dlouho, než se obnoví původní struktura vegetace a mikroklima, které některé stepní druhy vyžadují (Maccherini et al., 2009), navíc se nemusí obnovit nikdy. Restaurovaný biotop sice bude mít částečně odlišnou skladbu druhů než původní step, nicméně pro některé druhy může naopak fungovat jako

hlavní biotop, skrze který se mohou šířit dál do krajiny (Babu, 2018), případně pomůže zlepšit dostupnost nektaru pro hmyz žijící v okolí (Ockinger&Smith, 2007). Nový biotop by se samozřejmě neměl stát ekologickou pastí například tím, že se na něm bude vyskytovat množství lákavých živných rostlin, které budou v nevhodnou dobu posečeny, případně na lokalitě vznikne nevhodné mikroklima (Maccherini et al., 2009). Při snaze obnovit původní biotop se může také stát, že vznikne biotop s druhovou skladbou, která se významně odlišuje od té původní (Barr et al., 2017), což nemusí být nutně špatně, naopak díky tomu může vzniknout žádaná heterogenita biotopů.

Motýli a rostliny se skvěle doplňují i při rozhodování o výřezech dřevin. Motýlí diverzitu totiž pozitivně ovlivňuje určité množství stromů či keřů. Soderstrom et al. (2001) například na švédských travnatých pláních popsali, že keře a stromy jsou vítaným zdrojem potravy, vytvářejí vhodné mikroklima pod korunami například pro housenky, což prokazatelně zvyšuje motýlí diverzitu. V tomto směru je tedy potřeba dbát na opatrnost, přestože odstraňování keřů významně zvyšuje diverzitu rostlin (Maccherini et al., 2007). V rámci ochrany motýlů je tedy důležité udržet jakousi mozaiku různých sukcesních stádií (Poyry et al., 2005) a především ponechávat solitérní keře (ZDROJ). Balmer a Erhardt (2000) se ve své práci zaměřují na různá sukcesní stadia vápnomilných trávníků po opuštění extenzivní pastvy a jejich vliv na biodiverzitu motýlů ve Švýcarsku (plochy spásané, čerstvě opuštěné, opuštěné zhruba 10 let, zarůstající trnkou obecnou, a opuštěné 20-30 let, kde už rostl mladý les). První 2-3 roky sukcese měly pouze malý vliv na diverzitu motýlů, později se však projevil nárůst druhů o 32 %, přičemž se zde objevovaly druhy s různými nároky na biotop. Nejvíce se v druhovém složení odlišovaly louky pomalu zarůstající trnkou. Dokonce se projevil nárůst druhů, které jsou zapsány v červeném seznamu o 48 %. Po nástupu mladého lesa nicméně většina druhů vymizela a až na dva druhy se zde vyskytovali spíše jedinci, kteří tam náhodně zalétli z okolních ploch. Druhové složení bylo zároveň na čerstvě opuštěných plochách jiné, než na plochách, které byly opuštěné dlouhodobě. Druhová specifita pro různé sukcesní fáze také ukazuje, že motýli jsou skutečně dobrými indikátory stavu biotopu (Erhardt, 1985). Zajímavé však bylo, že více ohrožených druhů bylo na déle opuštěných pastvinách. Již výše byla zmíněna důležitost heterogenity různých způsobů managementu. Stejně důležité by mohlo být ponechávání některých částí bezlesí na čas ladem. Bezlesá, částečně neudržovaná krajina, je totiž dnes velmi vzácná, protože při managementu lokalit místa nebývají ponechávána na nějaký čas ladem a záhy se mění na les. Managementově tak většinou chráníme specializované druhy ranných sukcesních stádií trávníků, a na ty druhy, které vyžadují pozdně sukcesní stadia, se zapomíná. Pravdou jistě je, že by bylo vhodné, aby proběhlo studium opuštěných travních porostů, protože ty jsou v dnešní době velmi ohrožené (např. Hegg et al., 1993). Krajina je dnes rozdělena na intenzivně lesnický či zemědělsky obhospodařovanou, bez žádných mezistupňů,

ekotonů, kdy bezlesí plynule navazuje na les postupným přibýváním dřevin. Nedostatek tohoto biotopu ostatně ukazuje i vysoké zastoupení druhů červeného seznamu na těchto plochách. Výše zmíněná zjištění tedy v praxi ochrany přírody znamenají ponechávat některá místa více let ladem a provádět tam iniciační management pouze jednou za několik let, případně zabraňovat ovládnutí prostoru lesem. Ideální by bylo mít plány péče nastaveny tak, aby počítaly se zachováním míst, která budou ležet více let ladem (Balmer & Erhardt, 2000).

Vlivem obnovy bezlesých biotopů a zabraňování sukcese pomocí pastvy a výřezů dřevin na rostliny a motýly se zabýval Ockinger et al. (2006). V jižním Švédsku porovnávali druhovou bohatost rostlin a motýlů na dlouhodobě pasených plochách, na plochách, které byly opuštěny, a na plochách, kde byla pastva recentně obnovena. Lokality s pastvou ovcí měly méně druhů než lokality s pastvou skotu. Negativně se na počtu druhů projevila sukcese. Počet rostlin i motýlů klesal s tím, jak rostl počet keřů a stromů. Je tedy výhodné podchytit opuštěné lokality včas, než dojde k invazi dřevin. Biodiverzita je často podporována disturbancí a je vysoká na ranných sukcesních stádiích (Tamm et al., 2002). Nicméně i další studie (např. Ockinger et al., 2006) prokazují nárůst biodiverzity tam, kde byla pastvina čerstvě opuštěna, nebo byl nízký pastevní tlak. Je důležité zachovat heterogenitu prostředí, kdy některé pastviny obrůstají, zatímco jiné jsou pasené. Potřebu heterogenity mnoho autorů popisuje nejen u motýlů, ale také ptáků, čmeláků, či rovnokřídlých a blanokřídlých (Söderström et al., 2001; Carvell, 2002; Krüss & Tschardtke, 2002b).

Jakým způsobem ale dlouhodobá pastva ovlivňuje i další skupiny bezobratlých vyjma motýlů? Diverzita brouků a jejich potravních preferencí (predátoři, fytofágové, požírači semen, paraziti kořenů, požírači listů apod.) je výrazně ovlivněna dobou trvání pastvy i druhem pasených zvířat. Woodcock et al. (2005) zkoumali rozdíly druhového složení brouků na vápnomilných trávnicích. Byly zde patrné rozdíly mezi druhovým složením brouků i rostlin na lokalitách, které nebyly zhruba 50 let paseny, mezi těmi, na kterých probíhala pastva ovcí, a mezi těmi, kde probíhala pastva skotu. Změna složení rostlinných druhů měla vliv i na druhové složení brouků. Plochy byly ve studii rozdělené na pět typů: nepasená plocha, obnovená rotační pastva (2-3 roky) skotu nebo ovcí a pastva skotu nebo ovcí trvajících déle než deset let. Studováni byli brouci z celkem 7 čeledí: Apionidae, Staphylinidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Coccinellidae, Carabidae a Elateridae. Na nepasených plochách dominoval *Arrhenatherum elatius*, kdežto na pasených *Bromus erectus*, tedy na nepasených plochách bylo více živin a vegetace byla vysoká a zapojená. Diverzita brouků pozitivně korelovala s diverzitou rostlin (63,7 % rozdílů v druhovém složení bylo způsobeno změnou skladby rostlin). Na pastvu, především na tu dlouhodobou, dobře reagovaly herbivorní skupiny, pouze druhy žijící na listech byly negativně

ovlivněny dlouhodobou pastvou ovcí. Je to nepochybně tím, že druhy rostlin, na které jsou fytofágní druhy vázané, bývají na nepasených biotopech potlačeny agresivními trávami, jako je *Arrhenatherum elatius* (Gibson et al., 1987). Výskyt trav na druhou stranu vyhovuje broukům, kteří napadají jejich kořeny, protože kořeny těchto trav poskytují více biomasy, nicméně jednalo se o běžné generalisty. Největší rozdíly v druhovém složení pak byly mezi plochami s dlouhodobou pastvou ovcí, plochami s dlouhodobou pastvou skotu a nepasenou vegetací. Bylo zjištěno, že způsob pastvy neovlivňuje počet druhů, ale druhové složení broučí fauny. Způsob nevhodnější péče o danou lokalitu je nutné vybrat na základě potřeb těch nejohroženějších druhů, nebo kombinovat několik typů péče. Péče o krajinu tedy nemusí být nástrojem, jak zvýšit počet druhů, ale jak pomoci určité komunitě druhů, tedy určitému druhovému složení. Pro zachování druhů je velmi důležité se snažit zachovat všechny typy biotopů a péče tak, aby se na nich mohly udržet životaschopné populace, a to nejen v rámci rozlišení pasených a nepasených ploch, ale také pomocí různých termínů pastvy a druhů pasených zvířat. Všechny tyto faktory totiž významně ovlivňují druhové složení jak rostlin, tak především bezobratlých.

Kromě výše zmíněného zarůstání, přehnojení a necíleného managementu představují v ochraně krajiny další významný problém různé stavby protínající velké úseky krajiny. Běžným problémem např. v Alpách je budování nových sjezdovek, v jejichž případě je kromě staveb lanovek nutné upravit terén, který pak bývá oset travní směsí pouze o několika druzích. V prvních třech letech většinou dominují ruderní druhy rostlin, ale postupně porost druhovým složením začne opět více směřovat k tomu původnímu stavu, podmínkou je dostatek zdrojových lokalit v okolí. Na jiných stavbách se může stát, že jsou tak Podmínky lokalit mohou být na stavbách změněny např. obnažením neplodných půd či naopak dovozem zeminy, případně i poškozením vodního režimu, čímž vznikne společenstvo, které je zcela odlišné než to původní. Dosevy by měly být dělány semeny rostlin z geograficky blízkých lokalit, u kterých je jistota, že jsou to rostliny dobře adaptované na místní podmínky (Barr&Paschke, 2017). Aktuálně velmi diskutovanou problematikou je obnova travinobylinných biotopů podél liniových staveb, jako jsou dálnice. Podél nich by mohly vznikat obrovské biotopy a biokoridory pro stepní organismy napříč krajinou (Zelnik et al., 2010). Woodcock et al. (2012) porovnávali úspěchy v ochraně populací denních motýlů pro několik typů obnovených trávníků v Británii. Trávníky byly obnoveny buď na bývalé orné půdě, kde byly louky založeny osetím vytvořené směsí semen, anebo pomocí výřezů dřevin na původních zarostlých biotopech. Oba typy obnovených biotopů byly udržovány pomocí následné pastvy či seče. Jakým způsobem se společenstvo motýlů či rostlin v čase mění, je pro následný výběr osiva na dalších lokalitách velmi důležité, protože je tak možné lépe specifikovat živé rostliny (Edwards et al., 2007). Další možností je to udělat obráceně: vytvořit biotop a na něj následně druh reintrodukovat. Reintrodukce jistě nejsou záplatou na problémy fragmentované krajiny. Na

druhou stranu jsou ale možnosti, jak na obnovený biotop vrátit v oblasti vymřelý druh. V posledních letech se na ně proto začíná brát větší zřetel jako na jeden z nástrojů ochrany přírody (Wynhoff, 1998; Schultz et al., 2008; Dincă et al., 2018). Znalosti korelací v druhovém složení nám umožní zvýšit úspěšnost reintrodukcí, případně nebude potřeba reintrodukovat jeden druh, ale rovnou několik druhů, podle toho, jak se shodují ve svých biotopových potřebách. Je možné, že podobně jako podrobné studium společenstev, budou reintrodukce běžnou součástí ochrany přírody.

4.3 Obecné principy ochrany nelesních biotopů

Dnes už je jasné, že pro úspěšnou ochranu biotopů musíme opustit koncepty ochrany na základě „počítání druhů“ bez jasné představy o korelacích v druhovém složení, které se ukázalo jako klíčové při ochraně ohrožených druhů i celých společenstev. Podobně jako mají rostliny fytoecologii, koreluje spolu na bezlesých stanovištích druhové složení všech ostatních organismů včetně rostlin. Pro ochranu bezlesých stanovišť se musíme zaměřit na vytipování deštníkových druhů, které budou skutečně zastupovat jednotlivá společenstva a daný typ managementu. Každý typ managementu totiž vytváří podmínky pro jiné společenstvo druhů, a pokud se nejedná vyložení o intenzivní seč či pastvu, případně ponechání sukcesí, není jednoduché konstatovat, který z nich je lepší.

Mnohde se dva rozdílné managementy (např. pastva vs. seč) projeví shodným počtem druhů, ale velmi odlišným druhovým složením. Z toho vyplývá, že biodiverzitě pravděpodobně nepomůže střídání různých managementů mezi roky, ale mnohem spíše co největší heterogenita typů i termínů péče vytvořením mozaiky menších ploch (Vessby et al., 2002). Kromě toho se společenstva druhů liší i například tím, zda je lokalita pasena ovce nebo skotem (v práci nebyla zmíněna pastva koňmi), protože tyto druhy zvířat mají rozdílné potravní preference a odlišný způsob pastvy. Rovnokřídli například často vyžadují druhově specifický management, kdy se na pastvinách vyskytují jiné druhy než na sečených loukách. Mezi rovnokřídly by tedy bylo možné hledat deštníkové druhy. Vždy je dobré při využívání deštníkového druhu zahrnout diverzitu rostlin, protože deštníkový druh by měl zaštiťovat i dané fytoecologické společenstvo. Pro lepší zajištění ochrany může být deštníkových druhů více a každý druh tak „zaštítí“ trochu jiné mikroklima na lokalitě.

Hlavním diskutovaným problémem dnešních bezlesých biotopů je pak zarůstání náletovými dřevinami, tedy absence hospodaření, a na druhé straně intenzivní zemědělství s pesticidy a dusíkatými hnojivy, které způsobují dominanci jen několika málo druhů agresivních trav. Proto se dnes ochrana přírody zaměřuje na obnovu bezlesých biotopů, a to jak pomocí výřezů dřevin a obnovy tradičních hospodářských metod jako je pastva či seč na stávajících lokalitách, tak i na orné půdě či brownfieldech. Často se však zapomíná na to, že i travinobylinná společenstva mají svou sukcesí a

některým druhům nemusí vyhovovat každoroční zásahy na lokalitách. Jako příklad lze uvést kavylovou step, jejíž ranné sukcesní stádium je drnová step s převažující kostřavou (Bartha et al., 2008). Z tohoto důvodu by se v chráněných územích měly vyčlenit místa s menší managementovou frekvencí.

Závěr

Tato práce se věnuje fenoménu cross-taxon congruences a jeho možnými implementacemi v ochraně přírody. Shrnuje dosavadní znalosti o korelacích výskytu počtu druhů nebo druhového složení různých taxonomických skupin na nelesních biotopech.

Ačkoli výzkum cross-taxon congruences na širokých geografických škálách může být užitečný pro určení distribuce biodiverzity a daných taxonomických skupin, jeho využití v praktické ochraně přírody není příliš užitečné. Mnohem vhodnějším přístupem je studium korelací výskytu druhového složení na lokálních škálách, které nám dává informace o tom, jaká konkrétní společenstva se v krajině pravidelně opakují. Znalost těchto korelací nám přináší důležité poznatky využitelné pro zavedení vhodného managementu daných lokalit. Detailní znalost druhového složení společenstev pak otevírá možnost vytipovat vhodné deštníkové druhy, jejichž ochrana zajistí ochranu celého biotopu.

Stěžejním problémem výzkumu však stále zůstává nedostatečná znalost zmíněných společenstev. Ač u rostlin máme ucelená data o jejich společenstvech, u živočichů se jedná spíše o popis konkrétních lokalit a neexistuje ucelený soubor dat. Ochrana je pak zaměřena na dobře známé druhy, přičemž je předpokládáno, že jejich ochrana zajistí automaticky i ochranu ostatních druhů. Bylo by proto praktické vytipovat biotopové specialisty alespoň v rámci jedné skupiny živočichů, nejlépe hmyzu, kteří by sloužili jako indikátory stavu biotopu.

Detailní znalost společenstev by mohla v budoucnu přinést nové postupy, jak chránit biodiverzitu. Sestavené skupiny indikátorových druhů by se mohly stát součástí červených seznamů a pomocí nich by se mohla prioritizovat ochrana lokalit. Ačkoli je ochrana lokalit často již prioritizovaná na základě fytoecologie, důraz i na živočišné skupiny by mohl zajistit větší specifitu managementu.

Cílem práce bylo shrnout co nejobecnější návod pro praktické ochránáře umožňující nastavit směr, kterým se mohou na svých lokalitách vydat, a kterým naopak spíše ne. Hlavním zjištěním je, že společenstva bývají vázaná na konkrétní management daného místa. Příkladem jsou zmiňovaná společenstva rovnokřídlých, která se zásadním způsobem liší mezi sečenou loukou a pastvinou. Není tedy vhodné každoročně měnit způsob péče o lokalitu. Celoplošné managementové zásahy na lokalitách, například meziroční střídání pastvy a seče, může vést k ohrožení řady druhů na lokalitách. Řešením není některý z typů managementu neprovozovat, ale managementy spíše kombinovat tak,

aby vznikla mozaika různě opečovávaných plošek, na kterých budou vedle sebe žít druhy mající různé nároky na management lokalit. Dále je nutné na lokalitě popsat dané společenstvo rostlin i živočichů. Z tohoto společenstva následně vytipovat druhy, které ho nejlépe reprezentují a mohou se stát deštníkovými druhy. Pro tuto funkci jsou vhodné motýli, rovnokřídlí, případně mravenci, protože mezi nimi jsou druhy se specifickými habitatovými nároky. Při zakládání nových lokalit pomocí výsevu semenné směsi je možné se rozhodovat na základě vznikajícího společenstva rostlin a indikátorových taxonů. Podle toho lze následně dělat management a především cílené reintrodukce. Je dobré pamatovat na to, že než se druhové složení na obnovené lokalitě ustálí, vznikne jakési přechodné společenstvo, které však pro biodiverzitu může být také velmi významné a podpořit metapopulace druhů v okolí.

Z deštníkových druhů je vhodné sestavit shopping baskets, které mohou dané společenstvo lépe zastoupit. Dobře se osvědčil shopping basket z rostlin a bezobratlých, případně z ptáků, rostlin a bezobratlých. Na bezlesých biotopech je z bezobratlých vhodné vybírat druhy rovnokřídlých, motýlů, případně mravenců, mezi kterými jsou habitatoví specialisté.

Při managementu lokalit musíme dále pamatovat na to, že zásahy není dobré dělat celoplošně, protože tím může dojít k nechtěné likvidaci některého z druhů (viz příklad žluťáka barvoměnného). Naopak některé plochy by měly zůstat delší dobu bez péče, protože i travinnobylinná společenstva mají svou sukcesi, než se začnou přeměňovat v les (např. u porostů kavylu se doporučuje intenzivnější pastva jen jednou za tři roky). Velmi důležitá jsou také ekotonová společenstva. Celá řada druhů totiž obývá světlé přechody mezi lesem a bezlesím. Tato místa by měla být prosvětlená pro rostliny i živočichy obývajících ekotony, nicméně v horkém létě je chlad pod stromy vítaným útočištěm i pro jinak stepní druhy. Celkově se biodiverzita bezlesí do značné míry prolíná s biodiverzitou světlých lesů, to je však nad rámec této práce.

Tím nejdůležitějším poznatkem je potřeba tvorby co nejvíce heterogenní krajiny. Jedině kombinací různých typů péče o krajinu můžeme podpořit co největší díl biodiverzity. Různá společenstva vyžadují různou péči a zároveň u hmyzu často larvy obývají jiná místa než dospělci. Cílem ochrany biodiverzity je tedy vytvořit krajinu, která bude připomínat tradiční hospodaření, ale bude v ní vědomá znalost přírodních společenstev a cross-taxon congruence. Identifikace těchto mechanismů po dosažení do praxe může mít velmi důležité implikace pro pochopení ekologických principů v době nastávajících klimatických změn a vymírání druhů.

Přehled literatury

- Abbitt, R. J., & Scott, J. M.** (2001). Examining differences between recovered and declining endangered species. *Conservation Biology*, 15(5), 1274-1284.
- Akiyama, T., & Kawamura, K.** (2007). Grassland degradation in China: methods of monitoring, management and restoration. *Grassland science*, 53(1), 1-17.
- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S. H., Hsu, Y. F., ... & Pierce, N. E.** (2004). The evolution of alternative parasitic life histories in large blue butterflies. *Nature*, 432(7015), 386-390.
- Andersen, A. N.** (1997). Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation ecology*, 1(1).
- Aronson, M. F.** (2013). Status and challenges of grassland restoration in the United States. *Ecological Restoration*, 31(2), 119-119.
- Babu, V.** (2018). Effect of restoration and surrounding grassland proportion on the dung beetle metapopulation abundance in the fragmented semi-natural grasslands.
- Balmer, O., & Erhardt, A.** (2000). Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation biology*, 14(3), 746-757.
- Barbaro, L., Dutoit, T., & Cozic, P.** (2001). A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodiversity & Conservation*, 10(1), 119-135.
- Barr, S., Jonas, J. L., & Paschke, M. W.** (2017). Optimizing seed mixture diversity and seeding rates for grassland restoration. *Restoration Ecology*, 25(3), 396-404.
- Bartha, S., Molnár, Z., & Fekete, G.** (2008). Patch dynamics in sand grasslands: connecting primary and secondary succession. Kovács-Láng E., Molnár E., Kröel-Dulay Gy. and Barabás S., (eds.), *The KISKUN LTER, Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Vác-rátót: Institute of Ecology and Botany, HAS*, 37-40.
- Beattie, A. J.** (1989). The effects of ants on grasslands. In *Grassland structure and function* (pp. 105-116). Springer, Dordrecht.
- Beccaloni, G. W., & Gaston, K. J.** (1995). Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological conservation*, 71(1), 77-86.
- Belbin, L.** (1993). Environmental representativeness: regional partitioning and reserve selection. *Biological conservation*, 66(3), 223-230.
- Berendse, F. M. J. M., Oomes, M. J. M., Altena, H. J., & Elberse, W. T.** (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological conservation*, 62(1), 59-65.
- Bifulchi, A., & Lodé, T.** (2005). Efficiency of conservation shortcuts: an investigation with otters as umbrella species. *Biological Conservation*, 126(4), 523-527.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., ... & Edwards, P. J.** (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied ecology*, 45(1), 141-150.
- Blackwood, J. W., & Tubbs, C. R.** (1970). A quantitative survey of chalk grassland in England. *Biological Conservation*, 3(1), 1-5.
- Bobbink, R., & Willems, J. H.** (1993). Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodiversity & Conservation*, 2(6), 616-626.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B.** (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789.

- Bucher, R., Nickel, H., Kaib, S., Will, M., Carchi, J., Farwig, N., & Schabo, D. G.** (2019). Birds and plants as indicators of arthropod species richness in temperate farmland. *Ecological Indicators*, *103*, 272-279.
- Caro, T. M.** (2001). Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation*, *98*(3), 251-257.
- Caro, T. M.** (2010). *Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species*. Island Press.
- Carroll, C., Noss, R. F., Paquet, P. C., & Schumaker, N. H.** (2004). Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology*, *18*(4), 1110-1120.
- Carvell, C.** (2002). Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological conservation*, *103*(1), 33-49.
- Casacci, L. P., Witek, M., Barbero, F., Patricelli, D., Solazzo, G., Balletto, E., & Bonelli, S.** (2011). Habitat preferences of *Maculinea arion* and its *Myrmica* host ants: implications for habitat management in Italian Alps. *Journal of Insect Conservation*, *15*(1), 103-110.
- Corcos, D., Lami, F., Nardi, D., Boscutti, F., Sigura, M., Giannone, F., ... & Marini, L.** (2021). Cross-taxon congruence between predatory arthropods and plants across Mediterranean agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, *123*, 107366.
- Curnutt, J., Lockwood, J., Luh, H. K., Nott, P., & Russell, G.** (1994). Hotspots and species diversity. *Nature*, *367*(6461), 326-327.
- Currie, D. J.** (1991). Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. *The American Naturalist*, *137*(1), 27-49.
- Davis, J. D., Hendrix, S. D., Debinski, D. M., & Hemsley, C. J.** (2008). Butterfly, bee and forb community composition and cross-taxon incongruence in tallgrass prairie fragments. *Journal of Insect Conservation*, *12*(1), 69-79.
- Di Giulio, M., Edwards, P. J., & Meister, E.** (2001). Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of applied Ecology*, *38*(2), 310-319.
- Dincă, V., Bálint, Z., Vodă, R., Dapporto, L., Hebert, P. D., & Vila, R.** (2018). Use of genetic, climatic, and microbiological data to inform reintroduction of a regionally extinct butterfly. *Conservation Biology*, *32*(4), 828-837.
- Dullinger, S., Essl, F., Rabitsch, W., Erb, K. H., Gingrich, S., Haberl, H., ... & Hulme, P. E.** (2013). Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(18), 7342-7347.
- Dumont, B., Rook, A. J., Coran, C., & Röver, K. U.** (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science*, *62*(2), 159-171.
- Dynesius, M., & Zinko, U.** (2006). Species richness correlations among primary producers in boreal forests. *Diversity and Distributions*, *12*(6), 703-713.
- Dzwonko, Z., & Loster, S.** (1998). Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. *Journal of vegetation science*, *9*(3), 387-394.
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A., & Brown, V. K.** (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological conservation*, *134*(3), 372-382.
- Eglinton, S. M., Noble, D. G., & Fuller, R. J.** (2012). A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *Journal for Nature Conservation*, *20*(5), 301-309.

- Erhardt, A.** (1985). Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology*, 849-861.
- Fattorini, S.** (2010). Biotope prioritisation in the Central Apennines (Italy): species rarity and cross-taxon congruence. *Biodiversity and Conservation*, 19(12), 3413-3429.
- Fattorini, S., Dennis, R. L., & Cook, L. M.** (2012). Use of cross-taxon congruence for hotspot identification at a regional scale. *PLoS One*, 7(6), e40018.
- Fernandes, G. W., Coelho, M. S., Machado, R. B., Ferreira, M. E., Aguiar, L. D. S., Dirzo, R., ... & Lopes, C. R.** (2016). Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Fleishman, E., Mac Nally, R., & Murphy, D. D.** (2005). Relationships among non-native plants, diversity of plants and butterflies, and adequacy of spatial sampling. *Biological Journal of the Linnean Society*, 85(2), 157-166.
- Gaston, K. J.** (1996). Biodiversity-congruence. *Progress in physical geography*, 20(1), 105-112.
- Gaston, K. J.** (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783), 220-227.
- Gibson, C. W. D., Watt, T. A., & Brown, V. K.** (1987). The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, 42(3), 165-183.
- Gregory, R. D., Voříšek, P., Noble, D. G., Van Strien, A., Klvaňová, A., Eaton, M., ... & Burfield, I. J.** (2008). The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International*, 18(S1), S223-S244.
- Gregory, R. D., & van Strien, A.** (2010). Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, 9(1), 3-22.
- Grenyer, R., Orme, C. D. L., Jackson, S. F., Thomas, G. H., Davies, R. G., Davies, T. J., ... & Owens, I. P.** (2006). Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 444(7115), 93-96.
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., & Wiegand, M.** (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), 2131-2138.
- Haddad, N. M., Crutsinger, G. M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J. M., & Tilman, D.** (2009). Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology letters*, 12(10), 1029-1039.
- Hairton, N. G., Smith, F. E., & Slobodkin, L. B.** (1960). Community structure, population control, and competition. *The American naturalist*, 94(879), 421-425.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & de Kroon, H.** (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hawkins, B. A., & Porter, E. E.** (2003). Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *The American Naturalist*, 161(1), 40-49.
- Hawkins, B. A., & Pausas, J. G.** (2004). Does plant richness influence animal richness?: the mammals of Catalonia (NE Spain). *Diversity and Distributions*, 10(4), 247-252.
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guégan, J. F., Kaufman, D. M., ... & Turner, J. R.** (2003). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84(12), 3105-3117.
- Herrando, S., Brotons, L., Anton, M., Paramo, F., Villero, D., Titeux, N., ... & Stefanescu, C.** (2016). Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environmental conservation*, 43(1), 69-78.

- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Hermy, M., Dvořák, D., Fellner, R., ... & Kadlec, T.** (2019). Shared affinity of various forest-dwelling taxa point to the continuity of temperate forests. *Ecological Indicators*, *101*, 904-912.
- Horák, J., & Rébl, K.** (2013). The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, *17*(2), 307-318.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M., & Baselga, A.** (2008). Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, *117*(6), 847-858.
- Hunter Jr, M., Westgate, M., Barton, P., Calhoun, A., Pierson, J., Tulloch, A., ... & Lindenmayer, D.** (2016). Two roles for ecological surrogacy: Indicator surrogates and management surrogates. *Ecological Indicators*, *63*, 121-125.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M.** (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of applied ecology*, *37*(5), 771-788.
- Jiménez-Carmona, F., Carpintero, S., & Reyes-López, J. L.** (2020). Ants (Hymenoptera: Formicidae) as surrogates for epigeic arthropods in Northern Andalusian 'dehesas'(Spain). *Sociobiology*, *67*(2), 201-212.
- Joern, A.** (1979). Feeding patterns in grasshoppers (Orthoptera: Acrididae): factors influencing diet specialization. *Oecologia*, *38*(3), 325-347.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, 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*(3), 667-675.
- Kerr, J. T.** (1997). Species Richness, Endemism, and the Choice of Areas for Conservation: Riqueza de Especies, Endemismo y Selección de Areas para Conservación. *Conservation Biology*, *11*(5), 1094-1100.
- Kgosikoma, O. E., Mojeremane, W., & Harvie, B. A.** (2013). Grazing management systems and their effects on savanna ecosystem dynamics: A review.
- Kissinger, M., & Rees, W. E.** (2009). Footprints on the prairies: Degradation and sustainability of Canadian agricultural land in a globalizing world. *Ecological Economics*, *68*(8-9), 2309-2315.
- Kisling, W. D., Rahbek, C., & Böhning-Gaese, K.** (2007). Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *274*(1611), 799-808.
- Kisling, W. D., Field, R., & Böhning-Gaese, K.** (2008). Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects?. *Global Ecology and biogeography*, *17*(3), 327-339.
- Klaus, V. H.** (2013). Urban grassland restoration: a neglected opportunity for biodiversity conservation. *Restoration Ecology*, *21*(6), 665-669.
- Knop, E. V. A., Kleijn, D., Herzog, F., & Schmid, B.** (2006). Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of applied ecology*, *43*(1), 120-127.
- Knops, J. M., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., ... & Groth, J.** (1999). Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, *2*(5), 286-293.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, O., Kopeček, F., Konvička, O., & Vítáz, L.** (2008). How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of insect Conservation*, *12*(5), 519-525.
- Kotze, D. J., & Samways, M. J.** (1999). Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. *Biodiversity & Conservation*, *8*(10), 1339-1363.

- Kremen, C.** (1992). Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological applications*, 2(2), 203-217.
- Kremen, C.** (1994). Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications*, 4(3), 407-422.
- Kruess, A., & Tschardt, T.** (2002a). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological conservation*, 106(3), 293-302.
- Kruess, A., & Tschardt, T.** (2002b). Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570-1580.
- Lafferty, K. D., Allesina, S., Arim, M., Briggs, C. J., De Leo, G., Dobson, A. P., ... & Thielges, D. W.** (2008). Parasites in food webs: the ultimate missing links. *Ecology letters*, 11(6), 533-546.
- Lamoreux, J. F., Morrison, J. C., Ricketts, T. H., Olson, D. M., Dinerstein, E., McKnight, M. W., & Shugart, H. H.** (2006). Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440(7081), 212-214.
- Launer, A. E., & Murphy, D. D.** (1994). Umbrella species and the conservation of habitat fragments: a case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. *Biological conservation*, 69(2), 145-153.
- Lawton, J. H., Naeem, S., Thompson, L. J., Hector, A., & Crawley, M. J.** (1998). Biodiversity and ecosystem function: getting the Ecotron experiment in its correct context.
- Letcher, A. J., & Harvey, P. H.** (1994). Variation in geographical range size among mammals of the Palearctic. *The American Naturalist*, 144(1), 30-42.
- Lewandowski, A. S., Noss, R. F., & Parsons, D. R.** (2010). The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology*, 24(5), 1367-1377.
- Lindenmayer, D., Pierson, J., Barton, P., Beger, M., Branquinho, C., Calhoun, A., ... & Westgate, M.** (2015). A new framework for selecting environmental surrogates. *Science of the Total Environment*, 538, 1029-1038.
- Lumaret, J. P., & Lobo, J. M.** (1996). Geographic distribution of endemic dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) in the Western Palearctic region. *Biodiversity Letters*, 192-199.
- Lund, M. P., & Rahbek, C.** (2002). Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation*, 5(2), 163-171.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., & Pykälä, J.** (2003). Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio*, 447-452.
- Maccherini, S., & De Dominicis, V.** (2003). Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research*, 18(6), 739-751.
- Maccherini, S., Marignani, M., Castagnini, P., & van den Brink, P. J.** (2007). Multivariate analysis of the response of overgrown semi-natural calcareous grasslands to restorative shrub cutting. *Basic and Applied Ecology*, 8(4), 332-342.
- Maccherini, S., Bacaro, G., Favilli, L., Piazzini, S., Santi, E., & Marignani, M.** (2009). Congruence among vascular plants and butterflies in the evaluation of grassland restoration success. *Acta Oecologica*, 35(2), 311-317.
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., & Schreiber, K. F.** (2002). Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science*, 5(1), 99-106.
- Morris, J. W.** (1978). Application of Vegetation Science to Grassland Husbandry.
- Mouquet, N., Thomas, J. A., Elmes, G. W., Clarke, R. T., & Hochberg, M. E.** (2005). Population dynamics and conservation of a specialized predator: a case study of *Maculinea arion*. *Ecological Monographs*, 75(4), 525-542.

- Müller, S., Dutoit, T. H., Alard, D., & Grevilliot, F.** (1998). Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*, 6(1), 94-101.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Purvis, A.** (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- Niemelä, J., & Baur, B.** (1998). Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiversity & Conservation*, 7(11), 1407-1416.
- Oberprieler, S. K., Andersen, A. N., Gillespie, G. R., & Einoder, L. D.** (2019). Vertebrates are poor umbrellas for invertebrates: cross-taxon congruence in an Australian tropical savanna. *Ecosphere*, 10(6), e02755.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K., & Smith, H. G.** (2006). Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133(3), 291-300.
- Öckinger, E., & Smith, H. G.** (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50-59.
- Oertli, S., Müller, A., Steiner, D., Breitenstein, A., & Dorn, S.** (2005). Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biological Conservation*, 126(2), 195-205.
- Pärtel, M., Bruun, H. H., & Sammul, M.** (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland Science in Europe*, 10(1), 14.
- Partsch, S., Milcu, A., & Scheu, S.** (2006). Decomposers (Lumbricidae, Collembola) affect plant performance in model grasslands of different diversity. *Ecology*, 87(10), 2548-2558.
- Pearson, D. L., & Carroll, S. S.** (1998). Global patterns of species richness: spatial models for conservation planning using bioindicator and precipitation data. *Conservation Biology*, 12(4), 809-821.
- Pearson, D. L., & Carroll, S. S.** (1999). The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography*, 26(5), 1079-1090.
- Pfiffner, L., & Luka, H.** (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78(3), 215-222.
- Pimm, S. L., & Pimm, S. L.** (1991). *The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press.
- Polis, G. A., Sears, A. L., Huxel, G. R., Strong, D. R., & Maron, J.** (2000). When is a trophic cascade a trophic cascade?. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(11), 473-475.
- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F.** (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361-376.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M.** (2005). Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 122(3), 465-478.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C., & Gibbons, D. W.** (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365(6444), 335-337.
- Qian, H., & Ricklefs, R. E.** (2008). Global concordance in diversity patterns of vascular plants and terrestrial vertebrates. *Ecology Letters*, 11(6), 547-553.
- Qian, H., Kissling, W. D., Wang, X., & Andrews, P.** (2009). Effects of woody plant species richness on mammal species richness in southern Africa. *Journal of Biogeography*, 36(9), 1685-1697.
- Qian, H., & Kissling, W. D.** (2010). Spatial scale and cross-taxon congruence of terrestrial vertebrate and vascular plant species richness in China. *Ecology*, 91(4), 1172-1183.

- Rathcke, B. J., & Jules, E. S.** (1993). Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions. *Current Science*, 273-277.
- Rebello, A. G., & Siegfried, W. R.** (1990). Protection of fynbos vegetation: ideal and real-world options. *Biological Conservation*, 54(1), 15-31.
- 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.
- Roberge, J. M., & Angelstam, P. E. R.** (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, 18(1), 76-85.
- Rodrigues, A. S., & Brooks, T. M.** (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 38, 713-737.
- Rowland, M. M., Wisdom, M. J., Suring, L. H., & Meinke, C. W.** (2006). Greater sage-grouse as an umbrella species for sagebrush-associated vertebrates. *Biological Conservation*, 129(3), 323-335.
- Ryti, R. T.** (1992). Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecological Applications*, 2(4), 404-410.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H. H., Ihlen, P. G., Myrseth, E. W., Pommeresche, R., ... & Aas, O.** (2004). Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation*, 115(1), 21-31.
- Santi, E., Maccherini, S., Rocchini, D., Bonini, I., Brunialti, G., Favilli, L., ... & Chiarucci, A.** (2010). Simple to sample: vascular plants as surrogate group in a nature reserve. *Journal for Nature Conservation*, 18(1), 2-11.
- Sauberer, N., Zulka, K. P., Abensperg-Traun, M., Berg, H. M., Bieringer, G., Milasowszky, N., ... & Grabherr, G.** (2004). Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological conservation*, 117(2), 181-190.
- Senn, M., Walter, T. A., Sabeva, M., & Stoyanova, S.** (2011). Orthoptera species (Ensifera, Caelifera) in differently managed grassland of the Smoljan region of the Rhodope Mountains, Bulgaria. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 84(3/4), 193-212.
- Sergeev, M. G.** (1998). Conservation of orthopteran biological diversity relative to landscape change in temperate Eurasia. *Journal of Insect Conservation*, 2(3), 247-252.
- Shumilovskikh, L. S., Novenko, E., & Giesecke, T.** (2018). Long-term dynamics of the East European forest-steppe ecotone. *Journal of Vegetation Science*, 29(3), 416-426.
- Schuldt, A., & Assmann, T.** (2009). Environmental and historical effects on richness and endemism patterns of carabid beetles in the western Palaearctic. *Ecography*, 32(5), 705-714.
- Schuldt, A., Wang, Z., Zhou, H., & Assmann, T.** (2009). Integrating highly diverse invertebrates into broad-scale analyses of cross-taxon congruence across the Palaearctic. *Ecography*, 32(6), 1019-1030.
- Schuldt, A., & Assmann, T.** (2010). Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe—a multi-taxon approach. *Biological Conservation*, 143(11), 2747-2756.
- Schultz, C. B., Russell, C., & Wynn, L.** (2008). Restoration, reintroduction, and captive propagation for at-risk butterflies: a review of British and American conservation efforts. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 54(1), 41-61.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., & Ritchie, M.** (1998). Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738-750.
- Simberloff, D.** (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?. *Biological conservation*, 83(3), 247-257.

- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A. L., & Huhta, E.** (2006). Co-variation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests?. *Ecological Indicators*, *6*(4), 686-700.
- Sisk, T. D., Launer, A. E., Switky, K. R., & Ehrlich, P. R.** (1994). Identifying extinction threats: global analyses of the distribution of biodiversity and the expansion of the human enterprise. In *Ecosystem management* (pp. 53-68). Springer, New York, NY.
- Skarpe, C.** (1991). Impact of grazing in savanna ecosystems. *Ambio*, 351-356.
- Sluis, W. J.** (2002). Patterns of species richness and composition in re-created grassland. *Restoration Ecology*, *10*(4), 677-684.
- Söderström, B. O., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A.** (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity & Conservation*, *10*(11), 1839-1863.
- Spitzer, L., Beneš, J., Dandová, J., Jašková, V., & Konvička, M.** (2009). The large blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecological Indicators*, *9*(6), 1056-1063.
- Su, J. C., Debinski, D. M., Jakubauskas, M. E., & Kindscher, K.** (2004). Beyond species richness: Community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conservation biology*, *18*(1), 167-173.
- Tamm, A., Kull, K., & Sammul, M.** (2002). Classifying clonal growth forms based on vegetative mobility and ramet longevity: a whole community analysis. In *Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants* (pp. 161-179). Springer, Dordrecht.
- Thomas, J. A.** (1995). The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. In *Ecology and conservation of butterflies* (pp. 180-197). Springer, Dordrecht.
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., ... & Lawton, J. H.** (2004). Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, *303*(5665), 1879-1881.
- Thomas, J. A.** (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *360*(1454), 339-357.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J., & Clarke, R. T.** (2009). Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science*, *325*(5936), 80-83.
- Toranza, C., & Arim, M.** (2010). Cross-taxon congruence and environmental conditions. *BMC ecology*, *10*(1), 1-9.
- Török, P., Kapocsi, I., & Deák, B.** (2012). Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. *Grasslands: Types, biodiversity and impacts*, *1*, 109-118.
- Uboni, C., Tordoni, E., Brandmayr, P., Battistella, S., Bragato, G., Castello, M., ... & Bacaro, G.** (2019). Exploring cross-taxon congruence between carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and vascular plants in sites invaded by *Ailanthus altissima* versus non-invaded sites: The explicative power of biotic and abiotic factors. *Ecological Indicators*, *103*, 145-155.
- Uchida, K., & Ushimaru, A.** (2014). Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, *84*(4), 637-658.
- Uchida, K., Koyanagi, T. F., Matsumura, T., & Koyama, A.** (2018). Patterns of plant diversity loss and species turnover resulting from land abandonment and intensification in semi-natural grasslands. *Journal of environmental management*, *218*, 622-629.
- Van Jaarsveld, A. S., Freitag, S., Chown, S. L., Muller, C., Koch, S., Hull, H., ... & Scholtz, C. H.** (1998). Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science*, *279*(5359), 2106-2108.

- Van Swaay, C., & Warren, M.** (1999). *Red data book of European butterflies (Rhopalocera)* (Vol. 99). Council of Europe.
- Vences, M., Vieites, D. R., Glaw, F., Brinkmann, H., Kosuch, J., Veith, M., & Meyer, A.** (2003). Multiple overseas dispersal in amphibians. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1532), 2435-2442.
- Vessby, K., Söderström, B. O., Glimskär, A., & Svensson, B.** (2002). Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation biology*, 16(2), 430-439.
- Vogl, R. J.** (1979). Some basic principles of grassland fire management. *Environmental management*, 3(1), 51-57.gu
- Wallis De Vries, M. F., & Raemakers, I.** (2001). Does extensive grazing benefit butterflies in coastal dunes?. *Restoration Ecology*, 9(2), 179-188.
- Weisser, W. W., & Härri, S. A.** (2005). Colonisations and extinctions at multiple spatial scales: a case study in monophagous herbivores. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 363-377). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Whittaker, R. J., Willis, K. J., & Field, R.** (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of biogeography*, 28(4), 453-470.
- Wielgolaski, F. E., Hofgaard, A., & Holtmeier, F. K.** (2017). Sensitivity to environmental change of the treeline ecotone and its associated biodiversity in European mountains. *Climate Research*, 73(1-2), 151-166
- Wiens, J. A., Hayward, G. D., Holthausen, R. S., & Wisdom, M. J.** (2008). Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience*, 58(3), 241-252..
- Wiens, J. A.** (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional ecology*, 3(4), 385-397.
- Williams, P. H., & Gaston, K. J.** (1994). Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness?. *Biological conservation*, 67(3), 211-217.
- Willig, M. R., Kaufman, D. M., & Stevens, R. D.** (2003). Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 273-309.
- Wolters, V., Bengtsson, J., & Zaitsev, A. S.** (2006). Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology*, 87(8), 1886-1895.
- Woodcock, B. A., Pywell, R. F., Roy, D. B., Rose, R. J., & Bell, D.** (2005). Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation*, 125(2), 193-202.
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Mortimer, S. R., Brereton, T., Redhead, J. W., Thomas, J. A., & Pywell, R. F.** (2012). Identifying time lags in the restoration of grassland butterfly communities: A multi-site assessment. *Biological Conservation*, 155, 50-58.
- Wynhoff, I.** (1998). Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. *Journal of Insect conservation*, 2(1), 47-57.
- Young, T. P.** (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological conservation*, 92(1), 73-83.
- Zahn, A., Englmaier, I., & Drobny, M.** (2010). Food availability for insectivores in grasslands – arthropod abundance in pastures, meadows and fallow land. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8(2), 87-100.
- Zelnik, I., Šilc, U., Čarni, A., & Koštir, P.** (2010). Revegetation of motorway slopes using different seed mixtures. *Restoration Ecology*, 18(4), 449-456.