

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH
BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Obor: Agroekologie

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Brown fields v ČR jako zdroj biodiverzity v zemědělské
krajině**

Autor: Bc. Dušan PONČA

Vedoucí diplomové práce: Doc. RNDr. Jaroslav Boháč DrSc.

2013

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Jméno a příjmení: **DUŠAN PONČA Bc.**

Studijní program: Zemědělství

Studijní obor: Agroekologie

Název tématu: **Brown fields v ČR jako zdroj biodiverzity v zemědělské krajině - biodiverzita opuštěných průmyslových lokalit na Královéhradecku
Brown fields in the Czech Republic as the source of biodiversity in agricultural landscape – biodiversity of old industrial biotopes in Královéhradecko (Eastern Bohemia)**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

(v zásadách pro vypracování uveďte cíl práce a metodický postup)

1. Vypracovat literární rešerši problematiky významu struktury krajiny na biodiverzitu.
2. Význam ztráty stanovišť v krajinné matrix a vlivu fragmenatace na populace a společenstva organismů - rešerše.
3. Popsat reakci na ztrátu biotopu u individuů, populací a druhů - rešerše.
4. Ztráta biotopů a vymírání druhů v metapopulacích a úloha biocenter a biokoridorů v kulturní krajině - rešerše.
5. Vypracovat literární rešerši problematiky brown fields v ČR
6. Odběr vzorků na modelových biotopech.
7. Stanovit druhovou diverzitu a aktivitu společenstev epigeických brouků v modelových biotopech a v okolní krajině.
8. Určení hlavních faktorů prostředí ovlivňující společenstva epigeických brouků v opuštěných brown fields.
9. Stanovit stupeň jejich antropogenního ovlivnění společenstev.
10. Navrhnout další využití brown fields z hlediska biodiverzity na základě vlastních výzkumů.

Rozsah grafických prací: tabulky a grafy, fotografická příloha

Rozsah průvodní zprávy: 50 stran textu vč. tabulek

Seznam odborné literatury:

Boháč, J. 1999: Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture Ecosyst. and Envir.*, 74: 357-372.

Boháč J., 2003: The effect of environmental factors on communities of carabid and staphylinid beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). Frouz, J., Šourková, M., Frouzová, J. (eds.): Soil physical properties and their interactions with soil organisms and roots of plants, Institute of Soil Biology AS CR, České Budějovice, p. 113-118.

Boháč J. & Fuchs R., 1994: Carabids and staphylinids in Bohemian villages. In: Desender, K. et al. (eds.), Carabid beetles : ecology and evolution. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*, 1994: 237-242.

Hůrka K., 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. *Kabourek, Zlín*, 565 pp.

Hůrka K., Veselý J. & Farkač J., 1996: Using of carabid beetles for bioindication of the environmental quality (in Czech). *Klapalekiana*, 32, p. 15-26.

Thomas C. F. G., Holland J. M. & Brown N. J., 2002: The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. In Holland J. M. (ed.): The agroecology of carabid beetles. *Intercept Limited, Andover*, pp. 305 - 344.

Turin H., Penev L., Casale A., 2003: The genus Carabus L. in Europe. A synthesis. *Fauna Europaea Evertebrata*. No. 2. Sofia-Moscow-Leiden, 536 pp.

Vedoucí diplomové práce: Doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc., Jihočeská univerzita v Č. Budějovicích, Zemědělská fakulta

Konzultant:

Datum zadání diplomové práce: 17.2.2012

Termín odevzdání diplomové práce: 30.4.2013

L.S.

Prof. Ing. Vladislav Čurn, CSc.

Prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

Vedoucí katedry

Děkan

V Českých Budějovicích dne 17. 2.2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Datum

Dušan PONČA

Poděkování:

Na tomto místě bych rád poděkoval především svému vedoucímu práce doc. RNDr. Jaroslavu Boháčovi, DrSc, za cenné rady, poskytnuté materiály a pomoc při determinaci materiálu. Dále pak svojí široké rodině za psychickou podporu a toleranci.

Abstrakt

Byl studován význam modelových lokalit, bývalých těžebních prostorů, z hlediska biodiverzity a navrženo jejich další využití. Práce navazuje na výzkum z roku 2010 a naznačuje trendy vývoje jednotlivých lokalit. Za tímto účelem bylo provedeno mapování biotopů a posouzení společenstev brouků z hlediska jejich antropogenního ovlivnění. Bylo zjištěno, že všechny tři lokality jsou antropogenně velmi silně ovlivněny. V oblasti II. byl prokázán pozitivní vliv managementu na společenstva druhů a byly ověřeny dvě teorie ostrovní biogeografie.

Abstract:

The importance of model areas - landscape used as a mining area in the past - were studied out of the view of biodiversity and their further usage was proposed. The thesis follows a research made in 2010 and shows possible trends of development of individual areas. Out of this reason local biotops were monitored and population of Coleoptera and how it is influenced by human beings were evaluated. It was researched that all three model areas are under a strong mens' pressure. Positive influence of a management on local population of coleoptera was proved in the model area No. 2. The Island Biogeography theory was also proved.

OBSAH

1. ÚVOD	9
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
2.1. Význam struktury krajiny na biodiverzitu.	10
2.2. Význam ztráty stanovišť v krajinné matrix a vlivu na populace a společenstva organizmů.	11
2.3. Reakce na ztrátu biotopu u individuů, populací a druhů.	18
2.3.1. Reakce druhů.	19
2.3.2. Reakce populací.	20
2.4. Ztráta biotopu a vymírání druhů v metapopulacích, úloha biocenter a biokoridorů v kulturní krajině.	21
2.4.1. ÚSES.	24
2.5. Brownfields v ČR.	28
2.5.1. Regenerace brownfields.	30
3. BROUCI (COLEOPTERA) JAKO MODELOVÁ SKUPINA PRO STUDIUM ANTROPOGENNÍCH VLIVŮ	33
3.1. Využití brouků pro bioindikaci.	33
3.2. Staphylinidae a Carabidae.	34
3.2.1. Rozdělení do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům.	35
3.2.2. Dominance	37
3.2.3. Podobnost	38
3.2.4. Odhad celkového počtu druhů	38
4. POPIS ODCHYTOVÝCH LOKALIT	39
4. 1. Oblast I.	40
4. 2. Oblast II.	41
4. 3. Oblast III.	42
5. MATERIÁL A METODY	43
6. CHARAKTERISTIKA DANÉHO ÚZEMÍ	44
7. VÝSLEDKY	48
7. 1. Přehled zjištěných druhů na sledovaných lokalitách	48
7. 2. Antropogenní ovlivnění jednotlivých stanovišť	53
7. 2. 1. Oblast I.	53
7. 2. 2. Oblast II.	55
7. 2. 3. Oblast III.	56
7. 3. Prostorová autokorelace společenstev	58
7. 4. Časová autokorelace společenstev	60
7. 5. Charakteristika odchycených druhů	60
7. 6. Nesledované organizmy	62

8. DISKUZE	63
9. ZÁVĚR	65
10. POUŽITÁ LITERATURA	66
11. PŘÍLOHOVÁ ČÁST	70

1. ÚVOD

„Člověk se objevil jako červ v ovoci, jako mol v klubku vlny a nahlodával své stanoviště a vytvářel teorie, kterými ospravedlňoval své jednání“ (Dorst, 1974).

Tato úvodní věta je zdá se mi velmi výstižná pro chování lidské společnosti, pouze bych ji transformoval do času současného a budoucího, tedy nahlodával, nahlodává a nepochybně nahlodávat bude. Je zvláštní vlastností člověka přemýšlet o věcech, dějích a činnostech v souvislosti se ziskem, výnosem a prospěchem. Obecným kritériem mravnosti a etiky se stal užitek, který nám je podsouván například jako obecný zájem. V obecném zájmu je dnes totiž možné vykonat prakticky cokoliv. Ke slovu užitek se neodmyslitelně pojí slovo uživatel a možná v degradaci člověka na uživatele je problém dnešní společnosti. Jsme uživateli věcí a technologií jejichž princip málokdo zná, ale život například bez internetu a jiných technologií, si už nedokáže představit. S naprosto totožnými emocemi přistupujeme k užívání přírodního bohatství. Pro mnoho lidí je neprostupný les bezcenný, stejně jako krajina, která není protkána cyklostezkami. Nebudu a nechci se zde dále zabývat u nás hluboce zakořeněným utilitaristickým chováním, nicméně zde popsany mechanismus s největší pravděpodobností povede k zániku mnou zkoumaných příměstských biotopů. Nepochybně k tomu dojde v zájmu zvýšení občanské vybavenosti, jinými slovy zvýšení diverzity nákupních městeček, nebo nedostatku stavebních pozemků pro úzkou skupinu dobře informovaných občanů.

Z těchto důvodů pokládám průzkum a ohodnocení těchto doajista degradovaných, ale pro funkci krajiny významných biotopů, za velmi důležité. Průzkumem dvou ze tří oblastí jsem se zabýval ve své bakalářské práci. Na základě výsledků této práce, byla provedena změna managementu užívání těchto ploch. Samozřejmě předpokládám zvýšení parametru ISD směrem k přirozeným společenstvům druhů a zvýšení biodiverzity. Také se pokusím ověřit některé teorie ostrovní biogeografie, používané pro tvorbu ÚSES.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Význam struktury krajiny na biodiverzitu.

Každá země má tři druhy bohatství: materiální, kulturní a biologické. První dvě bohatství vidíme na každém kroku, jsou součástí našeho každodenního života. Problémy biodiverzity vznikají proto, že biologické bohatství bereme mnohem méně vážně. Je to velká strategická chyba, které budeme stále více litovat. Rozmanitost je možným zdrojem nezměrného, dosud nečerpaného materiálního bohatství, potravin, léků a dalších životních potřeb (Wilson, 1995).

Do vědeckého názvosloví byl termín krajina zaveden jako zeměpisný a později i jako ekologický pojem koncem 18. Století a ve 20. Století se vyvinul v jeden ze základních pojmů v geografii. Přitom přes četné diskuse se nepodařilo sjednotit názory odborníků na to, jaké kategorie přírodních jevů se mají do tohoto pojmu zařadit. Většinou se o krajině uvažuje jako o konkrétním souboru přírodních jevů, řidčeji se od smyslově vnímané krajiny abstrahuje a uvažuje se o ní jako o obecné kategorii našich představ o souboru vlastností určité části země, jejíž konkrétní realita nemusí v přírodě existovat (Mezera, 1979). Existují dva přístupy k hodnocení struktury krajiny, prvním je polycentrický přístup, prosazovaný středoevropskou školou, klade důraz na interakce geosfér (NOVOTNÁ, 2001). Druhý je biocentrický přístup, prosazovaný anglosaskou školou, který se soustřeďuje na ekologické vztahy, tj. na vztahy mezi fytoocenózou a zoocenózou a vztahy mezi nimi a abiotickými komponenty (BALEJ, 2005).

Poznatky ekologické vědy nás učí o tom, že mnohotvárné, vnitřně rozrůzněné systémy se lépe dokáží přizpůsobit měnícím se podmínkám prostředí a že jsou odolnější i vůči náhlým katastrofickým zvrátům. Toto poznání lze aplikovat na přírodní ekosystémy, ekonomiku i lidská společenství (Maier, 2012).

Struktura krajiny je definována rozložením energie, látek a druhů ve vztahu k tvarům, velikostem, počtům, typům krajinných složek a ekosystémů a jejich vzájemnému uspořádání. Analýza struktury krajiny umožňuje určit charakteristické prostorové vlastnosti krajiny, které předurčují její fungování a odrážejí její vývoj.

Mezi rozšířením druhů organismů a strukturou krajiny lze nalézt zpětnou vazbu. Přírodní a člověkem způsobené disturbance, které formují krajinné složky, jsou příčinou omezeného rozšíření citlivých druhů, zatímco šíření ostatních druhů do

narušeného prostoru podporují. Přitom reprodukce a šíření druhů může způsobit zánik krajinných složek, či je změnit nebo vytvořit nové. Různorodost, rozdílnost jednotlivých lokalit, je základní příčinou pohybu druhů (Forman, Godron, 1993).

Přírodní nenarušené ekosystémy jsou zpravidla poměrně stabilní, obvykle jsou stabilnější ekosystémy, které mají vyšší biologickou produktivitu. Větší počet druhů v ekosystému, vyšší úroveň biologické rozmanitosti, rovněž přispívá k jeho stabilitě (Moldan, 2009). Zároveň dle Wilsona (1995) platí, že s klesajícím počtem druhů, klesá i biologická produktivita. Jak si závislost produktivity na biodiverzitě vysvětlujeme? Díky různorodosti svých znaků překrývají rozmanitější společenstva své ekologické niky, a tím pravděpodobně „přečerpávají“ dostupné živiny v ekosystému. Kromě toho se může ve společenstvu s určitou pravděpodobností vyskytnout druh s lepšími vlastnostmi, který ekosystémové procesy zesiluje více než zbývající druhy. Tento efekt záleží na náhodě, podobně jako tah čísel v loterii (Plesník, Vačkář, 2005).

Ukazuje se, že druhová diverzity velmi úzce koreluje s velikostí krajinné plošky. Při hodnocení samotné rozlohy plošky zjišťujeme, že je rozhodujícím faktorem druhové diverzity. Navíc každá skupina druhů, stromy, houby, motýli, hmyzožraví ptáci nebo ptáci živící se semeny reagují na rozlohu plošky jinak (Forman, Godron, 1993).

2.2. Význam ztráty stanovišť v krajinné matrix a vlivu fragmenatace na populace a společenstva organismů

Evropskou krajinu si dnes nedovedeme představit bez člověka: byla člověkem zcela přetvořena, tak jako byla prapůvodní neústrojná krajina, která vznikla na tuhnoucí tváři naší planety před více než pěti miliardami let, přeměněna činností organismů na oživenou krajinu (Hadač, 1982).

Člověk však nejen působí na krajinu, krajina rovněž zpětně působí na člověka a jeho hospodářskou činnost. Proto je krajina významnou součástí jeho životního prostředí, jehož parametry mohou příznivě působit na činnost člověka, ale současně mohou i ohrožovat zájmy a další vývoj lidské společnosti (DEMEK, J. 1981).

Nedílnou součástí sílicího antropogenního tlaku na přírodní prostředí je poškozování půdy, tj. narůstající devastace krajiny. Nejčastější příčinou přímé mechanické devastace povrchu území je těžební činnost, výstavba a obecně sílicí proces urbanizace (Císař, 1987).

Většina druhů je rozšířena v úzké korelaci s rozšířením určitých rostlinných společenstev nebo ekosystémů (např. boreální nebo širokolistý les, subalpínské nebo alpínské pásmo hor, slepá ramena řek, oligotrofní jezera atd.) (Boháč, 2013). Člověk svými technoantrocenózami vytvořil zcela nové ekotopy v krajině, které byly osidlovány biocenózami sice s menší diverzitou než čistě přírodní, ale zato s větší produktivitou. Postupně si na technoantropocenózy začínají navykat zvířata a ptáci, zprvu se tu usazují jen sporadicky, později však přivykají do té míry, že v některých případech opouštějí své původní biotopy a stávají se z nich výlučně synantropní organizmy. Jako příklad můžeme uvést vlaštovku a jiříčku (Hadač, 1982).

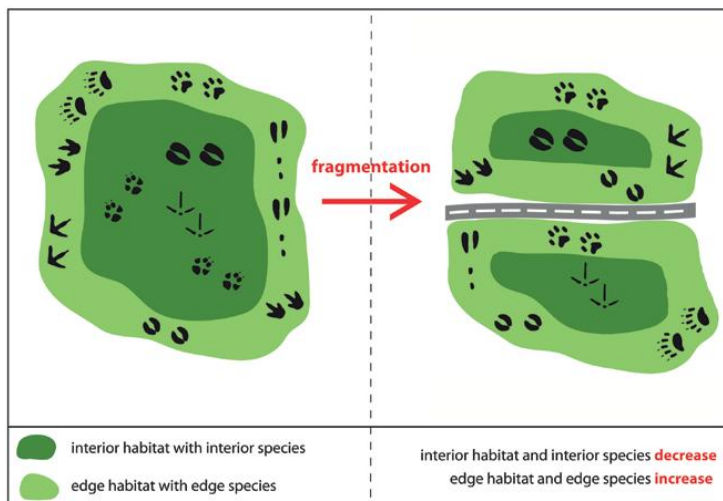
K úbytku stanovišť dochází například vlivem hnojení. Dle Martiše (1987) pokusné hnojení běžné louky dusíkatými hnojivy z ní nejdříve vytlačilo všechny upolíny a vstavače, při 50 kg/ha byl pozorován ústup jetelů i dalších vikvovitých rostlin, dávky 100 kg/ha ukončily růst většiny zbývající původní vegetace a na louce převládlo několik druhů trav a konečně při hnojení přes 150 kg/ha se začaly rozšiřovat tzv. nitrofilní plevele a mezi nimi převládl pýr.

Poměrně závažnou příčinou ztrát stanovišť je v poslední době stále sílicí fragmentace krajiny v důsledku rozvoje dopravní infrastruktury.

Výstavbou dopravní, průmyslové a sídelní infrastruktury se vytvářejí v krajině bariéry, které významným způsobem brání volnému pohybu živočichů (Anděl, 2010).

Pojem fragmentace pochází z latinského slova „fragmentum“ znamenajícího úlomek, zlomek, kousek. Fragmentace je tedy proces, kdy se celek dělí (rozbíjí, rozpadá) na dílčí kusy, zlomky. Fragment je zde vnímán jako určitý odpad, který již nemá plnohodnotné vlastnosti původního celku. V krajině působí proces fragmentace obdobně. Je to proces, kdy se krajinné celky (biotopy) dělí vytvářením bariér na dílčí části, které postupně ztrácejí potenciál k vykonávání původních funkcí. Proces fragmentace v sobě tedy zahrnuje postupné snižování kvality (Anděl a kol., 2005).

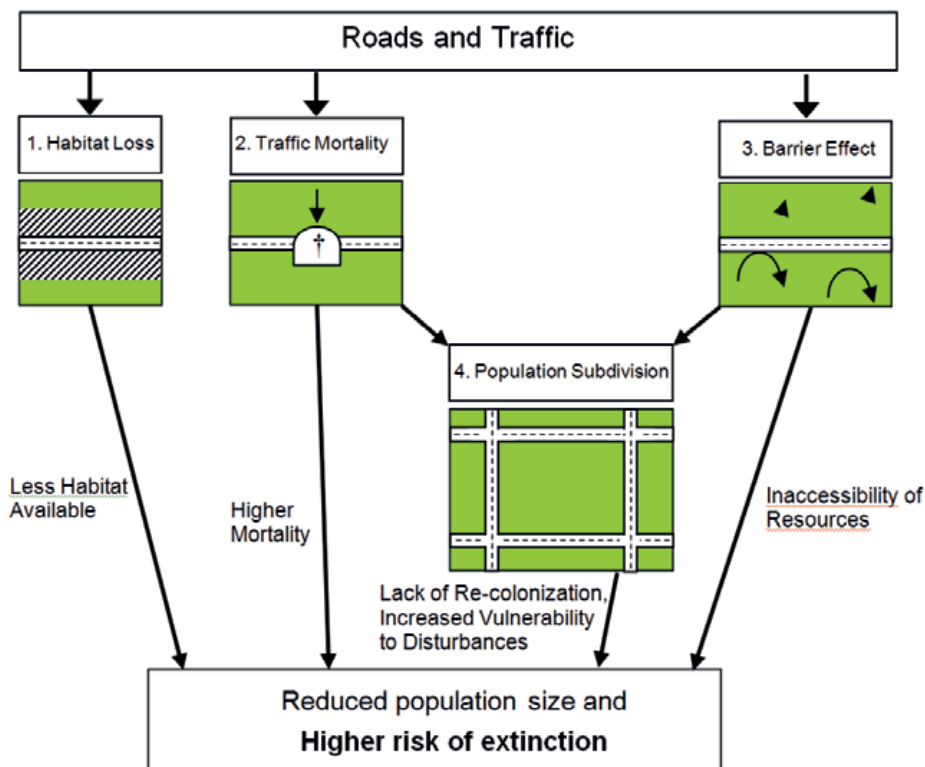
Obr.1 Ilustrace ztráty stanoviště způsobené výstavbou komunikace



Zdroj: (Landscape fragmentation in Europe)

Výstavba nových silnic způsobuje zejména ztrátu biotopů, prodloužení okrajových biotopů podél silnic, redukci velikosti plošek v krajině (plošky jsou v krajině ekologickém pojetí části povrchu lišící se od okolí, většinou jsou tvořeny společenstvy druhů) a izolaci zbytkových biotopů. Zvyšuje se také množství výfukových plynů a mortalita živočichů. Silnice jsou pro organismy neobyvatelné a brání jejich migraci (Boháč, 2002). Pro volně žijící živočichy se tak zhoršuje možnost opatřovat si potravu a je pro ně obtížnější migrovat, což může vést k zhoršení kvality jejich populace až k degeneraci či lokálnímu vyhynutí některých druhů. Malé zbytkové „ostrovní“ plošky mezi fragmentujícími stavbami neposkytují dostatečný prostor pro životaschopný ekologický systém. (Maier, 2012) Například v České republice a v Rakousku je zajíc jedním nejčastěji usmrcených druhů na komunikacích (Glitzner a kol., 1999).

Obr. 2. Čtyři hlavní účinky dopravy na divokou zvěř – 1. Ztráta stanovišť, 2. Dopravní úmrtnost, 3. Rozdělení populací, 4. Bariérový efekt



Zdroj: (Jaeger, 2005)

Mechanismy umožňující reprodukční oddělení dvou populací lze rozdělit na geografické a biologické. Geografické reprodukční bariéry existují v prostředí nezávisle na existenci a biologických vlastnostech organismů (pohoří, vodní tok atd.) (Pražanová, 2007).

Mezi hlavní faktory určující druhovou skladbu společenstev obývajících konkrétní stanoviště patří jednak charakter daného stanoviště, ale také vlastní možnost druhů se na ono stanoviště dostat jejich schopnost se šířit a vzdálenost, jakou musí z 'mateřské' populace urazit (Syrůvátka, muni.cz). Pohyb živočichů v krajině se odehrává různými způsoby a s různou motivací. Kromě dálkových migrací jsou to disperzní pohyby při šíření populací, sezonní pohyby i denní pohyby za potravou, vodou, úkrytem atd. (Anděl, 2010) Právě omezená schopnost šíření (disperze) může způsobovat, že druhová podobnost společenstev klesá s jejich vzdáleností. Jinými slovy, společenstva dvou prostorově blízkých stanovišť sdílejí více druhů než společenstva dvou vzdálených stanovišť. To nazýváme prostorovou autokorelací společenstev (Syrůvátka, muni.cz).

Pokud jsou biotopy a populace v nich žijící fragmentovány do malých skupin a propojení mezi nimi je narušeno, může být jejich dlouhodobá existence ohrožena. Malé a izolované populace jsou náchylné k vyhynutí vzhledem k inbreedingu (příbuzenskému křížení). Některé druhy živočichů kulturní krajiny (např. hmyz, drobní savci) jsou vůči fragmentaci krajiny odolnější, protože snadno kolonizují oddělené biotopy. Důvodem je, že se vyskytují v metapopulacích (souborech více či méně oddělených lokálních populací propojených migrací jedinců). Tyto druhy jsou schopny přežít díky dobrým disperzním (rozptylovým) možnostem a rychle rekolonizují nové plošky v krajině. Přesto vede fragmentace biotopů i u těchto druhů často k redukci velikosti jejich populace. Pokud nová silnice zcela izoluje malý biotop jako ostrov nepropojený s ostatními biotopy v okolí, potom zbytky populace nejsou schopny přežít. Silnice tak tvoří mocné bariéry zejména pro faunu a význam takové bariéry závisí na vlastnostech okolní krajiny a postranních zelených pásů podél silnice (Boháč, 2002)

Fragmentací velkého stanoviště na menší, fragmentujeme i populaci obývající tento prostor. Mohlo by se zdát, že mezi fragmentovanými populacemi budou migrovat jedinci a vznikne funkční metapopulace. Dle Flegra (2009) však rozdělením populace na několik menších se celková frekvence alel jednotlivých genů nijak nezmění. V malých populacích však hrozí nejen efekt inbreedingu, ale podstatně rychleji zde dochází vlivem genetického driftu k fixaci některých alel, takže frekvence některých jednotlivých alel v celkové populaci se opět nezmění.

Příklady důsledků výstavby lineárních infrastrukturních zařízení jako jsou silnice, železnice a elektrické vedení jsou shrnuty v následujících sedmi bodech dle Jaegera (2003) in *Landscape fragmentation in Europe*.

Vliv fragmentace krajiny na životní prostředí a ekosystémové služby.

Land cover

- zhutnění půdy, utěsnění povrchu půdy
- změny geomorfologie (např. násypy, hráze, stabilizace svahů)
- odstranění vegetace, změna vegetace

Místní klima

- změna teplotních podmínek (např. zahřívání silnic, zvýšení variability teploty)
- akumulace studeného vzduchu na březích silnic
- modifikace vlhkosti (např. nižší obsah vlhkosti ve vzduchu v důsledku vyššího slunečního záření)
- změna světelných podmínek

- modifikace povětrnostních podmínek
- Emise***
 - výfukové plyny
 - prach, částice z oděru pneumatik a brzdového obložení
 - olej, palivo (např. u dopravních nehod)
 - posypová sůl
 - hluk
 - vizuální podněty, osvětlení
- Voda***
 - odvodnění, rychlejší odtok vody
 - úprava povrchových toků
 - stoupání nebo klesání podzemní vody
 - znečištění vody
- Flora a fauna***
 - silniční mortalita
 - zvýšená úroveň rušení a stres, ztráta úkrytů
 - ztráta přirozeného prostředí, někdy vytvoření nového stanoviště
 - snížení dostupnosti potravy a jejího složení
 - bariérový efekt
 - narušení sezonních migračních cest, překážka šíření, omezení rekolonizace
 - rozdělení a izolace biotopů a zdrojů
 - narušení metapopulační dynamiky, genetická izolace, inbreeding účinky, přerušování procesů evolučního vývoje
 - zmenšení stanoviště, ztráta druhů, snížení biologické rozmanitosti
 - zvýšení šíření invazních druhů, infekce, nemoci
 - snížení účinnosti přirozených predátorů
- Krajina, scénérie***
 - vizuální podněty, hluk
 - zvýšená penetrace krajiny vlivem komunikací
 - vizuální kontrasty mezi přírodou a technologií
 - změna krajinného rázu a identity
- Land use***
 - zhoršená dostupnost pro člověka
 - snížená kvalita zemědělských produktů sklízených podél silnic
 - snížená kvalita rekreačních oblastí

Fragmenty původních stanovišť nejsou pouze navzájem izolovány značně změněnou a degradovanou krajinou, ale jejich okraje jsou vystaveny odlišným environmentálním podmínkám – dochází zde k tzv. okrajovým efektům (Primack a kol., 2011). Bylo prokázáno, že například ptačí hnízda, která se nacházejí blíže okraje lesa, jsou častěji kořisti predátorů než ta uvnitř lesa, nebo naopak že semena stromů jsou mnohem intenzivněji sbírána a požírána uvnitř lesa (Storch, 1995).

Zpráva Evropské agentury pro životní prostředí (EEA) a Švýcarského federálního úřadu pro životní prostředí (Swiss Federal Office for Environment – FOEN), varuje před narůstající fragmentací krajiny, a to zejména v zemích střední a východní Evropy. Tyto země, mimo Českou republiku, která je historicky křižovatkou Evropy, mají jedinečnou možnost vyvarovat se chyb, které se staly v Evropě západní. Navrhuje také provázat tento problém s čerpáním dotací z EU.

Význam problematiky fragmentace bude v budoucnosti dále stoupat. Nejen v důsledku přímého tlaku daného další výstavbou dopravních komunikací a sídel, ale i ve vazbě na nepřímé vlivy jako jsou celkové změny klimatu. Přestože je dnes velmi obtížné předpovědět jejich další vývoj, lze předpokládat, že bude docházet ke změnám v rozmístění a velikosti současných stanovišť, posunu areálů rozšíření jednotlivých druhů organismů a jejich populací. Za této situace, při kumulativním působení s dalšími antropogenními faktory, bude velmi důležité umožnit organismům dostatečnou migraci a zajistit odpovídající průchodnost krajiny (Anděl a kol., 2005).

Zatím to vypadalo tak, že s fragmentací prostředí jsou jen problémy – izolace malých populací vede k vymírání, které je horko těžko vyrovnáváno imigrací. Jak to ale v životě bývá, všechno zlé může být k něčemu dobré. Třeba v případě, že stejné prostředí obývají dva druhy, z nichž jeden ohrožuje druhý (ať už jde o dravce a jeho kořist či dva konkurenty, z nichž jeden je dominantní). Kdyby prostředí nebylo fragmentované, rychle by převládl ten „dominantní“. Ovšem v ostrůvkovitém prostředí by byla šance, že aspoň některé ostrůvky zůstanou neobsazené nepřítelem, a na nich lze přežít. Pokud bude mít „dominantní“ druh nižší schopnost migrace, budou dlouhodobě oba druhy moci nerušeně koexistovat, poněvadž neosídlená místa budou představovat útočiště pro rychleji migrující druh (Storch, 2000).

Při stanovování plánů péče je třeba zohlednit všechny faktory, které druh ovlivňují, a je třeba vzít v úvahu i to, že zásady péče pro jeden druh mohou být krajně nevhodné pro jiný druh, který také lokalitu obývá. Nezbytnou součástí péče o ohrožené druhy musí být monitoring vlivu provedených zásahů na jejich populace. Pouze kvalitní monitoring zajistí, aby péče o druhy byla odborně podložená a dokázala pružně reagovat na změny podmínek (Marhoul, Turoňová, 2008).

2.3. Reakce na ztrátu biotopu u individuů, populací a druhu

Prožíváme šesté období velkého vymírání v geologické historii, tentokrát způsobené člověkem. Na Zemi se nakonec objevila síla schopná zničit biodiverzitu. (Wilson, 1995).

2.3.1. Druh

Existuje několik desítek definic druhu, ale žádná z nich není úplně vyhovující. Potíž je v tom, že říkáme-li v evoluční biologii druh, myslíme tím jakousi nejmenší evolučně izolovanou linii, skupinu jedinců, kteří prošli společnou evolucí, oddělenou od ostatních druhů (Zrzavý a kol., 2004). Nedostatky, které ji způsobují, jsou nevyhnutelným následkem zvláštností, kterými druh prošel během vývoje. Každá populace živočichů je ve velmi dynamickém stavu. Pokud může, zvětšuje se a vyvíjí novým směrem, jakmile se naskytne příležitost. Její evoluční dráhu do značné míry určuje pouhá náhoda (Wilson, 1995). Nejvíce vyhovující je definice Ernsta Mayera. Druh je skupina jedinců, kteří se mezi sebou mohou vzájemně křížit a mají plodné potomstvo. Nové druhy vznikají tehdy, rozdělí-li se ona skupina na několik populací jedinců, kteří se mohou křížit v rámci těchto populací, ale už nikoli přes hranice populací-vznikla mezi nimi reprodukčně-izolační bariéra (Zrzavý a kol., 2004). Druhy si představme jako „atomy“, které se sdružují do ekologických „molekul“, tj. funkčních skupin tvořících základ ekosystémových procesů. Podle podmínek v ekosystému se pak vytvářejí více či méně trvanlivé útvary organizmů různé síly a „s různým znaménkem“ (Plesník, Vačkář, 2005).

Faktory prostředí a všechny funkční role, na který je druh adaptován, zahrnuje tzv. základní (fundamentální) nika. Žádný druh však aktuálně nevyužívá všechny své možnosti, ale jen tu část z nich, která se nazývá realizovaná nika. Rozdíl mezi potenciální a realizovanou nikou je často nutno připsat na vrub konkurenci, i

když ani ostatní faktory nelze podceňovat (Formann, Godron, 1993). Za předpokladu, že lokalita je charakterizována podmínkami v rozmezí přijatelném pro daný druh, a také poskytuje-li tato lokalita všechny nezbytné zdroje, pak se zde může onen druh objevit a setrvat. Jestli tomu tak bude, či ne, to závisí na dalších dvou faktorech. Zprvė druh musí být schopen dosáhnout lokality, a to zase závisí na jeho kolonizační síle a na stupni odlehlosti či blízkosti lokality. Zadruhé výskyt druhu může být předem vyloučen činností jedinců jiných druhů, které danému druhu konkurují, anebo se jím živí (Begon a kol., 1997).

Přítom každá změna může spustit kaskádu nových reakcí, které povedou k poněkud odlišnému uspořádání. A právě interakce mezi druhy ve společenstvu určují odolnost a pružnost ekosystému (Plesník, Vačkář, 2005).

Přítomnost druhu sama o sobě nemusí svědčit o vhodném prostředí – mnohé populace mohou přežívat v prostředí vlastně nepříznivém, syceném neustálým přílivem přistěhovalců. Naopak ani v příznivém prostředí daný druh nemusíme najít, pokud je toto prostředí příliš fragmentované a lokální populace jsou tak odsouzeny k postupnému vymizení (Storch, 2000). Vymírání druhů, extinkci, vyvolávají vnější a vnitřní faktory. Vnější faktory jsou ekologické a vyplývají z kolizí vztahů mezi organizmy a jejich živým a neživým prostředím. Patří mezi ně pochopitelně také veškeré stránky působení člověka a lidské civilizace na přírodu planety. Vnitřní faktory extinkce zahrnují jednak náhodné výchylky demografických procesů v populacích, jednak genetickou rozmanitost (Albrecht a kol, 2005). Nutno dodat, že druh, který bytostně patří k přírodnímu řádu a má v něm své pevné místo, může vymřít stejně málo jako zákon Boyleův-Mariottův (Komárek, 2012).

Pokud jsou ekosystémy ničeny následky lidských aktivit, velikosti populací a jejich areály se zmenšují a některé druhy přitom vyhynou. Zvláště náchylné k vyhynutí jsou druhy s velice malým geografickým areálem, druhy s jednou nebo málo populacemi a druhy lovené člověkem (Primack, 2011).

Funkcí druhů není produkce, ale přežívání. Měřitelné fungování ekosystémů je v podstatě vedlejším produktem rozšíření života na Zemi, argumenty pro zachování biodiverzity tedy nemohou být založeny pouze na funkčním pojetí přírody. Nelze ovšem zastírat, že diskuse okolo vztahu diverzity a stability přidává polínko do ochránářského ohně (Plesník, Vačkář, 2005).

Rychlost přibývání nových druhů přirozenou speciací v současné době jsme schopni odhadovat nesrovnatelně hůře než rychlost ubývání. Ovšem dnes se dá dost

dobře předpovědět, že dokud bude na světě přibývat lidí, popřípadě budou stále zvyšovat svou materiální spotřebu (nejspíš vzroste obojí) a území i podmínky se budou spíše unifikovat (města, pole, dálnice...) než diverzifikovat, těžko můžeme předpokládat, že speciace extinkci dožene, či dokonce předežene (Braniš, Storch, 2002).

2.3.2. Populace

Populace je definována jako skupina organismů stejného druhu (nebo jiných skupin, uvnitř kterých si jedinci mohou vyměňovat genetické informace), zaujímají určitý prostor, má různé charakteristiky. Ačkoliv je lze nejlépe vyjádřit jako statistické funkce, jsou výhradní vlastností skupiny a nikoliv charakteristikami jedinců v této skupině. Některé z těchto vlastností jsou hustota, natalita, mortalita, věkové složení, biotický potenciál, rozptyl a forma růstu. Populace mají též genetické charakteristiky, které jsou v přímém vztahu k jejich ekologii, totiž přizpůsobivost, reprodukční zdatnost a perzistenci (Odum, 1977). Procesy a proměnné jsou navzájem propojeny zpětnými vazbami. První typ zpětné vazby, zpětná vazba způsobená vlastnostmi jedinců, působí v krátkodobém měřítku změny v chování a v dlouhodobém měřítku adaptivní evoluci. Tak např. vysoká populační hustota může v krátkodobém, tedy na úrovni změn chování, zvýšit agresivitu jedinců, což může vést např. ke zvýšené emigraci. V dlouhodobém měřítku, tedy na úrovni adaptivní evoluce, může pak mít trvalé důsledky pro věkovou strukturu a genovou frekvenci. Druhý typ zpětné vazby, zpětná vazba způsobená vlastnostmi prostředí, vede v krátkodobém měřítku ke změnám prostředí a v dlouhodobém měřítku k vzájemné koevoluci prostředí a jedinců (Jarošík, 2005).

V malých populacích se může zastoupení genů významně změnit v průběhu jediné generace čistě náhodným způsobem. To je základem pochodu zvaného genetický drift. Pro genetický drift je rozhodující velikost populace. Při dostatečně velké populaci jsou odchylky způsobené genetickým driftem napraveny přirozeným výběrem. Genetický drift se významně uplatňuje v situaci označované jako zakladatelský efekt, zakladatelské populace jsou většinou malé a je pravděpodobné, že se budou od původní populace geneticky lišit pouze díky náhodě. Tato původní odlišnost působí spolu s geografickou izolací a nároky nového prostředí a může vést

zakladatelské populace k novému způsobu života, k využívání nových prostředí. Může také urychlit vytvoření reprodukčních bariér a vznik nových biologických druhů (Wilson, 1995).

Při studiu genetických dějů probíhajících na úrovni populace není ve většině případů ani tak důležitá nominální velikost populace, tj. počet jedinců v populaci, jako spíše parametr nazývaný efektivní velikost populace (Wright, 1931 in Flegr, 2009). Efektivní velikost populace je velikost ideální panmiktické populace, ve které by genetické procesy, jako např. změny ve frekvenci alel působením selekce a driftu, probíhaly stejnou rychlostí jako v reálně studované populaci (Flegr, 2009). Mnohem častějším jevem než rozpad populace na řadu menších reprodukčně izolovaných subpopulací je kombinace tohoto jevu s celkovou redukcí počtu jedinců v populaci, případně samotná redukce počtu jedinců v populaci. Redukce velikosti populace se ve většině případů projeví drasticky na složení genofondu populace (Flegr, 2009).

2.4. Ztráta biotopů a vymírání druhů v metapopulacích a úloha biocenter a biokoridorů v kulturní krajině

Nejčastěji jsou druhy uspořádány do metapopulací, tj. populací složených z populací menších, mezi nimiž organismy občas migrují (Wilson, 1995).

Každá kulturní krajina je rozdělená do řady heterogenních segmentů. Klíčovou otázkou zůstává jejich vzájemné propojení a tedy celková konektivita krajiny (Anděl a kol., 2005). Budeme-li podrobněji uvažovat o kvalitě lokálních stanovišť, můžeme je rozdělit na zdrojová (source) a propadová (sink) (Pulliam 1988). Nebo také dle Storcha, Mihulky (2000) místa s převažující porodností, z nichž jedinci emigrují, se nazývají místa zdrojová (source), zatímco místa, na nichž převažuje úmrtnost a populační početnost je udržována neustálou imigrací jedinců, se nazývají propadová (sink). V rovnovážném stavu mají zdrojová stanoviště větší natalitu než mortalitu, ale na propadových stanovištích je naopak vymírání větší než natalita. V tomto stavu budou zdrojová stanoviště udržovat při životě propadová stanoviště a celková stabilita metapopulace bude záviset nejen na celkové rovnováze mezi vymíráním a rekolonizací, ale také na rovnováze mezi zdrojovými a propadovými stanovišti (Jarošík, 2005).

Dynamika metapopulací zahrnuje vznik a zánik lokálních metapopulací, jejich vnitřní dynamiku a šíření jedinců mezi nimi. Může být velice složitá a výrazně ji ovlivňuje prostorová struktura metapopulace a způsob migrace. Podstatnou měrou tedy závisí na biologických vlastnostech daného organismu, konkrétně na vztahu k prostředí a možnostech migrace. Metapopulace může dlouhodobě přežívat, jestliže jsou jednotlivé lokální populace dost velké, nebo jsou dostatečně blízko sebe a jedinci mezi nimi mohou úspěšně migrovat (Storch, Mihulka, 2000). V hypotetickém případě, kdy by měl daný druh neomezenou migrační schopnost, by bylo možné jeho zastoupení vysvětlit pouze pomocí jeho stanovištních nároků. Ve skutečnosti ale vždy existují lokality, na kterých druh nežije pouze proto, že se na ně z nějakého důvodu nerozšířil. Zastoupení obsazených stanovišť je tedy přímo úměrné migrační schopnosti druhu. Neznamená to ale, že druhy s dobrou migrační schopností obsadily relativně více stanovišť než druhy s migrační schopností špatnou. Zde hraje významnou roli stabilita osidlovaného biotopu – méně stabilní biotopy kladou na migrační schopnost druhu větší nároky než biotopy stabilní (Chobot, Řezáč, Boháč, 2005). Je zajímavé, že ve většině případů stačí migrace řádově jeden migrant za generaci, aby se fixace nových mutací v jednotlivých subpopulacích výrazně omezila (Flegr, 1995).

Tato dynamika může udržovat okraje areálů rozšíření některých druhů – okrajové populace mohou být udržovány imigrací z populací ze středu areálu a vlastní okraj areálu tvoří hranice, za níž už imigrace jedinců nestačí k udržení stabilní populace (Storch, Mihulka 2000).

Z důvodu industrializace, fragmentace a zemědělské činnosti vznikají v krajině izolované ekosystémy tzv. plošky, které neumožňují migraci druhů. Na první pohled je zde patrná analogie s ostrovy v moři. Pro takovéto ostrovy v krajině můžeme uplatnit teorie ostrovní biogeografie.

V této teorii se počet druhů (druhová diverzita a bohatost) na ostrově vztahuje přímo ke třem faktorům v pořadí: velikost ostrova, jeho izolovanost a jeho stáří (Wilson, 1967). Tato teorie je poměrně zásadní pro další odstavce, uvedu ji tedy v plném znění dle Míchala (1994).

1. Počet druhů na ostrově se časem ustaluje na úrovni, která je výsledkem nepřetržité dynamiky druhového bohatství, kdy některé druhy na ostrově vymírají a jiné migrují.

2. Velké ostrovy mají obvykle větší druhové bohatství než malé. Při překročení minimální velikosti ostrova se na něm nemůže ustavit druhově vyrovnané společenstvo a tuto minimální velikost lze odhadnout.

3. Druhové bohatství obvykle klesá s rostoucí vzdáleností nejbližšího ostrova.

4. Druhové bohatství území, jež bylo ekologicky součástí přírodního kontinua, se přeměnou v malý izolovaný ostrov zákonitě snižuje. Pro trvalou existenci a rozvoj potřebuje takový ostrov zdroje k dosycování svého druhového inventáře z jiných ostrovů v přijatelné vzdálenosti, přijatelná vzdálenost musí odpovídat biologickým vlastnostem jednotlivých druhů.

Migrační bariéry představují velmi pestrý a dynamický systém a jsou spojené s různou hospodářskou činností společnosti. Je třeba si uvědomit, že kromě dvou zásadních typů (tj. sídelní a dopravní infrastruktury) jsou významné i bariéry vázané na zemědělskou činnost (Anděl, 2010).

Dle Flegra (2009) jsou druhy žijící na ostrovech extrémně náchylné k vyhynutí. V případě ostrovních druhů se však kromě malé rozlohy areálu výskytu uplatňují i další faktory. Ostrovní druhy se vyvíjejí v izolaci od ostatní fauny a flóry. Proto velmi snadno podléhají konkurenci či predaci ze strany „zkušenějších druhů“, které do jejich prostředí pronikají z pevniny. Navíc riziko kompetičního vytlačení zvyšuje i skutečnost, že v případě alopatricky vzniklých ostrovních druhů nemuselo dojít k diferenciaci ekologické niky vůči jejich mateřskému druhu žijícímu na pevnině, případně že se druh specializoval na využívání zdroje, který na pevnině již lépe využívají zástupci jiného taxonu. V případě druhů žijících na malých ostrovech má značný význam i skutečnost, že to jsou poměrně málo početné populace, takže mohou vyhynout i za stabilních podmínek v důsledku náhodné fluktuace, a nemusejí čekat na výskyt lokální katastrofy.

Představme si, že se určitý druh vyskytuje v mnoha lokálních populacích. Občas nějaká lokální populace výrazně sníží početnost, nebo dokonce zmizí, ale díky migraci je znovu rychle dosycena. Závisí to na „zásobě migrujících“, a ta zas závisí na počtu lokálních populací. Když počet populací klesne pod určitou mez (která nemusí být nijak nízká), migrace mezi zbylými populacemi už nestačí náhodné početní propady v lokálních populacích dosycovat. Tak může zaniknout ještě více populací, čímž se ještě sníží počet migrantů, až celá metapopulace zanikne. Zánik metapopulace (a celého druhu) tedy může být spuštěn mírným snížením počtu

osídlených ostrůvků nebo mírným snížením celkového počtu jedinců. Záleží na tom, kde je onen práh, za nímž už je metapopulace odsouzena k zániku (Storch, 2000).

Zánik dílčí populace tak neznačí definitivní konec druhu v krajině (model metapopulací se osvědčil především u druhů ostrůvkovitě rozšířených ve fragmentované krajině), ale dokonce neznamená ani definitivní konec přítomnosti druhu na té dané lokalitě! Pokud vhodný biotop na dané lokalitě přetrvá, může ho druh zase časem obsadit migrací z nějaké blízké populace. Z toho vyplývá první poznatek důležitý i v ochraně přírody: nepřítomnost druhu na lokalitě nemusí svědčit o nevhodnosti prostředí, může být způsobena pouze náhodným (dočasným?) vymřením dílčí populace. Pokud tedy chceme daný druh chránit, nelze chránit jen prostředí, kde se v současnosti vyskytuje, ale je třeba chránit i prostředí, kde se nevyskytuje, ale mohl by se tam uchýlit (Baláž, 2008). V důsledku rovnováhy mezi náhodným vymíráním a rekolonizací může metapopulace trvale přežívat, a to přesto, že její lokální populace jsou nestabilní, tedy vymírají a znovu rekolonizují jednotlivá stanoviště (Jarošík, 2005)

2.4.1. ÚSES

Mezi hlavní faktory určující druhovou skladbu společenstev obývajících konkrétní stanoviště patří jednak charakter daného stanoviště, ale také vlastní možnost druhů se na ono stanoviště dostat jejich schopnost se šířit a vzdálenost, jakou musí z 'mateřské' populace urazit. Právě omezená schopnost šíření (disperze) může způsobovat, že druhová podobnost společenstev klesá s jejich vzdáleností. Jinými slovy, společenstva dvou prostorově blízkých stanovišť sdílejí více druhů než společenstva dvou vzdálených stanovišť. To nazýváme prostorovou autokorelací společenstev.

Cílem pozemkových úprav a územního plánování by mělo být dosažení stavu tzv. harmonické krajiny, kterou Míchal, 1994 definuje jako krajinu, v níž jsou v souladu přírodní krajinnotvorné složky se složkami vytvořenými resp. Změněnými do různé míry člověkem. V harmonické kulturní krajině jsou plochy destabilizovaných ekosystémů (pole, louky a pastviny, hospodářské lesy a sídla) vyváženy plochami ekologicky stabilnějších přirozených a přírodě blízkých ekosystémů (lesy s přirozenou dřevinnou skladbou, mokřady, přirozená travinná společenstva, vodní plochy a toky s přirozenými pobřežními společenstvy apod.)

ÚSES představuje jednu z nejpropracovanějších ekologických sítí v krajině v Evropě. České pojetí ÚSES jako ekologické sítě je ve světovém měřítku unikátní tím, že realizuje nové skladebné části do krajiny a podrobným propracováním na tři samostatné, avšak vzájemně propojené úrovně, a to nad regionální, regionální a lokální, podle bioto-grafického významu v krajině (Kosejk a kol., 2009).

Územní systém ekologické stability (dále ÚSES) je podle § 3 písmene a) zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny je vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Hlavním smyslem ÚSES je posílit ekologickou stabilitu krajiny zachováním nebo obnovením stabilních ekosystémů a jejich vzájemných vazeb. Cílem územních systémů ekologické stability je zejména:

- vytvoření sítě relativně ekologicky stabilních území ovlivňujících příznivě okolní, ekologicky méně stabilní krajinu,
- zachování či znovuobnovení přirozeného genofondu krajiny,
- zachování či podpoření rozmanitosti původních biologických druhů a jejich společenstev (biodiverzity).

Vytváření územního systému ekologické stability je podle § 4 odst. (1) zákona č. 114/1992 Sb. veřejným zájmem, na kterém se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát.

Rozlišujeme následující úrovně ÚSES:

1. **Provinciální a biosférický ÚSES** - jsou rozlehlé ekologicky významné krajinné oblasti, které reprezentují bohatství naší bioty v rámci biogeografických provincií a celé planety. Jádrová území s přírodním vývojem by u těchto segmentů měla mít plochu větší než 10000 ha.
2. **Nadregionální ÚSES** - jsou rozlehlé ekologicky významné krajinné celky a oblasti s min. plochou alespoň 1000 ha. Jejich síť by měla zajistit podmínky existence charakteristických společenstev s úplnou druhovou rozmanitostí bioty v rámci určitého biogeografického regionu.
3. **Regionální ÚSES** - jsou plošně rozlehlejší EVSK s minimální plochou podle typů společenstev od 10 do 50 ha. Jejich síť musí reprezentovat rozmanitost typů biochor v rámci určitého biogeografického regionu.

4. **Místní (lokální) ÚSES** - jsou plošně méně rozlehlé EVSK (obvykle do 5-10ha). Jejich síť reprezentuje rozmanitost skupin typů geobiocénů v rámci určité biochory.

(AOPK ČR)

Skladebnými částmi ÚSES jsou biocentra, biokoridory a interakční prvky.

Biocentrum je definováno prováděcí vyhláškou č. 395/1992 Sb. (§ 1 písm. a) k zákonu č. 114/1992 Sb. jako biotop nebo soubor biotopů v krajině, který svým stavem a velikostí umožňuje trvalou existenci přirozeného či pozmeněného, avšak přírodě blízkého ekosystému.

Biokoridor je definován prováděcí vyhláškou č. 395/1992 Sb. (§ 1 písm. b) k zákonu č. 114/1992 Sb. jako území, které neumožňuje rozhodující části organismů trvalou dlouhodobou existenci, avšak umožňuje jejich migraci mezi biocentra a tím vytváří z oddělených biocenter síť.

Interakční prvek je krajinný segment, který na lokální úrovni zprostředkovává příznivé působení základních skladebných částí ÚSES (biocenter a biokoridorů) na okolní méně stabilní krajinu do větší vzdálenosti. Mimo to interakční prvky často umožňují trvalou existenci určitých druhů organismů, majících menší prostorové nároky (vedle řady druhů rostlin některé druhy hmyzu, drobných hlodavců, hmyzožravců, ptáků, obojživelníků atd.).

Skladebné části ÚSES, zejména biocentra, představují různé druhy biotopů pro řadu organismů. V zemědělsky intenzivně obdělávané krajině tvoří každá plocha s trvalým travním porostem, meze, či remízy s keřovým porostem útočiště pro řadu druhů hmyzu, ptáků či menších savců a umožňuje návrat řady organismů, které byly nevhodným hospodařením z krajiny vytěsněny. V přírodě blízkém lese může trvale žít mnohem více organismů (hmyzu, ptáků, savců, obojživelníků i rostlin) než ve stejnověké smrkové monokultuře (Kosejk a kol., 2009).

Krajina s funkčními skladebnými částmi ÚSES vytváří jemnější mozaiku, vyznačuje se vyšší členitostí a rozmanitostí – s remízky, mezemi, travními porosty, historickými cestami, stromořadími či alejemi podél těchto cest. Taková krajina má vyšší přírodní i estetickou hodnotu. Rovněž pro vnímání člověka je taková krajina příjemnější než krajina s velkými celky či nevhodně urbanizovanou plochou (Kosejk a kol. 2009).

Příslušná ustanovení zákona č. 114/1992 Sb. a navazující vyhlášky nedovolují jasnou interpretaci a postrádají konkrétní představu o vlastní realizaci. Z toho mj.

vyplývají i různé negativní reakce ze strany zainteresované veřejnosti k ÚSES obecně. Zákon v tomto směru poněkud opomenul, že skončilo období centralistických příkazů a direktivního výkonu moci - je zde totiž nastolen vlastnický vztah k půdě. Pokud dotčený vlastník nebude přesvědčen o příslušném ekologickém opatření na svém pozemku a opravdu nebude chtít spolupracovat, nelze jej k realizaci „celospolečenských zájmů“ jednoduše donutit.

Lokální ÚSES by měly získat potřebný praktický výraz odpovídající dnešní situaci. Ten je ovšem třeba hledat v celkovém pohledu na hospodaření v krajině - v tomto případě na hospodaření zejména zemědělské. To konkrétně znamená, že je třeba vždy uvážit mj.

- hospodařící subjekty (velikost, záměry atd.)
- možnosti úpravy vlastnických vztahů
- řešení vodní a větrné eroze
- řešení vodohospodářských poměrů
- úpravu cestní sítě
- návaznost na sídla (Kaulich, 1994)

Projektování ÚSES by se nemělo striktně omezit na vytvoření nové umělé krajiny dle zásad uvedených například v knize „Rukověť projektanta ÚSES“. Projektant by měl diskutovat o vhodnosti plánovaných změn v krajině s biologem. Dle Storcha (2000) záleží na dynamice druhů, které chceme chránit. Obecné řešení neexistuje. Pokud nějaké pravidlo vůbec platí, tak je to teze, že všechny změny jsou k horšímu. Když máme prostředí dlouhodobě fragmentované, je pravděpodobné, že druhy, které ho obývaly, jsou na fragmentaci adaptovány, nebo na ní dokonce závisejí. Druhy, kterým fragmentace prostředí vadila, tam už dávno nejsou. Propojení fragmentů tedy může jen uškodit. A jestliže naopak prostředí bylo původně souvislé, lze předpokládat, že fragmentace přinejmenším některým druhům bude vadit natolik, že ty druhy vymizí.

Nevyskytují-li se na ostrově (v našem případě plošce) žádné druhy organismů, musí být rychlost vymírání nulová. Je-li tam druhů málo, je tato rychlost obecně nízká. Teorie však předpokládá, že s rostoucím počtem usídlených druhů stoupá i rychlost vymírání. Předpokládá se, že při větším počtu druhů je pravděpodobně i vzájemné konkurenční vylučování druhů účinnější a průměrná velikost populací všech druhů se zmenšuje. Populace pak snáze podléhají nahodilému vyhynutí. (Begon, Harper, Townsend, 1997)

Před vybudováním koridoru bychom tedy měli důkladně zmapovat stanoviště, která chceme propojit. Na obou by se měla vyskytovat společenstva, která se budou navzájem dosycovat. Pro každé společenstvo je obvykle určující přítomnost několika málo klíčových druhů, jejichž vymizení, například v důsledku nevhodného zásahu člověka, může ovlivnit schopnost přežívání velkého počtu druhů dalších (Flegr, 2011).

Uvedl jsem klady a zápory ÚSES, optimální cestu jeho budování v ČR zcela jistě nenajdeme, anebo najdeme, ale nikdo ji nebude respektovat. Dnešní koridory mi spíše připadají jako doprovodná zeleň lemující cyklostezky.

2.5. Brownfields v ČR

Brownfields jsou pozemky a budovy v urbanizovaném území, které ztratily svoje původní využití nebo jsou málo využité. Často mají - nebo se předpokládá, že mají - ekologické poškození a zdevastované výrobní i jiné budovy. Z mnoha důvodů brownfields představují rozsáhlou část zastavěného území v mnoha našich městech (od 3-20% jejich zastavěného území). Mají nejen negativní ekonomické účinky, ale také neblahý fyzický vliv na své širší okolí. Složitost jejich řešení, nejistoty, zvýšená rizika a náklady spojené s jejich renovací a znovu využitím - to vše odrazuje soukromý kapitál od aktivní ekonomické intervence (Jackson a kol., 2004).

Existuje rozdíl mezi evropským a americkým chápáním pojmu brownfields. V následujících řádkách se budu věnovat pouze pohledu evropskému.

Evropské vnímání vidí brownfields jako opuštěné, nedostatečně využívané nebo prázdné území, které může, ale nemusí mít ekologickou zátěž. Definice toho, co je a co není brownfield, také často záleží na místních okolnostech. Co je považováno za brownfields podle jednoho přístupu, může být podle jiného přístupu nebo za jiných okolností slibným podnikem. Je také důležité si uvědomit, že určité množství brownfields v území je docela přirozené, jako je například přirozené určité procento nezaměstnanosti (zdroj: EU projekt CABERNET, viz www.cabernet.org.uk). Velké množství ploch určených pro výrobu ztratilo svoji funkci ve starých průmyslových aglomeracích. Dalšími typickými plochami brownfieldů jsou nevyužívané části nádraží a dalších drážních pozemků, areály bývalých kasáren apod. (Maier, 2012). Největší počet nevyužívaných nebo jen částečně využívaných

výrobních ploch zaznamenávají analýzy Czechinvestu na venkově, kde se převážně jedná o areály bývalých jednotných zemědělských družstev (MPO, 2008).

Český ekvivalent výrazu brownfields by zněl nejspíše dříve urbanizované území, které je v současnosti opuštěné nebo nedostatečně využívané a často i nějakým způsobem poškozené. Doslovný překlad „hnědá pole“ se zatím nepoužívá a mohl by být zavádějící (Jackson a kol., 2004).

Brownfields jsou plochy, které:

- jsou dotčeny předcházejícím užíváním,
- jsou opuštěné nebo nedostatečně využívané,
- mají skutečné nebo pravděpodobné problémy s kontaminací,
- jsou hlavně v zastavěném území,
- vyžadují určitou intervenci, aby mohly být vráceny k prospěšnému využívání (zdroj: EU projekt CABERNET, viz www.cabernet.org.uk).

Na základě intenzity antropického vlivu patří brownfields k devastovaným krajinám, kde dochází k těžkému narušení autoregulačních schopností a náprava je možná jen za předpokladu značných energetických vstupů a ekonomických prostředků (SKLENIČKA, 2003).

To je důvodem, proč se investoři k brownfields obracejí zády, jsou zejména rizika. Ta totiž přináší rozvoj na brownfields ve srovnání s rozvojem na zelené louce daleko větší. Všechna tato rizika způsobují, že investoři se zaměřují daleko raději na zelené louky, než na investice do brownfields.

BĚŽNÁ PROJEKTOVÁ RIZIKA

Riziko realitního trhu

Riziko konceptu projektu

Riziko míry zkušenosti investora

Riziko časového faktoru

Riziko finančního trhu

Právní rizika

Dodavatelská rizika

Příjmová rizika

DODATEČNÁ PROJEKTOVÁ RIZIKA PŘI ROZVOJI NA BROWNFIELDS

Riziko celkové deprivace oblasti

Technická rizika ekologického poškození

Odpovědnostní rizika ekologického poškození

Riziko komplikovaných majetko-právních vztahů
Riziko zvýšené časové náročnosti projektu
Rizika vyšší finanční náročnosti projektu
Rizika vyšší ceny financování projektu
Riziko zvýšené koordinační komplexnosti projektu a jeho realizace
Časové riziko spojené s možnou změnou priorit realitního trhu
(Jackson a kol. 2004)

2.5.1. REGENERACE BROWNFIELDS

Dle Konvičky (2005) je častou chybou snaha za každou cenu obnovit historický management a tím území „uvést do původního stavu“. Při takové rekonstrukci vzniká riziko, že druhy, které lokalitu obývaly před deseti či třiceti lety, se sem stejně nevrátí a naše péče potlačí druhy, které lokalitu obývají nyní a nemusejí být o nic méně ohrožené.

Ve velké části případů regenerace brownfieldů spočívá v rekonstrukci nevyužívaného a zanedbaného objektu pro nové využití. Někdy ale technický stav objektů (spojený např. i s ekologickou zátěží) neumožňuje provedení rekonstrukce. V tom případě proces regenerace brownfieldů zahrnuje dvě základní fáze: fázi rekultivace (vyčištění území, obnovení stavu podobného greenfieldu) a fázi obnovy (uvedení lokality opět k efektivnímu využití). U větších areálů často dochází ke kombinaci obou typů regenerace (některé objekty se rekonstruují, v části proběhne rekultivace a obnova). Kvůli vysokým nákladům a rizikům, které jsou spojeny s těmito typy projektů, však soukromý sektor nemá o investování do regenerace brownfieldů zájem. Z tohoto důvodu je v případě potřeby vhodné, aby fáze rekultivace (případně celého procesu regenerace) podpořil veřejný sektor tak, aby byl projekt dále komerčně životaschopný (MPO, 2008).

Tab.1 Minimální plocha potřebná pro revitalizaci oblasti (JÁČ, 2006)

Využití	Charakter	Min. plocha v m ²	poznámka
Inovační podnikání	Agentury, poradenství	500	
	Výroba	1 000	
Servis, služby 500	Servis, služby	500	
Zemědělství	Biofarmy	5000	
	Ex. farmy	10 000	Volné výběhy, vypásání...
Volno-časové aktivity	Turistika, sport, zábava	500	
Bydlení Ve společné zástavbě 150	Ve společné zástavbě	150	
	Individuální zástavba	500	
Občanská obslužnost		1000	
Komerční obslužnost		500	

Ekologické zátěže způsobují potíže při opětném využití území brownfields, a to zejména ve středech obcí a všude tam, kde je nutné změnit využití území. Potíže nastávají jednak vinou existence samotné ekologické zátěže, a také proto, že v případě změny na vyšší využití území se taková zátěž musí odstraňovat ve standardu odpovídajícím rizikům nového využití. Tyto standardy mohou být jiné (obvykle vyšší), než je to v případě původního využití průmyslového (Jackson a kol., 2004)

V České republice existuje dlouhodobý tlak odborníků, nevládních organizací a dokonce i představitelů těžebních firem na vyšší zastoupení přírodě blízké obnovy těžebních prostorů a průmyslových deponií. Všichni jmenovaní přitom poukazují na fakt, že převažující způsoby rekultivace ničí biodiverzitu na všech úrovních, vedou ke vzniku uniformních společenstev se sporným ekonomickým přínosem a nevyužívají unikátní příležitost krajiny naopak obohatit (Řehounek a kol., 2010).

Inspirací pro ČR může být z evropských zemí především Velká Británie, která představila svou vlastní strategii státní podpory regenerace brownfieldů, dále pak Francie a Dánsko, z mimoevropských zemí především Spojené státy a Kanada. Tyto země zajišťují regeneraci brownfieldů pomocí centrální agentury, vedou databázi zachycující aktuální stav této problematiky na daném místě a využívají celou řadu programů a nástrojů podporujících realizaci těchto projektů. Mezi nástroji se objevují např. brownfieldové fondy, pozemkové banky, případně různé daňové nástroje (MPO, 2008).

K financování regenerace brownfieldů pro období 2007 až 2013 lze využít několika základních zdrojů:

- evropské fondy – zejména Operační program podnikání a inovace (především v rámci programu Nemovitosti), Operační program životní prostředí; Program rozvoje venkova, Operační program Praha Konkurenceschopnost, Regionální operační programy;
- rozpočtové dotace – zejména programy Ministerstva průmyslu a obchodu, Ministerstva pro místní rozvoj a Ministerstva životního prostředí;
- soukromé zdroje – investice developerů; partnerství veřejného a soukromého sektoru;
- dluhové financování – mezinárodní a české finanční instituce (MPO, 2008).

Řehounek a kol., (2010) ve své práci o pískovnách uvádí, že nejvhodnějším přírodě blízkým způsobem obnovy území, bylo zvoleno samovolné zarůstání lokality nebo usměrněná sukcese, případně managementové zásahy, které podpoří některá ohrožená společenstva či druhy.

Všichni bychom měli vědět hlavně to, že nikdy, ani s ekosystémovým přístupem, ani s nejlepším vědeckým zázemím, nebudeme schopni provádět doslova management ekosystémů, ba ani management jednotlivých biologických druhů. Co dělat můžeme, je pouze management lidské činnosti, která druhy a ekosystémy nějakým – částečně známým – způsobem ovlivňuje (Rázgová, 2000).

3. BROUCI (COLEOPTERA) JAKO MODELOVÁ SKUPINA PRO STUDIUM ANTROPOGENNÍCH VLIVŮ

V současné době vyvstává potřeba mít k dispozici indikátory biodiverzity ukazující na dopad změn ve využívání krajiny na složky biodiverzity. Takový indikátor by měl být kvantitativní, jednoduchý, snadno pochopitelný, relevantní ve vztahu k politikám ovlivňujícím využívání krajiny, vědecky obhajitelný, měl by být citlivý na změny, snadno analyzovatelný a mělo by být realistické získat data

potřebná ke konstrukci indikátoru (Gregory a kol. 2003, in Šťastný a kol. 2005). Indikační klasifikace vychází z předpokladu, že organizmy opakovaně nacházené na určitém typu biotopu lze zpětně využít k indikaci tohoto biotopu. Bývá vypracována na podkladě dlouhodobých bionomických pozorování či exaktních komparativních metod, v ideálním případě na základě kombinace obou přístupů. Její přesnost stoupá s množstvím dat, která byla k vypracování použita. V případě takto definovaných indikátorů neznalost objektivní biologické příčiny výskytu na daném typu biotopu není překážkou, pravidelný výskyt na určitém stanovišti je již využitelný pro indikační potřeby (Chobot, Řezáč, Boháč, 2005).

Dle Boháče a Fuchse (1991) pro indikaci lokálních environmentálních faktorů, jako jsou nevhodné aplikace průmyslových hnojiv a pesticidů, nevhodné metody krajinného managementu, odvodnění nebo následné vysoušení krajiny, vhodná populace a společenstva bezobratlých. Tyto skupiny mají malou velikost těla a menší tendenci k migraci.

3.1. Využití brouků pro bioindikaci

Pro sledování změn v ekologické rovnováze krajiny je třeba volit vhodné skupiny bioindikačně využitelných živočichů, tj. takových, kteří jsou hojně rozšířeni ve všech typech stanovišť, vyznačují se těsnou vazbou na prostředí a citlivostí k jeho změnám. Dále je nezbytné, aby patřily ke skupinám systematicky dobře zpracovaným, u nichž jsou spolehlivé a podrobné znalosti o geografickém rozšíření, ekologických nárocích a způsobu života jednotlivých druhů (Vávrová, 2005).

Buchar (1983) publikoval základní práci o využití klasifikace druhů arachnofauny Čech k bioindikaci kvality životního prostředí. Jeho metodického přístupu rozdělení druhů pavouků do skupin podle jejich ekologických nároků ve vztahu k původnosti habitatu použil Boháč (1988) i pro čeleď Staphylinidae Čech a Moravy se závěrem, že je perspektivní a jistě použitelná i pro jiné skupiny epigeického hmyzu.

Boháč (1990, 1999) navrhl pro možnosti využití kvantitativního zastoupení exemplářů v jednotlivých skupinách použití "indexu společenstev drabčků" jako vhodného ukazatele stupně antropogenního ovlivnění biotopů. Index vychází z rozdělení drabčků do ekologických skupin vzhledem k jejich vztahu k přirozenosti

biotopu.

Střevlíkovití a drabčíkovití brouci patří k nejpočetnějším čeledím brouků – celkem je známo více než 100 000 druhů z celého světa. Z našeho území je známo asi 600 druhů střevlíků a 1600 druhů drabčíků. Střevlíci a drabčíci se vyskytují prakticky ve všech typech terestrických ekosystémů. Asi polovina druhů žije v opadu a tvoří důležitou součást půdní fauny. Znalost ekologických nároků většiny středoevropských druhů a přítomnost zástupců čeledi ve všech polopřirozených i člověkem ovlivněných ekosystémech jsou důvodem, že tyto brouci jsou citlivými bioindikátory antropogenních změn prostředí (Boháč 1988, 1999; Hůrka, 1996).

3.2. Staphilinidae a Carabidae

CARABIDAE

Střevlíkovití jsou bionomicky velmi různorodá skupina vyskytující se prakticky ve všech typech terestrických biotopů (Hůrka 1996). BOHÁČ (2005) uvádí následující důvody vhodnosti využití střevlíků:

1. Jsou stanoveny hlavní abiotické a biotické faktory ovlivňující strukturu společenstev střevlíkovitých ve středoevropské kulturní krajině (vlhkost, rostlinný pokryv, teplota, geologický substrát, disperzní schopnosti, predace a kompetice). To umožňuje lepší implementaci ekologických výzkumů společenstev střevlíkovitých.

2. Střevlíkovití brouci byli zavedeni v biomonitorování antropogenních vlivů v krajině střední Evropy a byl zaveden biotický index antropogenního ovlivnění společenstev epigeických bezobratlých (Boháč, 2005). U společenstev střevlíkovitých vybraných typů člověkem ovlivněných a neovlivněných ekosystémů byl popsán stupeň jejich antropogenního ovlivnění. Byla zjištěna reakce střevlíkovitých na některé vybrané způsoby managementu kulturní krajiny.

3. Byl zaveden systém životních forem střevlíků, který je založen na jejich potravní specializaci a prostorovém rozšíření v půdě. Tento systém umožňuje objektivnější posuzování změn ve společenstvech střevlíků, a to nejen z hlediska změny počtu druhů a jedinců.

4. Střevlíkovití byli rozděleni do velikostních skupin, což umožňuje popis velikostní struktury jejich společenstev. Toto dělení by mohlo v budoucnosti umožnit, kromě jiných ekologických charakteristik, posouzení konkurence mezi

třemi významnými a dominantními skupinami půdních bezobratlých – pavouky, střevlíky a drabčíky (Boháč, 2005).

STAPHYLINIDAE

Drabčíkovití brouci patří k druhově nejpočetnějším čeledím brouků – je známo přibližně 32 000 druhů z celého světa (Boháč, 1999). Vyskytují se prakticky ve všech druzích terestrických ekosystémů a tvoří důležitou součást půdní fauny. Znalost ekologických nároků většiny středoevropských druhů a přítomnost zástupců čeledi ve všech polopřirozených i člověkem ovlivněných ekosystémech jsou důvodem, že tyto brouci jsou citlivými bioindikátory antropogenních změn prostředí (Boháč, 1988, dále Boháč, 1990, Boháč, 1999).

Drabčíkovití jsou druhou nejpočetnější skupinou epigeických bezobratlých v zemědělských ekosystémech jak akvitou tak abundancí (Obrtel, 1968, Boháč, 1999).

V polopřirozených biotopech se vyskytují některé specializované druhy vázané na hnízda malých savců a ptáků a plodnice hub. Mezi drabčíky v silně ovlivněných biotopech městského prostředí převládají dravé druhy a druhy saprofágní žijící v organických zbytcích. Některé druhy jsou synantropní. Přebíhají větší a dobře sklerotizované druhy s vyšším termopreferendem ochrana před vysycháním) (Boháč, 1999).

Drabčíkovití jsou vhodnou skupinou pro sledování vlivu liniových staveb (silnic, železnice) na fragmentaci biotopů a vliv na tyto brouky (Boháč, Hanousková, Matějka, v tisku).

3.2.1. ROZDĚLENÍ DO SKUPIN PODLE TOLERANCE K ANTROPOGENNÍM VLVIVUM

V České republice byla vypracována klasifikace pro několik skupin bezobratlých směřující k omezenému počtu indikačních skupin. Na počátku tohoto směru stojí práce J. Buchara shrnuté v komentovaném seznamu pavouků Čech (Buchar 1992, v doplněné podobě Buchar a Růžička 2002). Poté následovaly skupiny střevlíkovitých (Hůrka a kol. 1996), drabčíkovitých (Boháč a kol., in press) a mravenců (Bezděčka 2004). V případě střevlíkovitých, drabčíkovitých a mravenců bylo navrženo zmíněnými autory rozdělení do tří analogických indikačních skupin:

R(R1) – druhy stenotopní, s nejužší ekologickou valencí. Jedná se většinou o vzácné a ohrožené druhy přirozených, nepříliš poškozených ekosystémů, nejméně ovlivněných činností člověka. Jedná se především o druhy s arktoalpinním, boreoalpinním a boreomontánním rozšířením, dále druhy charakteristické pro rašeliniště, druhy vyskytující se jen v původních lesních porostech i druhy stepí apod.

A(R2) – adaptabilnější druhy osídlující více nebo méně přirozené nebo polopřirozenému stavu blízké biotopy. Vyskytují se i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch. Druhy stanovišť středně ovlivněných činností člověka, většinou druhy kulturních lesů a nepronikající do nelesních ekosystémů, ale i druhy neregulovaných a původnějších břehů toků.

E – eurytopní, ubikvistní druhy, které nemají často žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí, druhy nestabilních, měnících se biotopů, stejně jako druhy obývající silně ovlivněnou a poškozenou krajinu, druhy odlesněných stanovišť silně ovlivněných činností člověka, druhy s těžištěm výskytu v otevřené zemědělské krajině a urbánních ekosystémech (Chobot, Řezáč, Boháč 2005, podrobněji Boháč, 1999).

Označení skupin u střevlíků a drabčů je různé a platí následující pravidlo: R podle Hůrky a kol. (1996) = RI podle Boháče (1988), A podle Hůrky a kol. (1996) = R2 podle Boháče (1988) a E Hůrky a kol. (1996) je totožné se skupinou E ve smyslu používaném Boháčem (1988).

Jak u čeledi *Carabidae*, tak u čeledi *Staphylinidae* je důležitým ukazatelem antropogenního ovlivnění krajiny i poměr adaptabilních a reliktních druhů, vůči druhům eurytopním – *Carabidae*: R+A : E; *Staphylinidae*: RI+RII: E.

Podle podílu jednotlivých skupin můžeme lokality rozdělit na:

- antropogenně téměř neovlivněné (podíl skupin R/RI+A/RII = 80-89,9 %)
- antropogenně velmi slabě ovlivněné (podíl skupin R/RI+A/RII = 70-79,9 %)
- antropogenně slabě ovlivněné (podíl skupin R/RI+A/RII = 60-69,9 %)
- antropogenně ovlivněné (podíl skupin R/RI+A/RII = 50-59,9 %)
- antropogenně silně ovlivněné (podíl 30-50%)
- antropogenně velmi silně ovlivněné až degradované (podíl skupin R/RI+A/RII pod 29,9 %)

Navíc vztah mezi hodnotou indexu jednotlivých biotopů a abundancí druhů ve společenstvu může být využit pro zjištění sensitivity jednotlivých druhů na stres vyvolaný činností člověka (Boháč, 1990).

Druhy zařazené v červeném seznamu ohrožených druhů stěvlikovitých a drabčíkovitých ČR (Veselý et al. (2005), Boháč et al. (2005) jsou označeny následujícími symboly:

CR – kriticky

EN – ohrožený

VU – zranitelný

NT – téměř ohrožený

Stupně ohrožení u jednotlivých druhů indikují šanci na přežití. Při zařazování do kategorie se bere v potaz mnoho faktorů, nejen počet přeživších kusů, ale také přírůstky a úbytky v populaci během času, známé hrozby, možnosti odchovu v zajetí a tak dále.

Index antropogenního ovlivnění společenstev drabčků (ISD) se stanoví podle jednoduchého vzorce zahrnujícího všechny tři uvedené skupiny. Vzorec je následující:

$$\text{ISD} = 100 - (\text{E} + 0.5 \text{R2}),$$

kde E = frekvence jedinců skupiny E (%) a R2 = frekvence jedinců skupiny R2 (%). Hodnota indexu se pohybuje od 0 (ve společenstvu byly zjištěny pouze expanzivní druhy a společenstvo je nejvíce člověkem ovlivněno) do 100 (ve společenstvu se vyskytují pouze druhy skupiny R1 a společenstvo není člověkem ovlivněno). Hodnota indexu tak umožňuje jedním číslem charakterizovat antropogenní ovlivnění biotopů bez porovnávání s náhodnými kontrolami. Navíc vztah mezi hodnotou indexu jednotlivých biotopů a abundancí druhů ve společenstvu může být využit pro zjištění sensitivity jednotlivých druhů na stres vyvolaný činností člověka (Boháč, 1990).

3.2.2. DOMINANCE

Rozložení jedinců mezi druhy – od zcela rovnoměrného až po situaci, kdy každý druh kromě jednoho je zastoupen jenom jedním jedincem. Dominance druhu *i* je $D_i = N_i / \sum N$, kde N_i je počet jedinců druhu *i* a N je celkový počet jedinců všech

druhů ve vzorku. Dominance je plně definována rozložením četnosti jedinců mezi druhy. Různé indexy sumarizují do jedné číselné hodnoty buď celé toto rozložení abundancí (např. Simpson index), nebo jeho část (např. Berger-Parker bere v úvahu pouze abundanci nejhojnějšího druhu).

Berger-Parkerův index

Zastoupení nejhojnějšího druhu, tedy nejvyšší hodnota D_i

$$BP = \max(D_i)$$

3.2.3. PODOBNOST

Složení společenstev lze kvantifikovat různými indexy podobnosti, obvykle na škále od 0 do 1. Podobnost je možné hodnotit podle překryvu seznamu druhů, nebo metodami odrážejícími i podobnost rozložení jedinců mezi druhy. Jednotlivé indexy jsou různě citlivé na velikost vzorku.

Procentuální podobnost

$$P = \sum \min(D_{iX}, D_{iY})$$

kde D_{iX} a D_{iY} jsou hodnoty dominance druhu i ve společenstvech X a Y. Rozsah od 0 (žádné společné druhy) do 1 (identické druhy i jejich relativní četnosti).

3.2.5. ODHAD CELKOVÉHO POČTU DRUHŮ

Odhad celkového počtu druhů, přítomných na stanovišti můžeme vypočítat za pomoci Chao indexu. Tento index odhaduje počet druhů na základě informace o celkovém počtu nalezených druhů (S) a o podílu vzácných druhů, nalezených jenom jako jeden jedinec (S_1) a jako dva jedinci (S_2).

Vypočítáme ho dle následujícího vzorce:

$$\text{Chao1} = S + S_1^2 / 2S_2 \text{ (Chao, 1987)}$$

4. POPIS ODCHYTOVÝCH LOKALIT

Jako výzkumné plochy byly použity lokality, na kterých došlo k intenzivnímu využívání člověkem, které vedlo k naprosté změně reliéfu a druhového složení společenstev flory i fauny. Společným rysem těchto lokalit je jejich přibližně stejná plocha, nadmořská výška a klimatické poměry, stejná je i doba od ukončení průmyslového využívání těchto ploch. Oblast III. má odlišné hydrologické poměry. Dle definice uvedené v Ramsarské dohodě se jedná o mokřad. Všechny lokality jsou obklopeny krajinnou maticí intenzivně obhospodařovaných zemědělských polí. Další srovnávací charakteristika ekosystémů je uvedena v tabulce 3.

Tab. 3 Charakteristika oblastí daná pěti ukazateli, a to dobou od ukončení těžby, způsobem rekultivace, tvarem oblasti, půdním pokryvem a způsobem užívání.

	Ukončení těžby	Způsob rekultivace	Tvar oblasti	Land cover	management
Oblast I.	30-60 let	lesní	čtverec	Les smíšený	Bez údržby
Oblast II.	60 let	zemědělská	obdélník	Louka+křoviny	Sečená louka
Oblast III.	65 let	nerekultivováno	obdélník	Les listnatý	Bez údržby

Oblast I. a oblast II. rozděluje silnice první třídy s dopravní vytížeností více než 10000 automobilů za den. Oblast III. je oddělena od zbývajících řekou Labe s opevněným korytem, železniční tratí, mlýnským náhonem, liniovou zástavbou a silnicí II. třídy. Tato situace je viditelná na obr. 3.

Obr. 3 Mapa zkoumaného území s viditelnou liniovou fragmentací.



4.1. OBLAST I.

Tato čtvercová oblast je ohraničena z jihu a západu bývalým těžebním břehem cihelny, z východu a severu polním agrosystémem, v době odchytu zde byla pěstována řepa. Plocha oblasti je 3.5 ha a vzdálenost od oblasti II. je 537m vzdušnou čarou. Pozemek byl ve válečných letech využíván jako pracovní tábor vězňů pracujících na výstavbě nedaleké továrny ČKD. Z této doby jsou zde zachovány studně, základy ubytoven a vedlejších budov. V okrajových částech je oblast hustě porostlá vzrostlou keřovitou vegetací obsahující druhy bez černý (*Sambucus nigra*) a habr obecný (*Carpinus betulus*). Vnitřní část tvoří lesní kultura s nepůvodními listnatými dřevinami. Kultura lesa se skládá z druhů - jírovec maďal (*Aesculus hippocastanum*), dub zimní (*Quercus petraea*), lípa malolistá (*Tilia cordata*), smrkových a borových porostů. Dle přehledu biotopů a rostlinných společenstev (Guth, 2002) spadá biotop do kategorie-X8 Křoviny s ruderálními a nepůvodními druhy.

Obr. 4 Oblast I , křížek znázorňuje umístění pastí



4.2. OBLAST II.

Jedná se o bývalý těžební prostor cihelny, která s 3m širokou asfaltovou cestou, oblast uzavírá z jižní strany. Celá oblast, o rozloze 2.4 ha, je obklopena těžebními břehy s výškou cca 3-6m. Těžba zde skončila před šedesáti lety a následně došlo k zemědělské rekultivaci. Pozemky byly využívány k pastvě a k pěstování ovoce a zeleniny. V roce 2009 byla provedena úprava pozemku, a to zejména vykácení starých ovocných stromů, odvoz staré techniky a drobného odpadu. Na pozemku byly zachovány vzrostlé ořešáky královské a těžební břehy byly ponechány spontánnímu sukcesnímu vývoji. Dle přehledu biotopů a rostlinných společenstev (Guth, 2002) spadá biotop do kategorie X5 intenzivně obhospodařovaná louky. Břehy pak do kategorie X12 nálety pionýrských dřevin.

Obr. 5 Oblast II., křížek znázorňuje umístění pastí



4.3. OBLAST III.

Tento bývalý písniček, o rozloze 1.5ha, se nachází v sousedství dvou malých a jednoho velkého písničku. Na rozdíl od zbylých tří, nebyl na tomto písek těžen strojně do hloubky a právě proto není zatopen. Příkré břehy a absence zpevněné příjezdové cesty, zapříčinily rozvoj společenstev druhů spontánní sukcesí. Prakticky padesát let zde probíhal vývoj bez zásahu člověka. Okrajové části jsou hustě zarostlé vysokými keři, vnitřní část tvoří vzrostlé listnaté stromy. Z dřevin jsou zde zastoupeny habr obecný (*Carpinus betulus*), dub letní (*Quercus robur*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*) a olše (*Alnus*). Celá vnitřní část je velmi silně zamokřena, při každém došlápnutí se stopa v listovém opadu zaplní vodou. Oblast je ze všech stran obklopena orníci, která je intenzivně využívána. Vzdálenost od oblasti II. je 1.5km vzdušnou čarou. V blízkosti protéká řeka Labe, a to 150m západně. Lokalita se nachází v těsné blízkosti (cca 200m) dalšího písničku, který byl těžen strojně a je zatopen. Na tento zatopený písniček lineárně navazují další dva.

Obr. 6 Oblast II., křížek znázorňuje umístění pastí



5. MATERIÁL A METODY

Výběr stanovišť jsem provedl s ohledem na tři kritéria. Prvním bylo jejich historické využívání, tedy naprostá devastace stanovišť těžbou a výstavbou a jejich následný vývoj přirozenou sukcesí. Druhým kritériem byla velikost stanoviště. Löw uvádí minimální velikost lokálního biocentra 1ha. Z tohoto důvodu jsou všechny tři stanoviště větší než 1ha. Shodou okolností je první oblast o jeden hektar větší než druhá a druhá o jeden hektar větší než třetí. Předpokládám, že tyto různé velikosti budou mít vliv na druhovou diverzitu, dle teorií ostrovní biogeografie. Třetím a posledním kritériem byl ostrovní charakter stanoviště v okolní krajině. Ani jeden biotop není přímo propojen s jiným, alespoň částečně podobným ekosystémem.

Pro odchyt epigeických bezobratlých byla použita metoda zemních (padacích) pastí. Past tvořila plastická nádoba (průměr cca 7cm, obsah 200 ml), zapuštěná po okraj do země a vložená do spodní plastické nádoby sloužící jako pouzdro. Vložený kelímek sloužil k vlastnímu odchytu brouků. Při vybírání pastí byl odebrán vrchní kelímek s materiálem, označen a nahrazen novým. Nebylo použito žádných návnad,

jako fixáž byl použit propylenglykol (obchodní název Fridex). Z důvodu možnosti atraktivity některých barev kelímků pro brouky, jsem pasti sestavoval z průhledných, tedy bezbarvých kelímků. Pasti jsem umístil vždy do středu opticky homogenní plošky. Z důvodu výparu propylenglykolu jsem vybíral spíše zastíněná místa. Po předchozích zkušenostech s přenášením a převozem odchyčeného materiálu jsem zakoupil otevřený box na nářadí s ramenním popruhem. Na jeho dno jsem umístil pěnový materiál s vyříznutými otvory o velikosti dna kelímku. V těchto otvorech jsem poté kelímky fixoval při transportu.

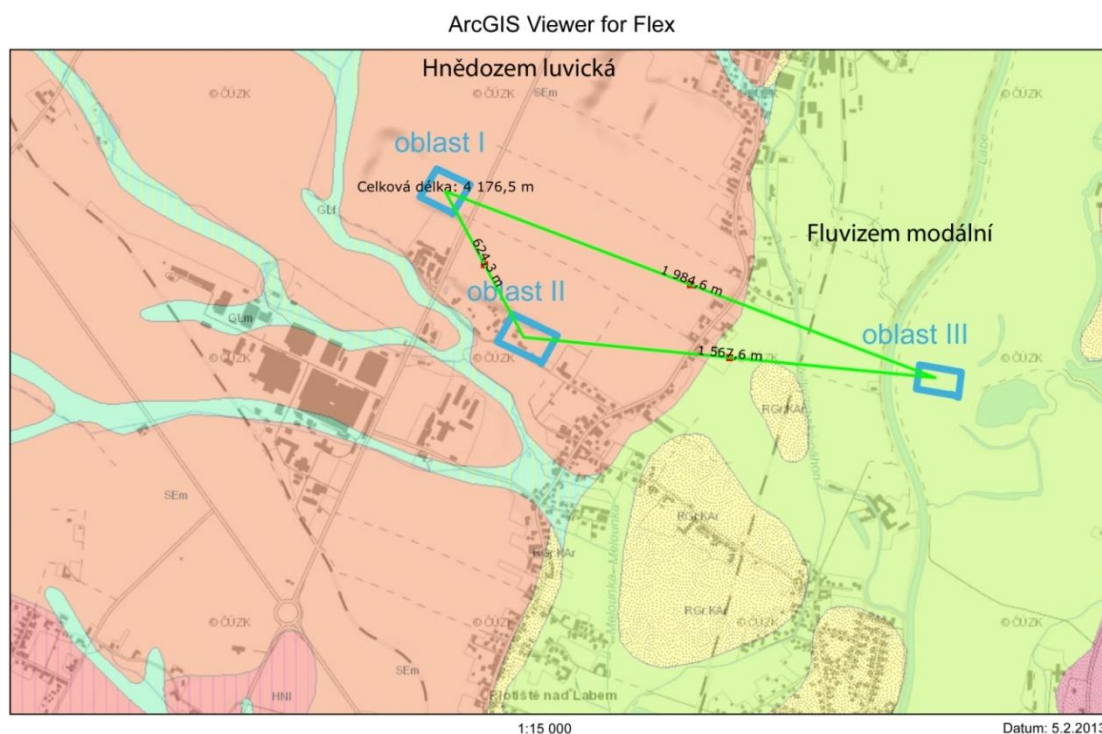
Odchyčený materiál jsem následně očistil od napadaných nečistot. Po mnoha pokusech a hledání efektivního způsobu separace brouků, jsem dospěl k metodě podobající se rýžování zlata, kdy síly vznikající krouživým pohybem, spolehlivě oddělí brouky od nánosů hlíny atp.. K tomuto účelu jsem použil dno od staré tlakové nádoby. Při dostatečném množství vody, nedochází k poškození brouků a šance přehlédnutí nějakého organismu je minimální. Odchyt brouků značně komplikovalo deštivé počasí a silné zamokření stanovišť.

Následně byli brouci fixováni v ethanolu. Odchyt probíhal od května do září 2012. Kontrola pastí byla prováděna po sedmi dnech. Po skončení odchyty brouků jsem materiál odvezl na JCU, kde doc. J. Boháč determinoval jednotlivé brouky.

6. CHARAKTERISTIKA DANÉHO ÚZEMÍ

Krajina je nepřetržitě osídlena od neolitu, zabírá 2. vegetační stupeň Hercynika v České republice. Sídlní typy vesnic jsou ve velké, většinou tvořeny návěsními ulicovkami a vesnicemi návěsními s nepravými traťovými plužinami. Pro oblast je charakteristický lidový typ českého a moravského roubeného domu. Běžný je reliéf plošin a pahorkatin, charakteristické jsou měkké tvary tvořené plošinami, pánvemi a plochými i členitými pahorkatinami. Převažují drtivě zemědělské krajiny, vzácné leso-zemědělské a lesní krajiny jsou vázány na specifické formy reliéfu (údolní nivy, váté písky), dominuje orná půda (Löw, 2005).

Obr. 7 Půdní mapa zkoumané krajiny (zdroj AOPK), na spojnicích jsou uvedeny vzdálenosti mezi stanovišti.



Sledované území patří do Východolabské tabule podcelek Pardubická kotlina, okrsek Královehradecká kotlina.

Východočeská tabule náleží do východní části České tabule. Sledovanou oblast je možné určit jako plochou až členitou pahorkatinu s vrchovinným územím na JV, převážně v povodí Labe a jeho přítoků (Úpy, Metuje,) (Demek a kol. 1987). Jádrem podcelku tvoří Pardubická kotlina. Pardubická kotlina se nachází v JV části Východočeské tabule (Demek a kol., 1987).

Je to erozní kotlina kolem toku řeky Labe na svrchnokřídových slínovcích, jílovcích a spongilitech. Dno kotliny má rovinný georeliéf s průměrnou nadmořskou výškou 283 m. Střed kotliny zabírá široká říční niva Labe, Loučné a přítoků lemovaná stupni mlado a středopleistocenních říčních teras. Místy leží sprašové a pískové pokryvy a přesypy vátých písků (Faltysová, Bárta a kol., 2002). Oblast I. a oblast II. je obklopena pásmem luvické hnědozemě, oblast III. Pak fluvizemí modální viz. obr. 7.

Mezi Krkonošemi a Českomoravskou vysočinou vyplňují střeoevropské hnědozemní půdy celou nížinu a pahorkatinu do 300 – 350 m.n.m. Původně vznikaly tyto půdy pod listnatými dubovými a dubo-bukovými lesy (Válek, 1964). Původní lesy na hnědozemích byly husté a s bohatým podrostem. Mýtiny byly ojedinělé,

nejspíše jen na jižních stránkách, kde na malých plochách vlivem mikroklimatu les řídnu a uplatňoval se teplomilnější podrost (Válek, 1964).

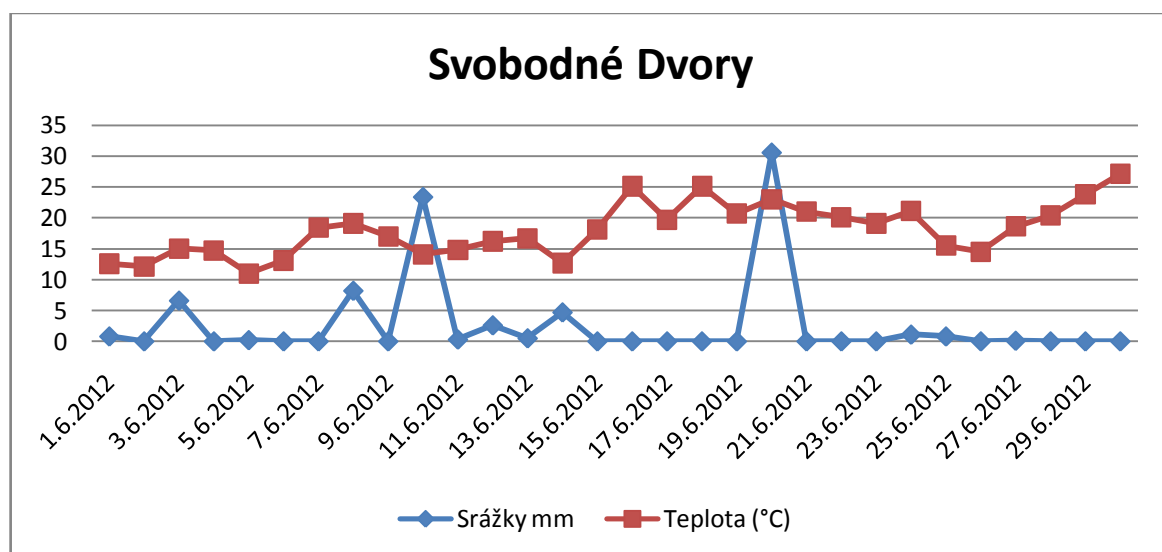
Charakteristickým rysem podnebí v České republice je převládající západní proudění a intenzivní cyklonální činnost vyvolávající nestálost počasí. Rozhodující vliv na vytváření klimatu má nadmořská výška. S rostoucí nadmořskou výškou klesá teplota (cca 0,6 0C na každých 100 m) a vzrůstá množství srážek.

Roční chod teploty je charakterizován tím, že nejchladnějším měsícem bývá zpravidla leden (každým čtvrtým rokem únor, výjimečně prosinec nebo březen), nejteplejším červenec popř. srpen.

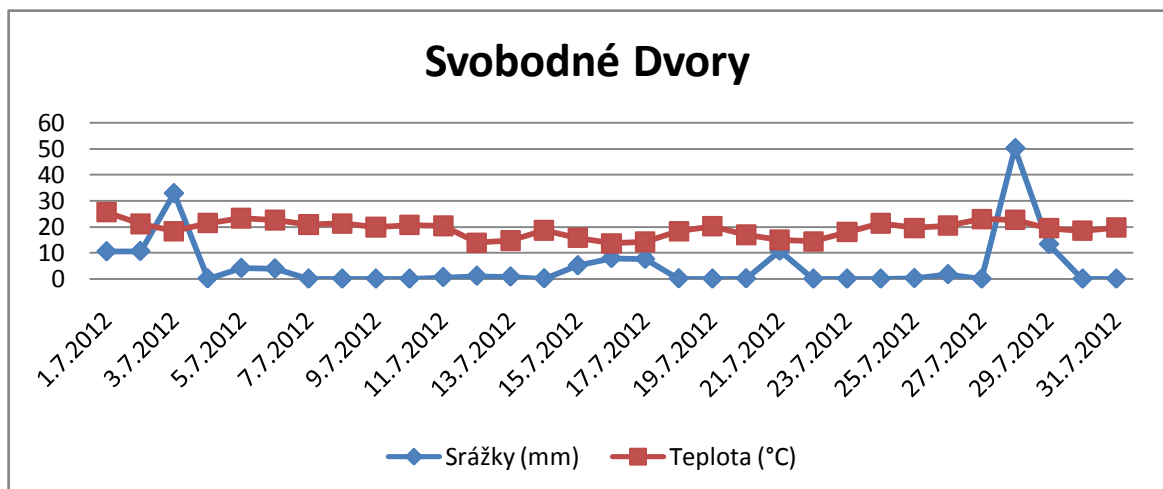
Letní polovina roku (duben - září) je na srážky bohatší. Projevuje se zde vliv letních bouřek. V průběhu roku připadají nejvyšší měsíční úhrny srážek právě na letní měsíce. Nejméně srážek je v únoru a v březnu, přičemž podíl zimních srážek s nadmořskou výškou vzrůstá. Průměrný roční úhrn srážek je v Polabí 550 - 650 mm, v Orlických horách 1000 - 1200 mm, v Krkonoších 1200 - 1600 mm. Průběh počasí a srážek v době odchytu brouků je zachycen v křivkách na obr. 7, 8, 9 a 10.

Sněhová pokrývka leží v nižších polohách průměrně 30 - 60 dní v roce, na horách více než 100 dní (na hřebenech Krkonoš až 180 dní). Na horách se první sníh objevuje již začátkem listopadu a v nejvyšších polohách se drží až do začátku května. Období tání sněhové pokrývky je nepravidelné, povodňové průtoky z tání mohou vzniknout prakticky kdykoliv od prosince (tzv. vánoční obleva) do dubna.

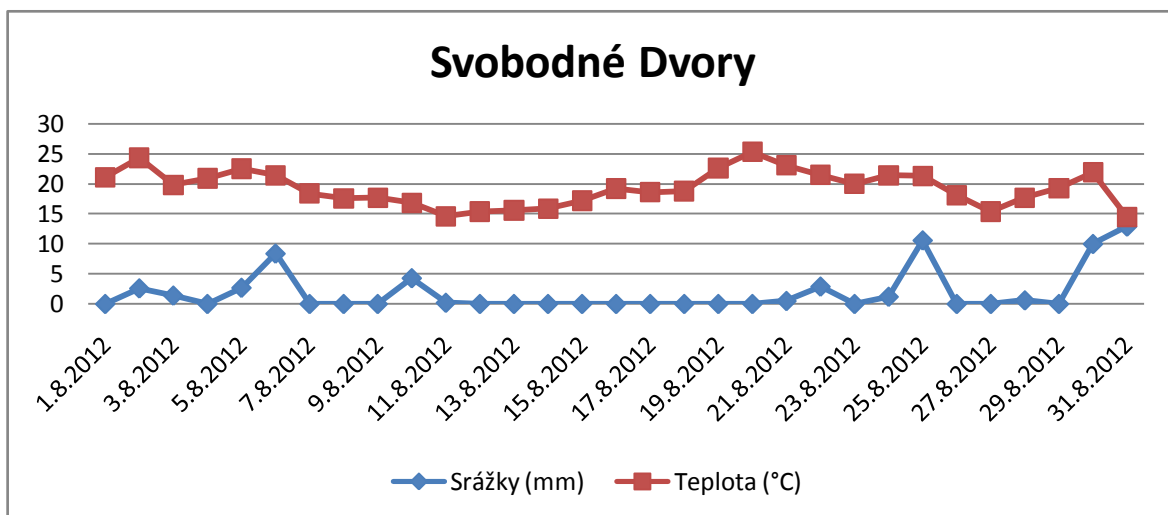
Obr. 8 Srážky a teploty za měsíc červen 2012 (data ČHMÚ)



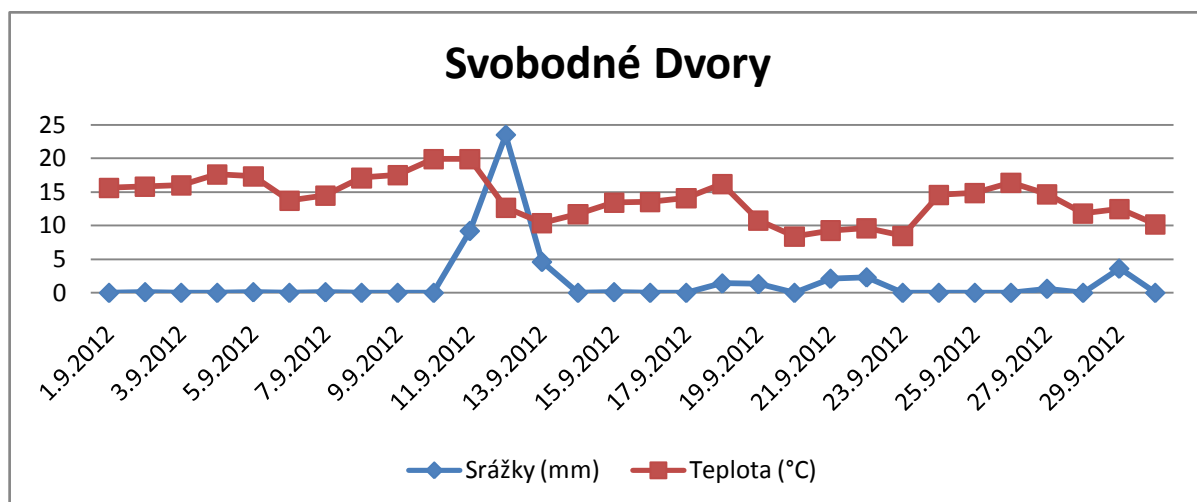
Obr. 9 Srážky a teploty za měsíc červenec 2012 (data ČHMÚ)



Obr. 10 Srážky a teploty za měsíc srpen 2012 (data ČHMÚ)



Obr. 11 Srážky a teploty za měsíc září 2012 (data ČHMÚ)



7. VÝSLEDKY

Výsledky obsahují přehled odchycených brouků na jednotlivých stanovištích. Citlivost druhů k antropogennímu ovlivnění a v neposlední řadě jejich aktivitu.

7. 1. Přehled zjištěných druhů na sledovaných lokalitách

Na sledovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 26 druhů střevlíkovitých, 13 druhů drabčíkovitých, 8 druhů mrchožroutovitých, 3 druhy mandelinkovitých, 1 druh poterníkovitých, 1 druh vrubounovitých, 1 druh páteříčkovitých a 1druh kovaříkovitých brouků viz. (tab. 4.). Z toho v oblasti I. 12 druhů střevlíkovitých, 8 druhů drabčíkovitých a 8 druhů nesledovaných brouků. V oblasti II. bylo odchyceno 13 druhů střevlíkovitých, 5 druhů drabčíkovitých a 4 druhy nesledovaných brouků. V oblasti III. bylo odchyceno 12 druhů střevlíkovitých, 4 druhů drabčíkovitých a 1 druh nesledovaných brouků.

Tab. 4 Odchycený a předpokládaný počet druhů na jednotlivých stanovištích

	Oblast I.	Oblast II.	Oblast III.
Odchycený počet druhů	20	18	16
Předpokládaný počet druhů	23	22	19

Tab. 5 Brouci zjištění na sledovaných plochách na Královéhradecku. Rozdělení do skupin podle citlivosti k antropogenním vlivům: r – reliktní druhy, a – adaptabilní druhy, e – ubikvistní druhy (Hůrka a kol., 1996, Boháč, 1989, 1999).

Druh a ekologické zařazení/lokalita	Oblast I.	Oblast II.	Oblast III.	čeleď
<i>Carabus ullrichi ullrichi</i> Germar, 1824, R2	-	-	19	střevlíkovití
<i>Carabus granulatus granulatus</i> Linnaeus, 1758, E	-	-	3	Střevlíkovití m
<i>Carabus violaceus violaceus</i> Linnaeus, 1758, R2	4	7	-	střevlíkovití
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758), E	-	3	-	střevlíkovití
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792), E	-	2	1	střevlíkovití
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775), E	-	-	1	střevlíkovití
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784), E	3	-	1	střevlíkovití
<i>Stomis pumicatus pumicatus</i> (Panzer, 1796), R2	-	2	3	střevlíkovití
<i>Dolichus halensis</i>	-	4	-	střevlíkovití

(Schaller, 1783), E				
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798), E	-	-	4	střevlíkovití m
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790), E	-	3	1	Střevlíkovití h
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787), R2	1	-	4	Střevlíkovití m
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758), E	5	-	2	střevlíkovití
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824), E	8	-	-	střevlíkovití
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777), E	1	-	-	střevlíkovití m
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790), R2	5	7	50	střevlíkovití
<i>Agonum gracilipes</i> (Duftschmid, 1812), E	-	-	3	střevlíkovití
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758), E	-	1	-	střevlíkovití
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppida, 1763), E	4	5	-	střevlíkovití
<i>Amara sabulosa</i> (Audinet-Serville, 1821), E	6	-	-	střevlíkovití
<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790), E	-	3	-	střevlíkovití
<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panzer, 1797), E	4	-	-	střevlíkovití
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774), E	-	5	-	střevlíkovití
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781), E	-	3	-	střevlíkovití
<i>Harpalus rubripes</i>	3	1	-	Střevlíkovití

(Duftschmid, 1812), E				m
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linnaeus, 1761), E	2	-	-	střevlíkovití
<i>Phosphuga atrata atrata</i> (Linnaeus, 1758), R2	-	-	3	mrchožroutovití
<i>Thanatophilus rugosus</i> (Linnaeus, 1758), E	5	-	-	mrchožroutovití
<i>Oiceoptoma thoracica</i> (Linnaeus, 1758), E	-	-	2	mrchožroutovití
<i>Silpha carista</i> (Herbst, 1783), E	4	-	-	mrchožroutovití
<i>Nicrophorus humator</i> (Olivier, 1790), R2	-	1	-	mrchožroutovití
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784), E	8	-	-	mrchožroutovití
<i>Catops chrysomeloides</i> (Panzer, 1798), E	2	-	-	mrchožroutovití
<i>Sciodrepoides watsoni</i> <i>watsoni</i> (Spence, 1815), E	7	-	-	mrchožroutovití
<i>Omalium caesum</i> (Gravenhorst, 1806), E	9	-	-	drabčíkovití
<i>Oxytelus rugosus</i> (Fabricius, 1775), E	1	1	-	drabčíkovití
<i>Philonthus laminatus</i> (Creutzer, 1799), E	-	3	-	Drabčíkovití m
<i>Philonthus cephalotes</i> (Gravenhorst, 1802), R2	-	3	-	drabčíkovití
<i>Philonthus cognatus</i> (Stephens, 1832), E	-	-	2	Drabčíkovití m
<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802), R2	-	-	11	drabčíkovití
<i>Ocypus nero semialatus</i> (J. Müller, 1904), E	2	3	-	drabčíkovití

<i>Alapsodus melanarius</i> (Heer, 1839), E	1	3	-	drabčíkovití
<i>Quedius molochinus</i> (Gravenhorst, 1806), E	-	-	2	drabčíkovití
<i>Tachinus signatus</i> (Gravenhorst, 1802), E	4	-	-	drabčíkovití
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (Linnaeus, 1758), E	11	-	-	Drabčíkovití
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787), E	14	-	3	drabčíkovití
<i>Zyras limbatus</i> (Paykull, 1789), E	4	-	-	drabčíkovití
<i>Valgus hemipterus</i> (L. G. Scriba), 1790, R2	-	5	-	vrubounovití
<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758), E	3	-	-	kovaříkovití
<i>Cantharis lateralis</i> Linnaeus, 1758, E	2	-	-	páteříčkovití
<i>Librodor quadrisignatus</i> (Fabricius, 1776), E	-	-	7	lesknáčkovití
<i>Propylaea</i> <i>uatordecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758), E	2	-	-	mandelinkovití
<i>Bolitophagus reticulatus</i> (Linnaeus, 1767), R2	-	1	-	potemníkovití
<i>Plateumaris consimilis</i> (Schrank, 1781), R2	-	2	-	mandelinkovití
<i>Cassida berolinensis</i> Suffrian, 1844, E	3	-	-	mandelinkovití
<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777), E	3	4	-	nosatcovití
<i>Stomodes gyrosicollis</i> (Boheman, 1843), R2	2	-	-	nosatcovití

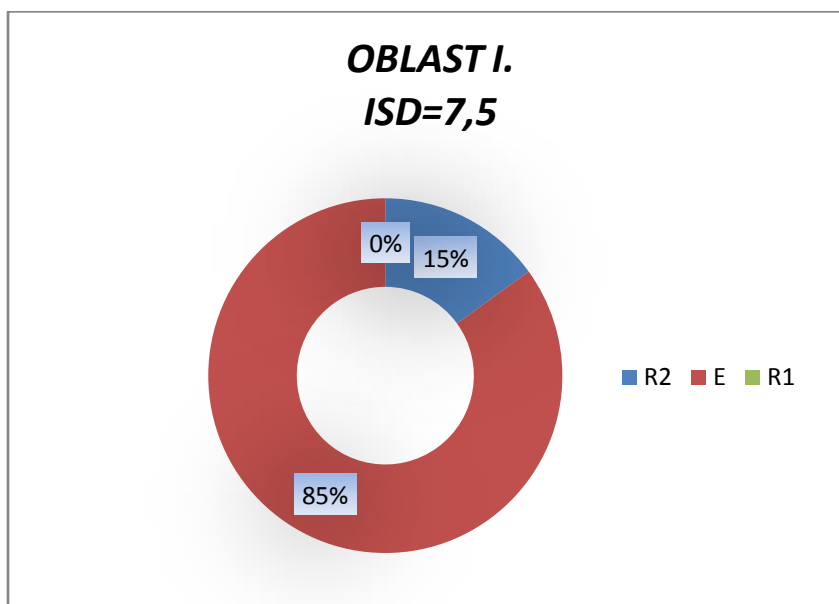
<i>Phyllobius arborator</i> (Herbst, 1797), R2	1	-	-	nosatcovití
---	---	---	---	-------------

7.2. Antropogenní ovlivnění jednotlivých stanovišť

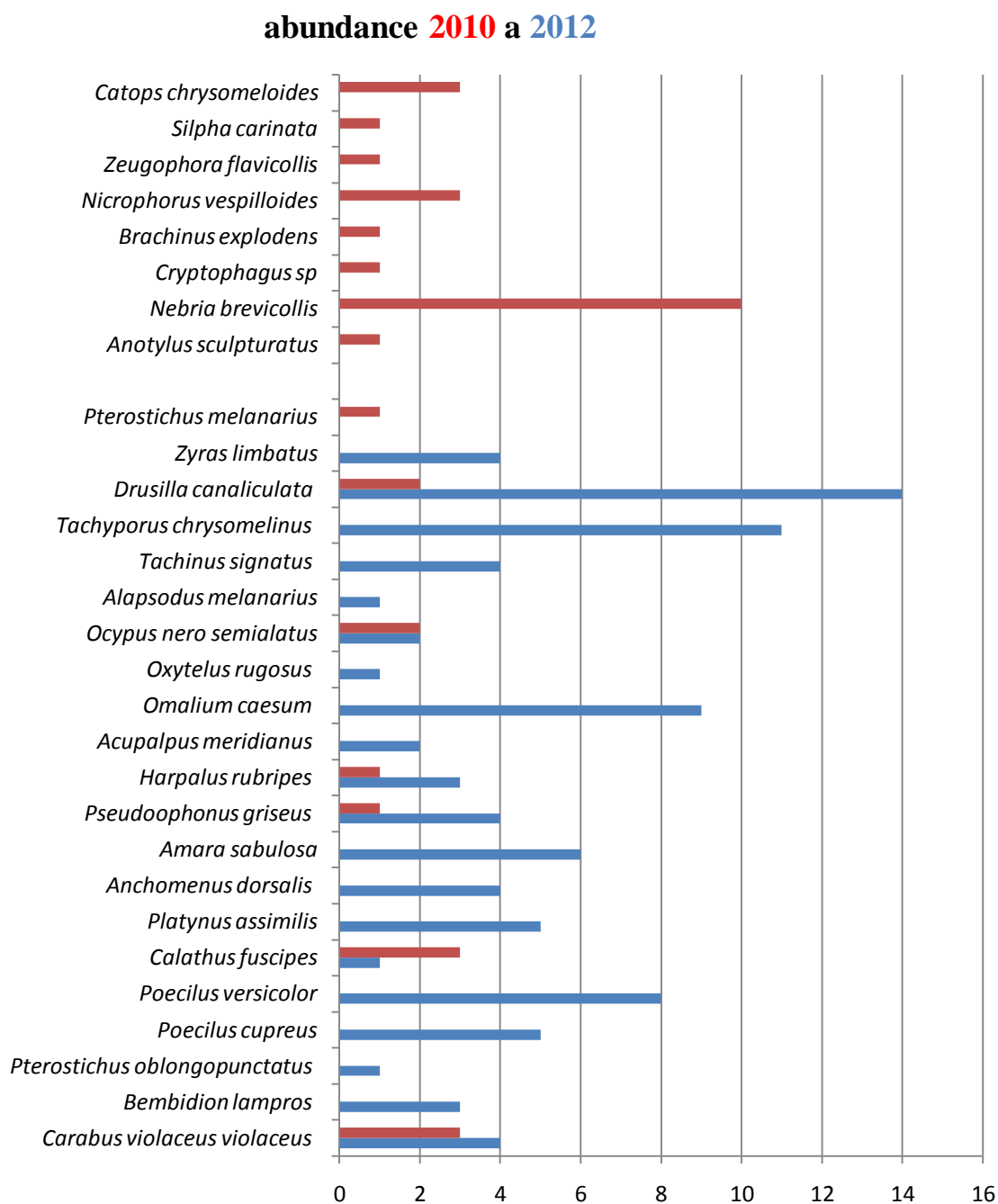
7.2.1. Oblast I.

Na tomto stanovišti jsou dominantní eurytopní druhy. Pětinásobně nižší je výskyt adaptabilních druhů a reliktní druhy se vůbec nevyskytují. Dominantním druhem je *Drusilla canaliculata*, patřící mezi běžné druhy drabčků vyskytující se i v agroekosystémech a v urbánním prostředí. Subdominantním druhem je *Tachyporus chrysoelinus*. Z adaptabilních druhů je na stanovišti nejhojněji zastoupen *Carabus violaceus*.

Obr. 13 Grafické znázornění poměrného (v %) zastoupení druhů dle bioindikačních skupin v oblasti I. E, R2, R1 viz. tab. 4.



Obr. 12 Grafické znázornění abundance jednotlivých druhů a porovnání abundance druhů z roku 2010. Červeně jsou označeny druhy odchytené v roce 2010.

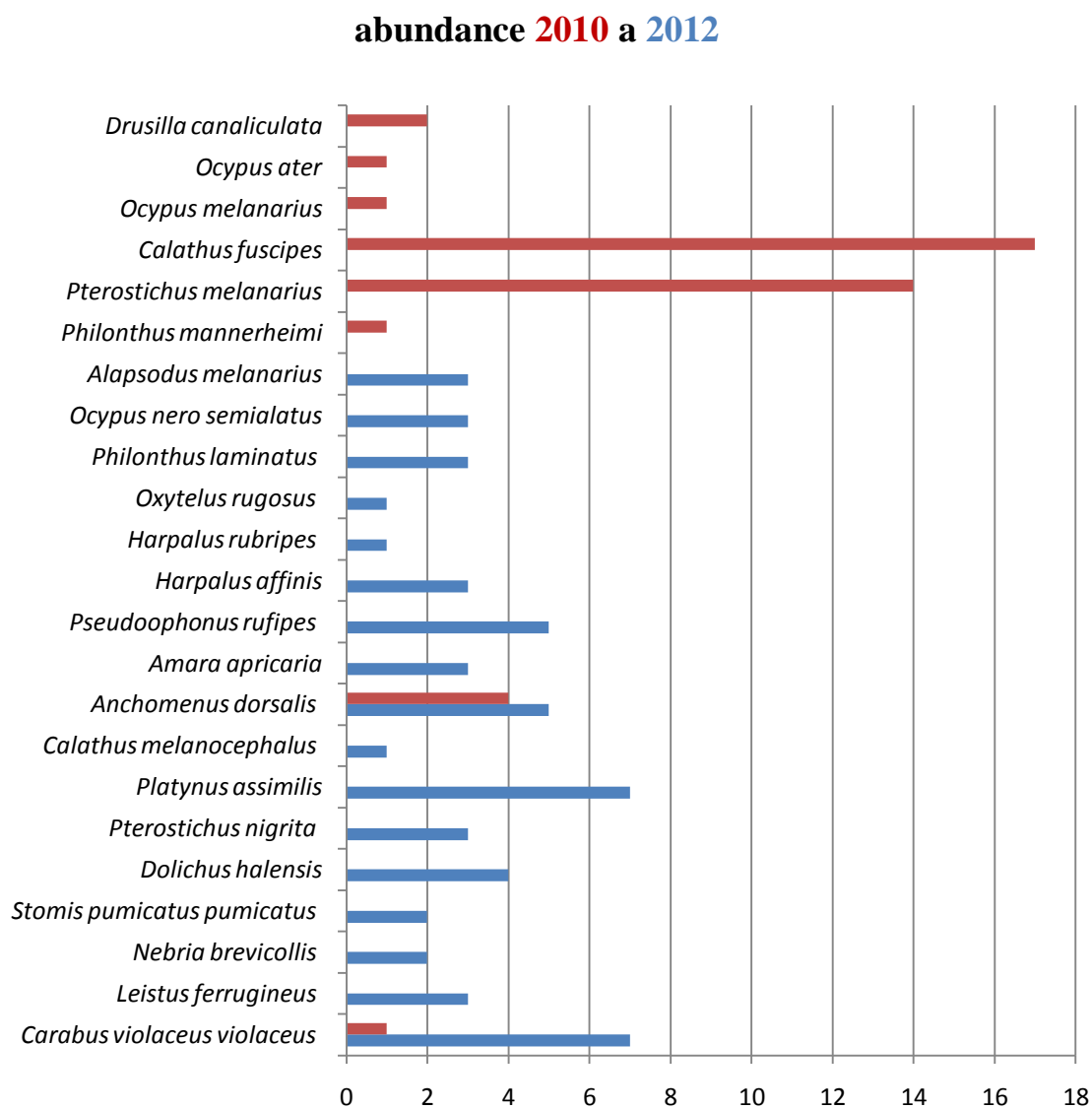


Na stanovišti se nepodařilo odchytnout chráněného prskavce menšího, který se zde průkazně vyskytoval v roce 2010. Index antropogenního ovlivnění (ISD) je 7,5. Na základě hodnoty ISD je oblast I. antropogenně velmi silně ovlivněna až degradována. Čeleď *Carabidae* zde dvojnásobně převažuje nad *Staphylinidae*.

7.2.2. Oblast II.

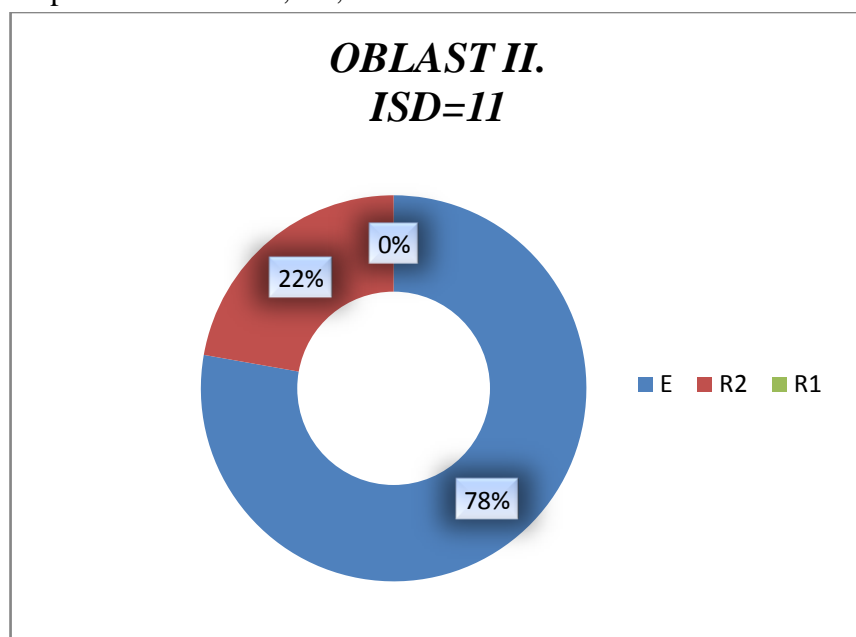
I na tomto stanovišti jsou dominantní eurytopní druhy. Čtyřnásobně nižší je výskyt adaptabilních druhů a reliktní druhy se vůbec nevyskytují. Dominantním druhem jsou *Carabus violaceus* a *Platynus assimilis*, patřící oba mezi adaptabilní druhy. Zejména *Platynus assimilis* dle Krompa (1999) citlivě reaguje na antropogenní změny v kvalitě stanoviště. Výskyt a aktivita těchto druhů je důkazem pozitivního vlivu změny managementu užívání této oblasti. Subdominantním druhem je *Anchomenus dorsalis*.

Obr. 14 Grafické znázornění abundance jednotlivých druhů a porovnání abundance druhů z roku 2010. Červeně jsou označeny druhy odchycené v roce 2010.



Index antropogenního ovlivnění (ISD) je 11. Na základě hodnoty ISD je oblast II. antropogenně velmi silně ovlivněna až degradována. Čeleď *Carabidae* zde trojnásobně převažuje nad *Staphylinidae*.

Obr. 15 Grafické znázornění poměrného (v %) zastoupení druhů dle bioindikačních skupin v oblasti II.. E, R2, R1 viz. tab. 4.

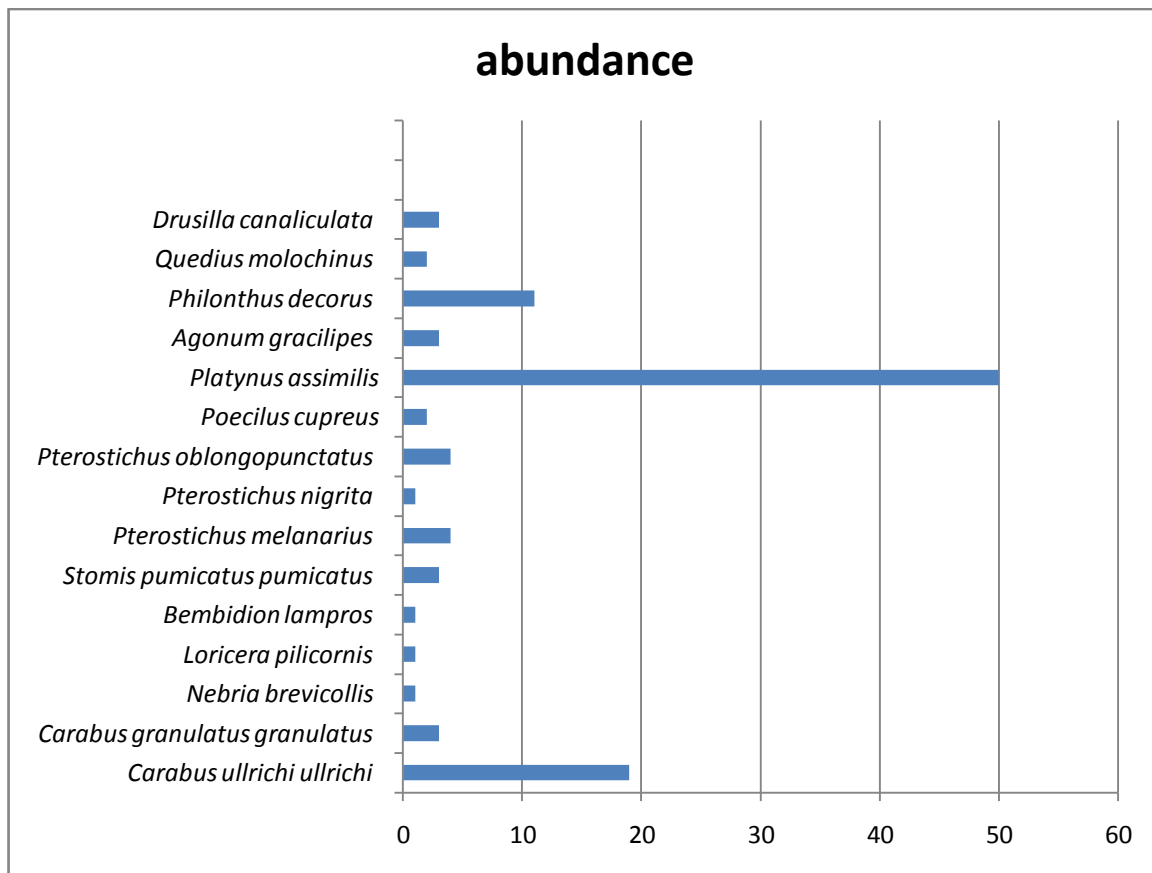


Hodnota ISD z roku 2010 pro pasti umístěné v této oblasti je ISD=6. Rozdíl mezi hodnotou viz. Ponča (2011) a zde uvedenou v tom, že z „rozvaliny budov“ byly částečně rekonstruovány na stáje a další odchyt brouků zde nebyl možný. Porovnávací hodnota ISD byla zrekalkulována bez tohoto stanoviště.

7.2.3. Oblast III.

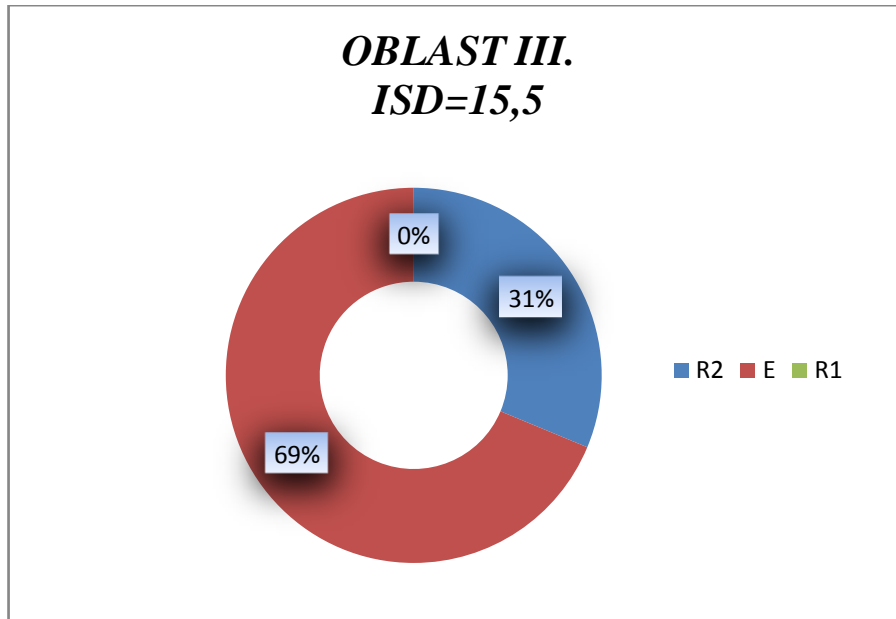
Na tomto stanovišti jsou dominantní eurytopní druhy. Zhruba polovina nalezených druhů náleží mezi reliktní druhy druhého řádu. Reliktní druhy prvního řádu se zde vůbec nevyskytují. Eudominantním druhem jsou *Platynus assimilis*, patřící mezi adaptabilní druhy. Dominantním druhem je *Carabus ullrichi*. Převaha těchto dvou dravých druhů viz. obr. je vskutku fascinující. Bylo zde odchyceno 23 eurytopních jedinců, zatímco adaptabilních bylo odchyceno 87 jedinců.

Obr. 16 Grafické znázornění abundance jednotlivých druhů



Index antropogenního ovlivnění (ISD) je 15,5. Na základě hodnoty ISD je oblast III. antropogenně velmi silně ovlivněna až degradována. Čeleď *Carabidae* zde trojnásobně převažuje nad *Staphylinidae*.

Obr. 17 Grafické znázornění poměrného (v %) zastoupení druhů dle bioindikačních skupin v oblasti III.. E, R2, R1 viz. tab. 4.



7. 3. Prostorová autokorelace společenstev

Mezi hlavní faktory určující druhovou skladbu společenstev obývajících konkrétní stanoviště patří jednak charakter daného stanoviště, ale také vlastní možnost druhů se na ono stanoviště dostat jejich schopnost se šířit a vzdálenost, jakou musí z 'mateřské' populace urazit. Právě omezená schopnost šíření (disperze) může způsobovat, že druhová podobnost společenstev klesá s jejich vzdáleností. Jinými slovy, společenstva dvou prostorově blízkých stanovišť sdílejí více druhů než společenstva dvou vzdálených stanovišť. To nazýváme prostorovou autokorelací společenstev. (Syróvátka, muni.cz)

Pravděpodobnost migrace jedinců mezi stanovišti bychom mohli odvodit od podobnosti druhového složení společenstev, tedy vyhodnotit jejich společné druhy. K tomuto účelu jsem použil Sorensenova indexu, výsledky viz. tab. 5 a 6.

Tab. 6 Podobnost stanovišť, podobnost všech nalezených druhů ve společenstvu.

Stanoviště	I.	II.	III.
I.	—		
II.	28%	—	
III.	11%	15%	—

Tab. 7 Podobnost stanovišť, vypočítaná pouze pro drabčíkovité a střevlíkovité brouky.

Stanoviště	I.	II.	III.
I.	—		
II.	31.5%	—	
III.	16%	11%	—

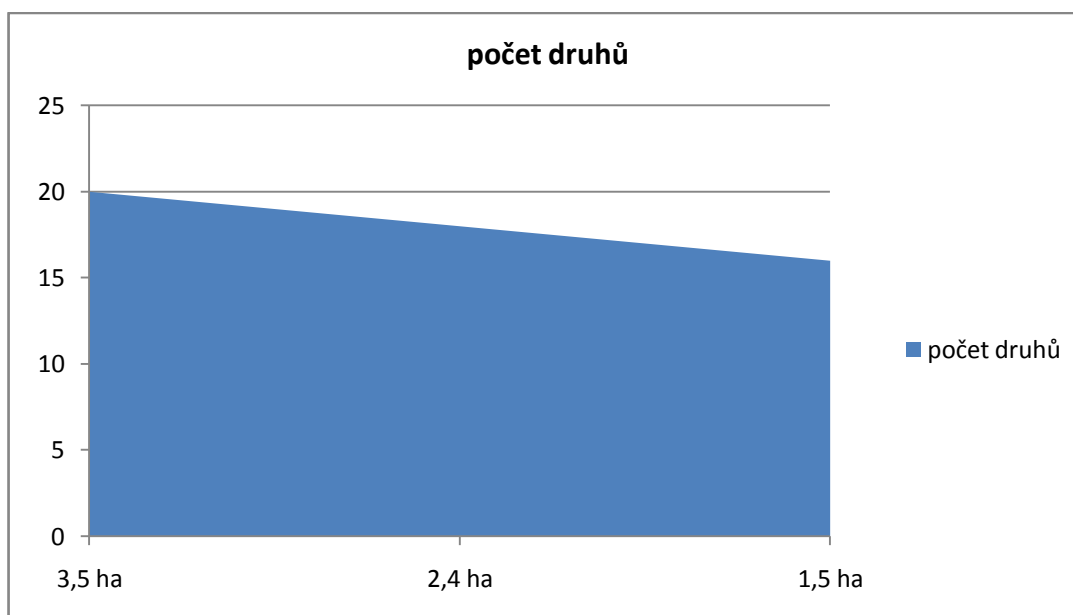
Budeme-li o zkoumaných oblastech uvažovat jako o ostrovech v krajinné matici, měla by druhová diverzita stoupat s rozlohou stanoviště. Tento fakt je doložen tabulkou 8.

Tab. 8 Diverzita druhů a četnost jedinců brouků versus rozloha stanoviště

<i>Oblast</i>	<i>Četnost sledovaných druhů</i>	<i>Plocha stanoviště</i>	<i>Četnost všech druhů</i>	<i>Počet sledovaných jedinců</i>	<i>Denzita</i>	<i>ISD</i>
Oblast I.	20	3,5 ha	28	92	26 jed./ha	7,5
Oblast II.	18	2,4 ha	22	57	24 jed./ha	11
Oblast III.	16	1,5 ha	17	110	73 jed./ha	15,5

Při grafickém znázornění závislosti počtu druhů na velikosti stanoviště obr.17, můžeme pozorovat lineární růst počtu druhů, při zvětšení plochy vždy o 1ha.

Obr. 17. Závislost druhové diverzity na velikosti stanoviště



7. 4. Časová autokorelace společenstev

Podobnost případně vývoj společenstev můžeme určit pouze pro oblast II., u které máme relevantní data z roku 2010. Pasti byly umístěny na totožná místa jako v roce 2010. Společenstva druhů brouků z roku 2010 a 2012 se podobají pouze ze 14-ti %. Zatímco v roce 2010 bylo odchyceno 8 druhů brouků, z toho dva druhy skupiny R2, v roce 2012 to bylo 17 druhů, z toho 4 druhy skupiny R2.

7. 5. Charakteristika odchycených druhů

Carabus ullrichi ullrichi Germar, 1824

Velikost 20-34 mm, zbarvení je světle mosazně-měděné až do zelena nebo červena. Vzácně zbarven celý do zelena, modra nebo fialova. Ze spodní strany černý. Oči vystupující z hlavy, štít zakončen viditelnými laloky. Krovky oválné s vystouplými řetízkovitými útvary a vrásami. Rozšířen především ve střední a jihovýchodní Evropě. Od Německa přes Rakousko, Polsko, Maďarsko, Rumunsko a ž do Ukrajiny. V ČR v nížinách a pahorkatinách není úplně běžný, ale stále je hojným druhem. Imaga se vyskytují již od konce března do června na biotopech jako jsou okraje lesů, pastviny, pole, lomy. Přes den často pod kameny nebo pod kmeny. Je nočním

dravcem živícím se převážně larvami hmyzu a různými bezobratlými, běžně také žížalami. Někdy ho můžeme spatřit lovit i v horkých letních dnech. Larvy též dravé, kuklí se v pozdním létě a dospělec se líhne již na podzim a přezimuje (Trnka, 2008).

Calathus fuscipes (Goeze, 1777)

Západopalearktický druh zasahující zavlečením i do Sev. Ameriky vytváří na svém areálu 6 až 8 poddruhů (Battoni a Vereschagina, 1984). V České republice obecný na sušších místech bez zastínění.

Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774)

Tento druh patří k nejhojnějším střevlíkům České republiky na polích, loukách a dalších spíše nezastíněných stanovištích od nížiny po hory (Hůrka, 1996).

Carabus violaceus (Střevlík fialový) Linnaeus, 1758

Běžný, 22-35mm velký střevlík žijící žijící jak na otevřených stanovištích luk a polí, tak i v zahradách a lesích. Je to eurosibiřský druh vytvářející na svém rozsáhlém areálu několik poddruhů. Rozmnožuje se ve vrcholném létě a na podzim a spolu s brouky přezimují i larvy (Hůrka, 1992).

Platynus assimilis

Vyskytuje se zejména v blízkosti polních ekosystémů a orné půdy. Je to polyfágní druh. Dospělci i larvy jsou důležití v hubení polních škůdců. Jejich strava obsahuje širokou škálu mšic, vajíček, larev a kukel, například mandelinky bramborové. Tyto brouci reagují citlivě na antropogenních změny v kvalitě stanoviště a jsou také ovlivněny intenzivním zemědělstvím. Například hlubokou orbou a pesticidy (Kromp, 1999).

Drusilla canaliculata (Fabricius, 1787)

Patří k velmi hojným drabčíkům vyskytujícím se pod kameny, spadaným listím, mechem, často v blízkosti mravenců. Je 4,0-4,8mm velký, štíhlý, hnědočervený, hlavu a příčnou pásku před koncem zadečku má tmavě hnědou. Nohy a tykadla jsou dlouhé. Od ostatních rodů tribu Myrmedoniini, majících vesměs úzký vztah k mravencům, se liší krkovitým zaškrcením hlavy (Hůrka, 2005).

Patří mezi běžné druhy drabčičků vyskytující se i v agroekosystémech a v urbánním prostředí je to druh z podčeledi *Aleocharinae*. Tento druh má určitý vztah k mravencům a často se vyskytuje v blízkosti hnízd mravenců rodu *Myrmica*. Je také známý svou mateřskou péčí o svá vývojová stadia (Boháč, jaroslavbohac.wz.cz).

Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)

Černí střevlíci žijící pod listy a kameny. Lze je nalézt ve vlhkých lesích, polích a zahradách. Obvykle hledají kořist, která zahrnuje housenky ostatních druhů brouků, pojídají larvy, kukly, mšice, nosatce, žížaly, slimáky, plže a jiné měkké těla tvorů. Černí střevlíci někdy vyšplhají na stromy, keře, či jiné rostliny kde hledají kořist. Tito brouci nelétají. Jejich predátory jsou stejně jako u ostatních brouků ropuchy, hadi, rejsci a ptáci. Samice snáší vajíčka těsně pod povrchem půdy. Larvy se líhnou a stráví zimu v půdě. Tento druh je pro člověka poměrně užitečný a to tím, že pojídají zahradní škůdce např. mšice, slimáky. Nicméně někdy konzumují i užitečné organizmy, jako jsou žížaly a jiní brouci. (www.fcps.edu). Je to druh sušších stanovišť migrující i do lesa (Divoký, 1989).

7. 6. Nesledované organizmy

Plateumaris consimilis (Schrank, 1781), R2

Jak larvy a dospělé (imago) brouků nachází v blízkosti sladké vody. Larvy žijí pod vodní hladinou. Dospělci jsou aktivní zejména na slunných stanovištích.

Phyllobius arborator (Herbst, 1797), R2

Tento druh je polyfágní na listnatých stromech, občas i na jehličnanech. Eurytopní druh preferuje mírně suché chladné palouky v lesích a lesních okrajích.

Agriotes obscurus

Brouci většinou tmavé barvy, kladou vajíčka v květnu až červenci do půdy do hloubky až 6cm. Ke kladení vyhledávají husté porosty s vlhkými podmínkami, především píceřiny. Larvy se živí nejen humusem a jemnými kořínky, později všemi podzemními částmi rostlin. Obvykle se zdržují od poloviny dubna do května a v září až do poloviny října blízko povrchu půdy.

Valgus hemipterus

Vyskytuje se od Kavkazu po Turecko, v severní Africe a jižní a střední Evropě. Brouci, mohou být nalezeny od května do června na květinách nebo dřevu, jsou poměrně častí. Larvy se živí na mrtvém dřevu z břízy a dalších stromů. *V. hemipterus* tráví zimu jako kukla (Harde, Severa, 2000).

8. DISKUZE

Na sledovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 26 druhů střevlíkovitých, 13 druhů drabčíkovitých, 8 druhů mrchožroutovitých, 3 druhy mandelinkovitých, 1 druh potěrníkovitých, 1 druh vrubounovitých, 1 druh páteříčkovitých a 1 druh kovaříkovitých brouků. Dle vypočítaného Chao indexu se z celkové druhové diverzity stanovišť nepodařilo odchytnout asi 8% druhů. V oblasti I. jsou dominantní eurytopní druhy. Pětinásobně nižší je výskyt adaptabilních druhů a reliktní druhy se vůbec nevyskytují. Dominantním druhem je *Drusilla canaliculata*, patřící mezi běžné druhy drabčíků vyskytující se i v agroekosystémech a v urbánním prostředí. V tomto ekosystému došlo v porovnání s rokem 2010 ke snížení hodnoty ISD na vypočtených 7,5. Nepodařilo se zde odchytnout chráněný druh prskavce menšího (ani jeho hostitele), který zde byl v roce 2010 zaznamenán. Nad důvody této degradace můžeme pouze spekulovat. Jedním z důvodů by mohla být těžba dřeva, která je ovšem velmi umírněná. V oblasti II. byly dominantní eurytopní druhy. Čtyřnásobně nižší je výskyt adaptabilních druhů a reliktní druhy se vůbec nevyskytují. Dominantním druhem jsou *Carabus violaceus* a *Platynus assimilis*, patřící oba mezi adaptabilní druhy. Zejména *Platynus assimilis* dle Krompa (1999) citlivě reaguje na antropogenní změny v kvalitě stanoviště. Výskyt a aktivita těchto druhů je důkazem pozitivního vlivu změny managementu užívání této oblasti. Hodnota ISD, v porovnání s rokem 2010, pro tuto oblast vzrostla téměř dvojnásobně. V oblasti III. jsou dominantní reliktní druhy druhého řádu. Zástupci reliktních druhů prvního řádu nebyly na sledovaném území zjištěny. Všechna sledovaná stanoviště byla vyhodnocena jako antropogenně velmi silně ovlivněná až degradovaná. Nebyl zjištěn žádný druh vázaný na nenarušená stanoviště. Nejvyšší hodnota ISD byla zjištěna v oblasti III., a to více než dvojnásobně než ve zbylých dvou lokalitách. Enviromentální parametry

tohoto stanoviště jsou však natolik odlišné, že vyšší diverzitu můžeme přisuzovat rozdílné ekologické valenci druhů.

Patrně největším překvapením pro mě byly výsledky z „oblasti II.“. Po screeningu stanoviště, provedeném v roce 2010, zde byla provedena změna managementu užívání této plochy. Konkrétně, těžební břehy byly ponechány spontánnímu sukcesnímu vývoji, mozaikovitá seč travních porostů a umělé vytvoření bezzásadového biotopu, který vzniknul navršením zeminy na protiletecký kryt. Zvýšená heterogenita prostředí tedy nepochybně vedla k razantnímu zvýšení biodiverzity, která zde vzrostla více než dvojnásobně. V tomto ekosystému byl také odchycen druh *Valgus hemipterus*, který je vývojově vázán na mrtvé dřevo, které bylo ponecháno na těžebním břehu. Na ostatních stanovištích nebyly zástupci saproxylického hmyzu odchyceny. V oblasti I. se mrtvé dřevo nevyskytuje, je používáno k vytápění, ovšem oblast III. je mrtvým dřevem doslova protkána. Dokonce jedna past byla umístěna pod padlý strom viz. obr. 22, přesto zde nebyl žádný zástupce tohoto hmyzu odchycen. Příčinou může být mokřadní charakter stanoviště případně jeho trvalé zastínění.

Výzkum potvrdil jednu z teorií ostrovní biogeografie a to, korelaci druhové diverzity s velikostí krajinné plošky. Tento růst není exponenciální, ale lineární viz. obr. 17. K vyšší biodiverzitě přispívá jednak velikost plochy a zásadně ji ovlivňuje heterogenita stanovišť. Viz. Moldan (2009) vyšší úroveň biologické rozmanitosti, přispívá k jeho stabilitě a dle Wilsona (1995) díky různorodosti svých znaků překrývají rozmanitější společenstva své ekologické niky. Löw (1995) uvádí minimální velikost tzv. lokálního biocentra 1ha. Tuto skutečnost se nepodařilo přímo potvrdit, nicméně výsledky z „oblasti III“, o velikosti 1,5 ha, této hodnotě neprotiřečí.

Prostorová autokorelace společenstev dvou prostorově blízkých stanovišť, která sdílí více druhů než společenstva dvou vzdálených stanovišť. Je další výsledky prokázanou teorií ostrovní biogeografie. Nejvíce podobná si je oblast I. a oblast II., a to téměř v 30-ti %, tyto biotopy jsou od sebe vzdáleny 600m. Tato hodnota ukazuje na pravděpodobnost migrace jedinců mezi jednotlivými stanovišti a potvrzuje, že dle Boháče (jaroslavbohac.wz.cz) silnice I. třídy, není tak obtížná překážka pro ubikvistní druhy s vyšší tolerancí k mikroklimatickým změnám půdního povrchu.

9. ZÁVĚR

Nabízejí se otázky, není lepší mít v krajině více „ostrovů“ s odlišnými společenstvy druhů, jaká je minimální plocha pro existenci funkčního společenstva druhů a jaká je maximální plocha od které už k přírůstku nedochází. Znalost těchto dvou parametrů by mohl zcela zásadně přispět k projektování v současnosti prováděných rekultivací. Možná by stačilo po ukončení těžby provést úpravu reliéfu povrchu těžebny a dále ji ponechal sukcesnímu vývoji. Na oblasti III. lze dokumentovat, že se funkční společenstvo vytvoří samo, bez zásahu člověka.

Výsledky ukázaly, že volba vhodného managementu má zásadní vliv na biodiverzitu. V těchto oblastech však musíme zohlednit dva faktory, podporu biodiverzity a zemědělského hospodaření. Najít mezi vlastníky pozemků kompromisní řešení, je prakticky nemožné.

Další využití těchto oblastí vidím v zachování jejich polopřirozeného charakteru. V oblasti I. ponecháme určité množství starých stromů jako výstavky, až do svého fyzického rozpadu a omezíme přejezdy těžké techniky. Vývoj 2010-2012 v oblasti II. nás ujistil, že zvolený management je pro toto stanoviště vhodný, budeme v něm tedy pokračovat. Oblast III. je natolik nepřístupné stanoviště, že prakticky vylučuje jakékoliv antropogenní využití. Můžeme tedy doufat, že zde zůstane zachováno bez zásahů člověka.

10. POUŽITÁ LITERATURA :

ALBRECHT, A. a kol. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005, s. 24-41. ISBN 80-200-1386-5.

ANDĚL, P. a kol. *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou*. Praha, AOPK, 2005, 5-6 s.

ANDĚL, P., MINÁRIKOVÁ, T., ANDREAS, M. *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec, Evernia, 2010, 3-120 s. ISBN 978-80903787-5-9.

BALÁŽ, V. a kol. *Smrt jako součást života*. Praha, MŠMT, 2008, 50-64 s. ISBN 978-80-86784-64-9.

BALEJ, M. *Metodika hodnocení ekologických a sociálních souvislostí ekonomické transformace In Krajinový ráz-jeho vnímání a hodnocení v evropském kontextu*. Sborník ekologie krajiny 1.: Paido - edice pedagogické literatury, CZ –IALE, 2005. ISBN 80-7315-117-0.

BEZDĚK, A. *Význam střevlíků jako indikátorů ekologických změn*, Sborník z konference „aktuality šumavského výzkumu“, Srní, 2001, 176-177 s.

BOHÁČ, J. *Využití společenstev drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) k bioindikaci kvality životního prostředí*. Zpr. Čs. Společ. ent. ČSAV, 1988.

BOHÁČ, J., MATĚJČEK J., ROUS R. *Check-list drabčíkovitých Č. R.* www.uek.cas.cz/docs. 2004.

BOHÁČ, J. *Staphylinid beetles as bioindicators. Agriculture Ecosys.and Envir.*, 1999, 74, 357-372 s.

BOHÁČ, J. *Car Traffic, Fragmentation of Landscape and Biodiversity*, Život. Prostr., 2002, Vol., 36, No. 6.

BOHÁČ, J., HANOUSKOVÁ, I., MATĚJKA, K., v tisku: *Effects of habitat fragmentation due transportation impact with different intensity on epigeic beetle communities in cultural landscape*, Ekológia (Bratislava).

BOHÁČ, J., FUCHS, R. *The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration*. In Ed. Jeffrey, D., W., Madden, B. *Bioindicators and Enviromental Management*, New York, Academic Press, 1991, 165-178 s.

CÍSAŘ, V. a kol. *Člověk a životní prostředí*. Praha, SPN, 1987, 133-137 s.

DEMEK, J. *Nauka o krajině*. Praha: SPN, 1981, 234 s.

DORST, J. *Ohrožená příroda*. Praha: Orbis, 1974.

- DIECKMANN, L. *Beiträge zur Insektenfauna der DDR Coleoptera – Curculionidae*, Berlin, 1983, 257 – 381 s.
- FORMAN, R., GODRON, M. *Krajinná ekologie*. Praha, Academia, 1993. ISBN 80-200-0464-5.
- FLEGR, J. *Evoluční biologie*. Praha, Academia, 2009. ISBN 978-80-200-1767-3.
- FLEGR, J. *Mechanismy mikroevoluce*. Praha, Univerzita Karlova, 1995. ISBN 80-7184-169-2.
- FLEGR, J. *Zamrzlá evoluce*. Praha, Academia, 2011. ISBN 978-80-200-1526-6.
- GUTH, J. *Metodiky mapování biotopů Soustavy Natura 2000 a SMARAGD (metodiky podrobného a kontextového mapování)*. Praha, AOPK ČR, 2002.
- HADAČ, E. *Krajina a lidé*. Praha, Academia, 1982.
- HARDE, SEVERA. *Der Kosmos Käferführer, Die mitteleuropäischen Käfer*, Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart, 2000. ISBN 3-440-06959-1
- HŮRKA, K. *Střevlíkovití Carabidae I*. Praha, Academia, 1992
- HŮRKA, K., VESELÝ, P., FARKAČ, J. *Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí*. Klapalekiana, 1996. 32
- HŮRKA, K. *Brouci České a Slovenské republiky. Beetles of the Czech and Slovak Republics*. Zlín, Kabourek, 2005.
- HRADECKÝ, J., BUZEK, L. *Nauka o krajině*. Ostrava, Ostravská univerzita v Ostravě, 2001.
- CHAO, A. *Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability*. *Biometrics*, 1987. 783–791., Přístup na [PubMed.gov](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/).
- CHOBOT, K., ŘEZÁČ, M., BOHÁČ, J. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha, Academia, 2005. ISBN 80-200-1386-5, 239-243 s.
- MAIER, K. a kol. *Udržitelný rozvoj území*. Praha, Grada, 2012. ISBN 978-80247-4198-7.
- MARHOUL, T., TUROŇOVÁ, D. *Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000*. Praha, AOPK, 2008.
- MARTIŠ, M., ŠOLC, J. *Země, krajina a člověk*. Praha, Horizont, 1977, 91-92 s.
- NOVOTNÁ, D. *Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny*. Praha, MŽP+Enigma, 2001. 399 s. ISBN 80-7212-192-8.

- ODUM, E. *Základy ekologie*. Praha, Academia, 1977.
- PLESNÍK, J., VAČKÁŘ, D. *Biodiverzita a fungování ekosystémů*. Vesmír, 2005. 84, 32s.
- PLESNÍK, J. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha, Academia, 2005. ISBN 80-200-1386-5, 17-22s.
- PONČA, D. *Biodiverzita opuštěných těžebních lokalit na Královéhradecku.. Č. Bud., bakalářská práce (Bc.)*. JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH. Zemědělská fakulta, 2011
- PRIMACK, R. a kol. *Úvod do biologie ochrany přírody*. Praha, Portál, 2011, 132 s. ISBN 978-80-7367-595-0.
- PRAŽANOVÁ, G. *Poruchy spermatogeneze v hybridní zóně*. Brno, Masarykova univerzita, 2007. Přístup na is.muni.cz.
- RÁZGOVÁ, E. *Zahrada místo divočiny*, Vesmír, 2000, 79, 146 s.
- ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH., K. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Sdružení Calla, České Budějovice, 2010.
- JACKSON, J. a kol. *Brownfields snadno a lehce*. IURS, 2004, 3 s.
- JÁČ, I. *Metodika pro revitalizaci brownfields*, projekt Ministerstva pro místní rozvoj ČR č. WB-13-04, Liberec, 2006. 55 s.
- JAREŠ, V. a kol. *Krajinná ekologie*, učební texty, www.uake.cz
- JAROŠÍK, V. *Růst a regulace populací*. Praha, Academia, 2005. ISBN 80-200-1330-X
- JAEGER, J. A. G. a kol. *Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior*, Ecological Modelling 185, 2005, 329–348 s.
- LÖW, J. a kol. *Typologie české krajiny*, Výzkumný úkol MŽP, 2003. VaV/640/1/03.
- LÖW, J. a kol. *Rukověť projektanta místního ÚSES*. Metodika MŽPke zpracování dokumentace, Brno, Doplněk, 1995, 122s.
- KAULICH, K. *O chimérách krásných blouznivců*. Vesmír 73, 1994. 36 s.
- KOMÁREK, S. *Ochlupení bližní*. Praha, Academia, 2012. ISBN 978-80-200-2113-7.
- KONVIČKA, M., BENEŠ, J., ČÍŽEK, L. *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť*. Olomouc, Sagittaria, 2005.

KOSEJK a kol. *Realizace skladebných částí územních systémů ekologické stability*. Praha, Omikron, 2009. ISBN: 978-80-87051-65-8, 1 s.

KROMP, B. *Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1999. 187–228 s. Emu.ee.

KUČEROVÁ, Z., a kol. *Strategie rozvoje Královéhradeckého kraje*, CEP, Hradec Králové, 2006

MPO. *Národní strategie regenerace brownfieldů*, MPO, Praha, 2008. 4-12 s

SKLENIČKA, P. *Základy krajinného plánování*. Praha, Naděžda Skleničková, 2003. ISBN 80-903206-1-9, 18 s.

STORCH, D. *Přežívání populací v ostrůvkovitém prostředí*, Vesmír 79, 2000. 143 s.

STORCH, D. *Okrajový efekt*, Vesmír 74, 1995. 597 s.

SYROVÁTKA, V. *Prostorová autokorelace společenstev pakomárů*, přístup na muni.cz

TRNKA, F. *Natura Bohemica*, přístup na www.naturabohemica.cz, 2008. ISSN 1805-126X

VÁVROVÁ, M. *Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží tereristického ekosystému*. Brno, VUT, 2005. VVF-12-04, 9 s.

WILSON, E. *Rozmanitost života*. Praha, Nakladatelství Lidové noviny, 1995. ISBN 80-7106-113-1

ZRZAVÝ, J. a kol. *Jak se dělá evoluce*, Paseka, 2004. ISBN 80-7185-578-2, 227-228 s.

11. PŘÍLOHOVÁ ČÁST

Obr. 18 Panoramatický snímek vnitřní části oblati III.



Obr. 19 Oblast III.



Obr. 20 Oblast III – vnitřní část



Obr. 21 Zemní past



Obr. 22 Umístění pasti pod mrtvé dřevo



Obr. 23 Plavební kanál pro dopravu písku do Hradce Králové v sousedství oblasti III.

