

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Bc. Marek Soviš

Vliv struktury krajiny na druhovou diverzitu a abundanci půdních bezobratlých

Diplomová práce
v oboru
Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Václavík, Ph.D.
Konzultant: RNDr. & Mgr. Ivan Hadrián Tuf, Ph.D.

2013

Abstrakt

Soviš, M.: Vliv struktury krajiny na druhovou diverzitu a abundanci půdních bezobratlých.

Předchozí výzkumy studovaly vliv lokálních faktorů (např. půdy a vlhkostních podmínek) na složení společenstev půdních bezobratlých. Zatím nám ale chybí informace o tom, jakou roli hrají faktory většího měřítka, konkrétně struktura krajiny. Cílem práce bylo tedy zjistit: (1) jaký je vliv krajinné heterogenity na druhovou diverzitu a abundanci vybraných skupin půdních bezobratlých a (2) v jakém měřítku je krajinný kontext důležitý. Pro výzkum byly použity data ze 144 zemních pastí instalovaných na jedenácti lokalitách CHKO Bílé Karpaty. V okolí každé pasti byla ve třech měřících (10m, 20m a 50m) kvantifikována krajinná struktura pomocí vybraných krajinných indexů: zastoupení plošek lesa a luk, Edge density, Patch Cohesion index a Shannon's diversity index. Vliv krajinného kontextu na půdní bezobratlé byl testován pomocí jednoduché lineární regrese a zobecněných lineárních modelů s Poissonovým rozložením. Analýzou prošlo celkem 13080 jedinců v rámci 65 druhů: Opiliones - 19 druhů, Isopoda - 11 druhů, Chilopoda - 35 druhů. Analýzy ukázaly statisticky průkaznou závislost druhové diverzity a abundance na vybraných indikátorech krajinné struktury. Výsledky byly silně signifikantní pro většinu testovaných skupin bezobratlých ve všech třech měřících. Krajinná struktura ovšem vysvětlovala jen malé množství variability dat, což naznačuje, že její vliv je relativně malý ve srovnání s lokálními faktory prostředí.

Klíčová slova: Krajinná struktura, využití krajiny, regresní analýza, druhová diverzita, abundance, Edge density, Path Cohesion index, Shannon's diversity index, Chilopoda, Isopoda, Opiliones, Bílé Karpaty.

Abstract

Soviš, M.: Effects of landscape structure on the diversity and abundance of soil invertebrates.

Previous studies examined the effect of local habitat factors (e.g. soil and moisture conditions) on the composition of soil invertebrates. However, there is a lack of knowledge about the role of broad-scale factors, such as landscape structure. The goal of this research was to examine the following questions: (1) what is the effect of landscape heterogeneity on the species richness and abundance of selected groups of soil invertebrates (2) At what spatial scales is landscape context important I used data from 144 ground traps installed at eleven sites of the Bílé Karpaty Protected Landscape Area. I quantified landscape structure at three spatial scales (10m, 20m and 50m) around each trap, using selected landscape metrics: percentage of forest and meadow patches, Edge density, Patch Cohesion and Shannon's diversity index. The effect of landscape context was tested with ordinary least-square regression and generalized linear models with Poisson distribution. I analysed the total of 13080 individuals of 65 species: Opiliones - 19 species, Isopoda – 11 species, Chilopoda - 35 species. The statistical analyses showed that species richness and abundance were significantly dependent on the indicators of landscape structure. The results were highly conclusive for most groups of invertebrates at all three spatial scales. However, landscape structure explained only a small portion of variability in the data, suggesting that its effect is relatively small in comparison with local habitat factors.

Key words: Land structure, Land use, regression analysis, species diversity, abundance, Edge density, Path Cohesion index, Shannon's diversity index, Chilopoda, Isopoda, Opiliones, Bílé Karpaty.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Tomáš Václavík, Ph.D. a s konzultací RNDr. & Mgr. Ivana Hadriána Tufa, Ph.D. jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 30. dubna 2013

.....

podpis

Obsah

Seznam tabulek.....	viii
Seznam obrázků	ix
Poděkování	x
Seznam použitých zkratk.....	xi
Úvod	1
1 Metodika	4
1.1 Popis lokality	4
1.2 Odchyt živočichů	5
1.3 Mapování území	6
1.4 Analýza dat	7
2 Výsledky	9
2.1 Vliv krajinné struktury na druhovou početnost skupin.....	9
2.2 Vliv krajinné struktury na abundanci skupin.....	11
2.3 Vliv krajinné struktury na abundanci vybraných druhů	12
3 Diskuze	17
3.1 Vliv krajinné struktury na druhovou početnost skupin.....	17
3.2 Vliv krajinné struktury na abundanci skupin.....	18
3.3 Vliv krajinné struktury na abundanci vybraných druhů	18
Závěr.....	21
Literatura	22
Přílohy	30
Seznam obrázků	30
Seznam tabulek.....	33
Podrobnější popis lokalit	34
PP Chladný vrch.....	34
PR Bílé potoky	34
PR Okrouhlá	35
PR Pod Žitkovským vrchem.....	36

PR Sidonie	37
PP Pod Hřibovňou	37
PP Pod Vrchy	38
PR Ve Vlčí.....	39
PR Hutě	39
Starohrozenkovský lom.....	41
Skaličí	41
Ortofotosnímky s umístěním jednotlivých pastí	43
Přehled grafů	50
Seznam druhů v rámci jednotlivých skupiny	64

Seznam tabulek

Tabulka 1.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního
pokryvu na abundanci skupin 13

Tabulka 2.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního
pokryvu na počty druhů v rámci skupin 14

Tabulka 3.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního
pokryvu na abundanci vybraných druhů z jednotlivých skupin 15

Seznam obrázků

Obrázek 1: Využití krajiny části CHKO Bílé Karpaty pro rok 2007 s vyznačením jedenácti území.	5
Obrázek 2: Umístění pastí, perimetrů a digitalizovaný krajinný pokryv lokality PR Ve Vlčí.....	7
Obrázek 3: Vliv nezávislých proměnných na druhovou diverzitu a abundanci....	10
Obrázek 4: Signifikantnost a síla vlivu (R^2) Edge density na skupinu Chilopoda.	11

Poděkování

Děkuji za podporu, trpělivost a skvělý přístup vedoucímu práce RNDr. Tomáši Václavíkovi, Ph.D a konzultantovi RNDr. & Mgr. Ivanu Hadriánu Tufovi, Ph.D. Také bych chtěl poděkovat Janě Štrichelové za propůjčení dat z pěti lokalit z Bílých Karpat. V neposlední řadě pak za obětavou a vytrvalou podporu mé rodině a mé přítelkyni.

Seznam použitých zkratk

MZCHU – maloplošné zvláště hráněnné území

PP – přírodní památka

PR – přírodní rezervace

CHKO – chráněnná krajinná oblast

Úvod

Fragmentace a narušování krajiny byly uznány jako hlavní hrozba pro biologickou rozmanitost (Saunders et al. 1991, Harrison a Bruna 1999). Snížení velikosti plošek a zvýšení izolace stanovišť mohou vést k poklesu druhové bohatosti a množství jedinců (Holt et al. 1999, Connor et al. 2000, Debinski and Holt 2000, Steffan-Dewenter and Tscharntke 2000). Pochody, které narušují a ničí přirozená stanoviště, mohou značně omezit vhodnou strukturu krajiny a fungující ekosystém (Kareiva and Wennergren 1995). Většina ekologických procesů a interakcí probíhá na větší škále, než je jedna ploška, a proto si ekologové stále více uvědomují důležitost provázání prostorových modelů a ekologických procesů (Turner and Gardner 1991, Kareiva and Wennergren 1995, Gustafson 1998, Wiegand et al. 1998). Změny ve struktuře krajiny se vyznačují podílem vhodné lokality (Andrén 1994), rozmanitostí přírodních stanovišť, velikostí a prostorovým uspořádáním stanovišť v krajině (Gustafson 1998).

V dnešní době víme, že společenství dané lokality, hojnost druhů a biotické vazby nezáleží jen na místě výskytu. A také už víme, že na všechny druhy nepůsobí stejně (Thies et al. 2003). Proto krajinnou strukturu zkoumáme z pohledu distribuce materiálů a živin, energii potřebnou na pohyb organismů v prostředí (Turner, 1989, 189). Znalost krajinné heterogenity je totiž důležitou součástí k pochopení vztahů krajinné struktury a odpovědi specifických druhů na ni (Thies et al. 2003).

Analýza ekologických procesů ve větším prostorovém rozsahu je předmětem tří více či méně oddělených disciplín. Metapopulační ekologie, teoretické ekologie a krajinné ekologie (Hanski 1998). Metapopulační ekologie poskytuje dobrý rámec pro pochopení dynamik populace v důsledku migrace, kolonizace a zániku stanovišť. Teoretická ekologie vyvinula neutrální krajinné modely s prostorově jasnými parametry, které zdůrazňují význam analyzovat krajinu na různých prostorových škálách (Keitt et al. 1997, Wiegand et al. 1998). Krajinná ekologie se zabývá popisem a analýzou reálných krajin za použití různých metod a parametrů kvantifikování krajinné struktury (Turner and Gardner 1991, Cain et al. 1997, Gustafson 1998). Vzniklé práce na místní studii se zaměřují především na fragmentaci stanovišť a více či méně opomíjejí funkce a účinek matrice (Ricketts 2001, Tscharntke et al. 2002).

Strukturu krajinného uspořádání v dnešní době zkoumáme pomocí GIS – geografických informačních systémů. Pro tuto metodu můžeme využít data ze tří zdrojů

(Dunn et al. (1991): Letecké fotografie - využívají se zejména pro studium změn v krajině od 30. let 20. století (Turner and Ruscher 1988, Turner 1990). Digitální dálkový průzkum – tyto data nám přináší hlavně satelity Landsat a SPOT. Snímkuji neustále postupně celou planetu a jsou velice cenným zdrojem digitálních dat především pro mapování krajiny ve větších měřítkách (Menon and Bawa 1997). Publikované údaje a sčítání – poskytují data především pro časové srovnání před leteckým snímkováním. Např. popis vegetace USA před evropským osídlením (McIntosh, 1962, Lorimer, 1977, Whitney, 1986, White and Mladenoff, 1994, Delcourt and Delcourt, 1996; Silbernagel et al., 1997). Jako doplňující zdroj k těmto třem metodám získávání dat se používají data z mapování v terénu, které však pokrývají menší území. Slouží tedy k mapování prostorového uspořádání konkrétních vegetačních tříd nebo zkoumaných krajinných prvků na relativně malém prostoru (Collinge et al. 2003, Thies et al. 2003). Díky těmto metodám získáváme data, která se dají využít v různých modelech používaných v krajinné ekologii.

Většina druhů žije na určitých stanovištích fragmentované krajiny (Wiens 1997, Hanski 1999). Při výzkumu populační hustoty a druhové diverzity u těchto druhů je důležité znát velikost plošky výskytu (Connor et al. 2000, Zschokke et al. 2000), izolaci plošky v krajinné struktuře (Hanski et al. 1994, Kruess and Tscharntke 1994, Steffan-Dewenter and Tscharntke 1999, Ricketts et al. 2001, Thomas et al. 2001) a kvalitu stanoviště z pohledu managementu a stáří lokality (Feber et al. 1996, Gonzalez 2000, Swengel and Swengel 2001, Thomas et al. 2001). Na rozdíl od oceánského prostředí, kde moře a oceány jsou zřejmou izolační bariérou, může zdrojová populace v suchozemském prostředí přispívat do okolní krajiny snadněji (Marino and Landis 1996, Jonsen and Fahrig 1997, Thies and Tscharntke 1999, Weibull et al. 2000, Steffan-Dewenter et al. 2002).

Funkce krajiny, které ovlivňují druhovou skladbu a počty jedinců jednotlivých druhů jsou: poměr okrajové části s jádrovou oblastí (Chen et al. 1995, Radeloff et al. 2000), izolace jednotlivých fragmentů (Collinge 2000), velikost (Kruess and Tscharntke, 2000) a kvalita jednotlivých stanovišť (Hunter et al. 1996, Kuussaari 2000, Hanski and Singer 2001), rozmanitost (Gathmann et al. 1994, Varchola and Dunn 2001) a mikroklima (Braman et al. 2000). Díky těmto znalostem se vědci snaží vyřešit otázky lokálních vyhynutí ptačích populací (Renjifo 2001, Robinson et al. 2001, Sekercioglu et

al. 2002), snižování hustoty drobných savců a Herpetofauna (Maisonneuve and Rioux 2001), kolísání populace včel díky odlesňování (Brown and Albrecht 2001, Cane 2001).

Vliv krajinné struktury na abundanci a druhovou diverzitu bylo už zkoumáno z pohledu rostlinných virů a plísň (Condeso and Meentemeyer 2007, Meentemeyer et al. 2008), parazitoidů a herbivorů (Thies et al. 2003), savců (Lindenmayer et al. 1999), ptáků (Yamaura et al. 2005), plazů (Blevins and With 2011), motýlů (Collinge et al. 2003, Wilcox et al. 1986, Baz and Garcia-Boyer 1995, Robertson et al. 1995, Wettstein and Schmid 1999, Steffan-Dewenter and Tscharntke 2000, Zschokke et al. 2000) a skupiny arthropoda (Hendrickx 2007). Z půdních bezobratlých jsou práce převážně na skupinu carabidea (Vanbergen et al. 2005, Davies and Margules 1998). Na skupiny Chilopoda, Isopoda a Opiliones dosud vliv struktury krajiny nebyl zkoumán. V této práci se budeme snažit zodpovědět otázky: (1) jaký je vliv krajinné heterogenity (kompozice a konfigurace krajinných prvků) na složení a bohatost půdních bezobratlých, (2) v jakém měřítku je krajinný kontext důležitý na Chilopoda – stonožky, Isopoda – stejnonožce a Opiliones – sekáče.

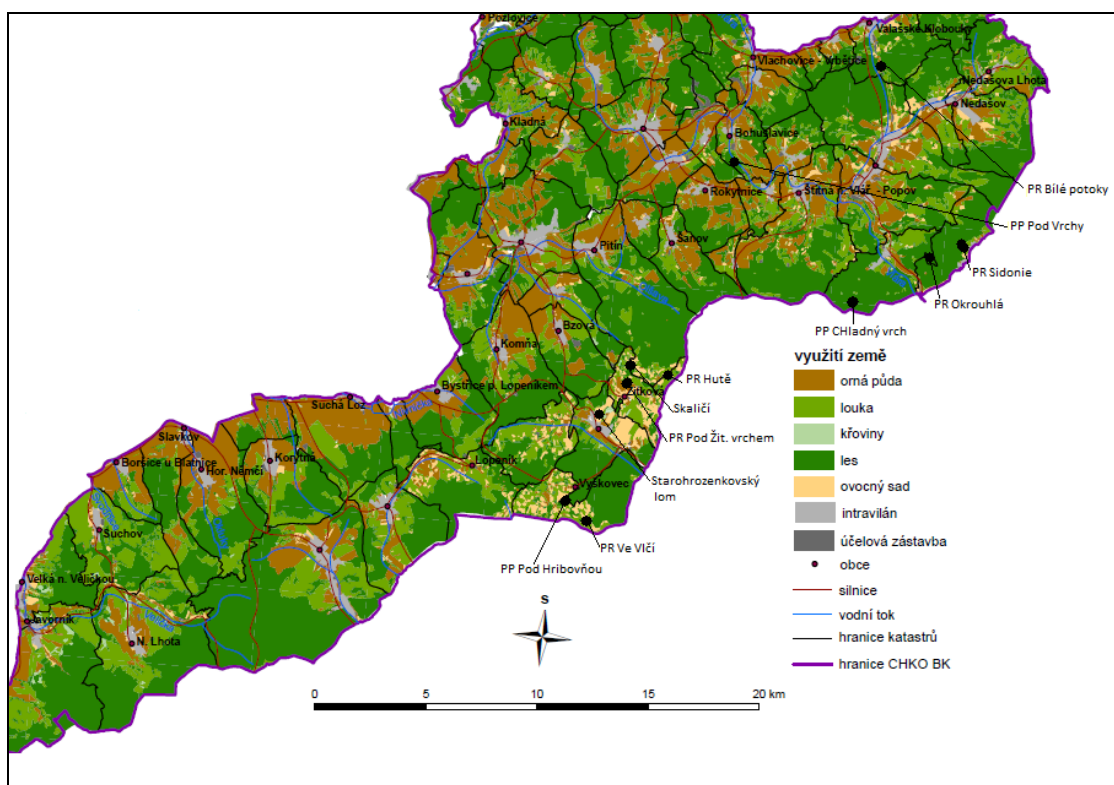
1 Metodika

1.1 Popis lokality

Všech jedenáct lokalit (PR Bílé potoky, PP Pod Vrchy, PR Sidonie, PR Okrouhlá, PP Chladný vrch, PR Hutě, Skaličí, PR Pod Žitkovským vrchem, Starohrozenkovský lom, PR Ve Vlčí a PP Pod Hřibovňou), na kterých byl proveden výzkum, se nacházejí ve střední až severní části CHKO Bílé Karpaty (Obr. 1). Pět lokalit v širším okolí Brumov – Bilnice a zbylých šest pak v širším okolí Starého Hrozenkova. Devět z jedenácti lokalit se navíc nachází v kategorii MZCHU (PR nebo PP), jen dvě, Skaličí a Starohrozenkovský lom, nejsou nijak zvlášť chráněny. Lokality mají rozlohu od 1,2 do 21,68 ha. Nacházejí se v nadmořské výšce 330m - 720m n. m.

Lokality se dají rozdělit na dvě skupiny. Čistě lesnaté zkoumané území se nacházelo na lokalitách PR Sidonie, PR Okrouhlá, PP Chladný vrch a Skaličí. Zbylé lokality PR Bílé potoky, PR Pod Vrchy, PR Hutě, PR Pod Žitkovským vrchem měly strukturu krajiny složitější. Nacházely se tam biotopy lesa, roztroušená vegetace, potoky a silnice, v okolí pak byly pole a železnice. Poslední, Starohrozenkovský lom, byla specifická lokalita díky skalním stěnám, nepropustnému podloží (po deštích se zde vytvářela jezírka) a celkovému mikroklimatu.

Podrobnější popis s charakteristikou fauny a flory a managementem lokalit můžete najít v příloze.



Obrázek 1: Využití krajiny části CHKO Bílé Karpaty pro rok 2007 s vyznačením jedenácti území.

1.2 Odchyt živočichů

Pro sběr dat byla použita metoda sloužící pro inventarizaci území, a to metoda zemních pastí. Data byla převzata z prací Štrichelová (2008), Soviš (2010) a z inventarizačního výzkumu, který jsme provedli v období květen až listopad 2009.

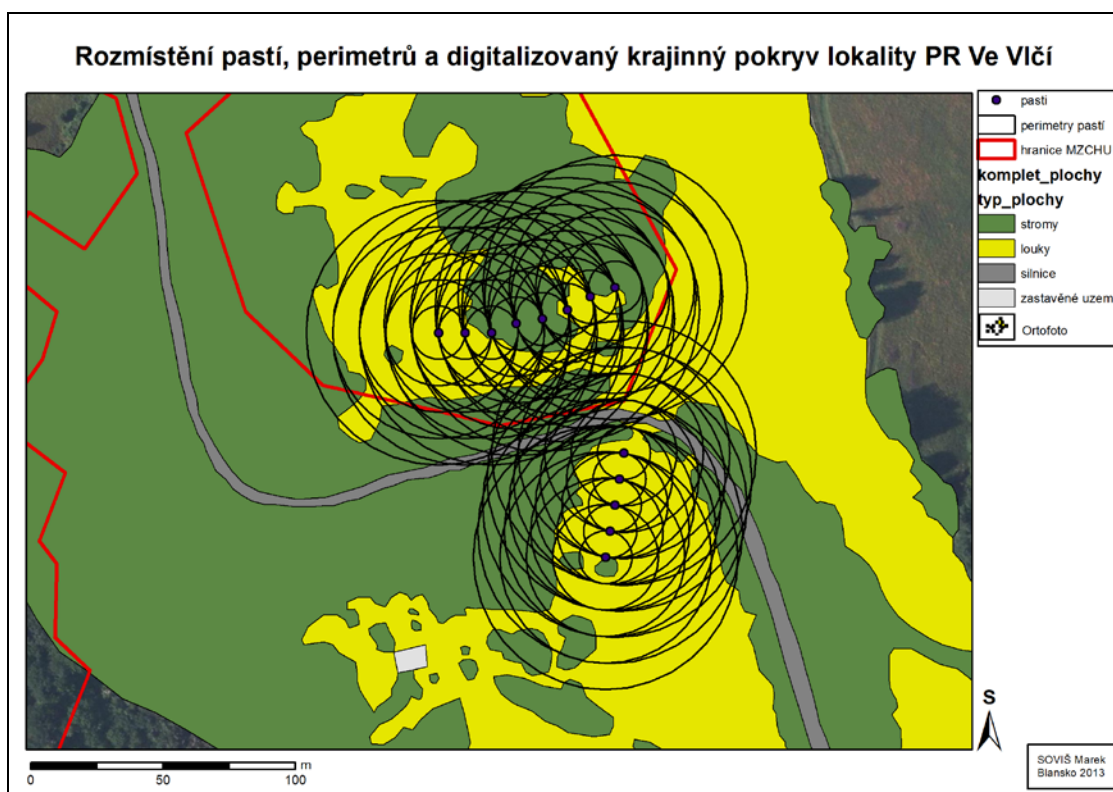
Zemní pasti byly sestaveny ze sklenic (objem 0,7 l), které byly zakopány těsně pod úroveň země pomocí vrtáku a do nich vsazeny kelímky z umělé hmoty o objemu 0,3 l (o průměru cca 7 cm) pro lepší pozdější manipulaci. Sklenice byly poté přikryty přírodním materiálem, jako jsou kameny, klacíky a kůra kvůli nežádoucímu opadu (u kamenů bylo dáváno pozor na to, aby nebyla past nepřístupná). Jako konzervační látka byl použit 4% formaldehyd o objemu cca 150 až 200 ml. Na lokalitách bylo zakopáno různé množství pastí po deseti metrových intervalech v různě dlouhých transektech. Počty a umístění pastí můžeme najít na ortofoto snímcích v příloze. Celkový počet pastí na 11 lokalitách byl 144.

Pasti byly instalovány na různých lokalitách v různou roční dobu. Byly však vybírány všechny ve stejných intervalech (jednou měsíčně). Na lokalitách PR

Okrouhlá, PP Chladný vrch a PR Sidonie byly pasti umístěny od listopadu 2006 do prosince 2007. V PP Pod Vrchy a PR Bílé Potoky byly pasti instalované od května do prosince 2007, v roce 2008 byly pasti zakopány na lokalitách PR Hutě, Starohrozenkovský lom a PR Ve Vlčí a v roce 2009 na lokalitách PR Pod Žitkovským vrchem, Skaličí a PP Pod Hřibovňou, vždy od května do listopadu.

1.3 Mapování území

Všechny studované lokality byly zmapovány pomocí georeferencovaných leteckých snímků (ortofotomap) s rozlišením 0,25m (www.cuzk.cz) a dat nasbíraných v terénu (vlastní pozorování krajiny pro zpřesnění hranic krajinného pokryvu). Ortofotomapy byly digitalizovány do vektorového formátu v programu ARCMAP 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA) a tím vytvořeny mapy využití daných lokalit. Jako základní prvky krajinné struktury byly zaznamenávány: stromy (jednak lesní porost, ale i solitérní stromy), louky, potoky, silnice, železnice, zastavěné území, pole. Pro analýzu byly ale použity jen vrstvy stromy a louky, protože ostatní druhy ploch zasahovaly do vytyčených perimetrů na lokalitách jen zřídka. Kolem vyznačených pastí na daných lokalitách byly vytvořeny perimetry o vzdálenosti 10m, 20m a 50m (obr. 2), aby bylo možno zkoumat, v jakém prostorovém měřítku má krajinný kontext největší vliv na zdejší půdní faunu (vybrané skupiny). Celkem bylo tedy vytvořeno 432 perimetrů kolem celkového počtu 144 pastí. Perimetr 50m byl zvolen jako hraniční, jelikož nelze předpokládat, že se vybrané skupiny půdních bezobratlých běžně pohybují na větší vzdálenosti (Ward 2001). V těchto perimetrech se odehrával celý výzkum, kterým jsme se snažili zjistit, jestli u vybraných taxonů a specifikovaných druhů je nějaká závislost na okolní struktuře krajiny.



Obrázek 2: Umístění pastí, perimetrů a digitalizovaný krajinný pokryv lokality PR Ve Vlčí

1.4 Analýza dat

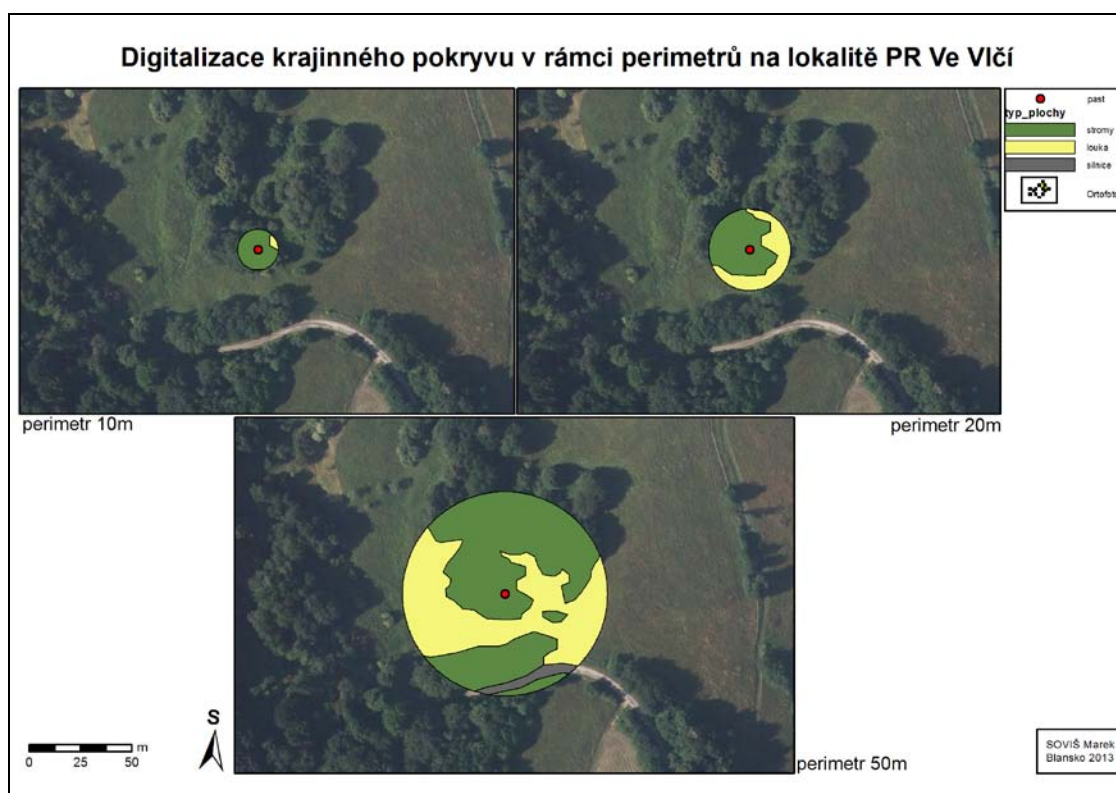
Ve vytvořených perimetrech (ve třech prostorových měřítkách) byla kvantifikována krajinná struktura výpočtem vybraných krajinných indexů v programu Fragstats 4.0 (McGarigal and Marks 1994). Krajinné metriky měří celkové vlastnosti všech plošek krajinné mozaiky. Některé indexy kvantifikují krajinnou strukturu ve smyslu kompozice (složení), jiné ve smyslu konfigurace, tedy prostorového uspořádání.

Existuje mnoho statistických metod k popisu krajinné struktury (McGarigal 2002, Wu et al. 2002, <http://www.tiem.utk.edu>), ale jelikož mnohé z nich charakterizují krajinu stejným způsobem a podávají proto redundantní informaci, byly vybrány pouze tyto tři. Edge density – jedná se o poměr součtu délek všech okrajových segmentů v krajině k celkové ploše krajiny. Patch Cohesion index – jedná se o index soudržnosti. Měří fyzickou propojenost (spojitost, provázanost) odpovídající danému typu krajiny. A jako třetí Shannon's Diversity Index – tento index se používá k charakteristice typové rozmanitosti plošek v krajině (krajinné diverzity)(Fragstats 4.0 help). Tyto výpočty byly doplněny o procentické zastoupení stromů a luk z ARCMAP 10.

K jednotlivým perimetrům byly přiřazeny počty jedinců a druhů v taxonomických skupinách a počty jedinců v rámci vybraných druhů. Data byla upravena do formátu potřebného ke statistickým analýzám, zbavena podezřele vypadajících (ulítlých) hodnot a ověřena, zda odpovídají předpokladům pro jednoduchou lineární regresi. U taxonomických skupin nálezová data odpovídala normálnímu rozložení, ale u abundance jednotlivých druhů byla distribuce dat zešíkmená s množstvím nulových hodnot. V těchto případech byl místo lineární regrese použit zobecněný lineární model (Generalized Linear Model) s Poissonovým rozložením. U obou dvou metod byla jako závislá (Y) použita data s počty druhů a počty jedinců, jako nezávislá (X) procentická zastoupení stromů a luk, Edge density, Patch Cohesion index a Shannon's Diversity index. Pro ověření statistické signifikantnosti vztahu byla zvolena hladina $P < 0,05$. Stejný postup byl pak aplikován na všechna tři měřítka a tím zjištěno, které podmínky nejlépe fitují získaná data v podobě počtu druhů a jedinců. Veškeré statistické analýzy byly prováděny v programu JMP 10.0.2 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

2 Výsledky

Okolí každé pasti (pastí celkem 144) bylo zkoumáno ve třech měřítkách: 10m, 20m, a 50m (obr. 3), tedy celkem 432 perimetrů. Analýzou prošlo 13080 jedinců 65 druhů - Opiliones 19 druhů, Isopoda 11 druhů a Chilopoda 35 druhů (celkový výčet druhů se nachází v příloze). Vliv krajinných faktorů na abundanci byl zkoumán u druhů *Lithobius forficatus*, *Lithobius mutabilis* (Chilopoda), *Ligidium hypnorum*, *Protracheoniscus politus*, *Trachelipus rathkii* (Isopoda), *Lophopilio palpinalis*, *Oligolophus tridens*, *Zacheus crista* (Opiliones).



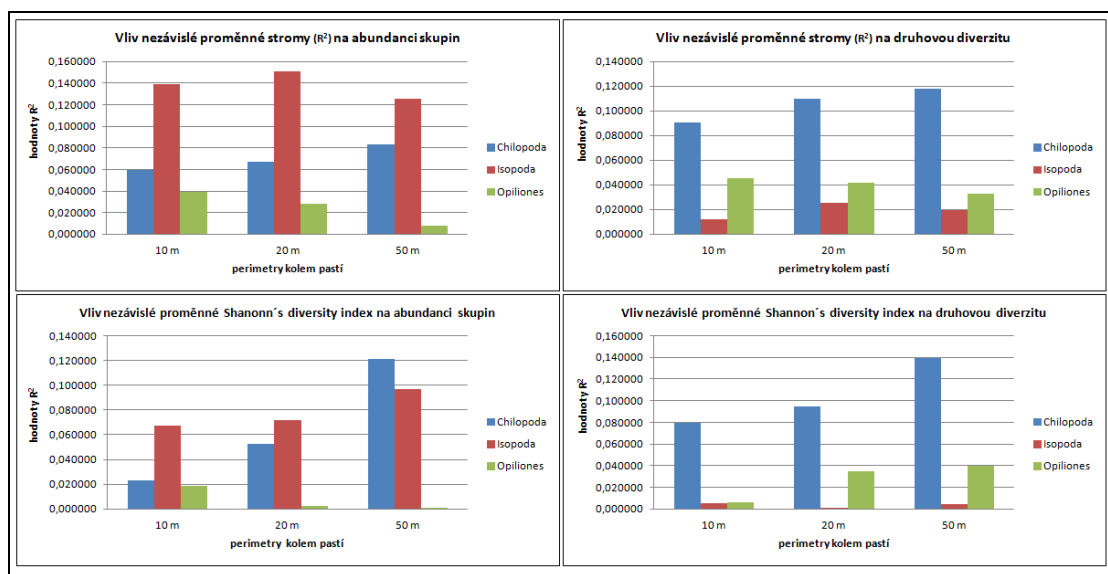
Obrázek 3: Ukázka digitalizace krajinného pokryvu v rámci perimetrů na lokalitě PR Ve Vlčí.

2.1 Vliv krajinné struktury na druhovou početnost skupin

Výsledky ukazují, že krajinná struktura má signifikantní vliv na druhovou početnost skupiny Chilopoda ($P < 0,001$). I když u skupiny Opiliones je průkaznost vlivu menší, stále zůstává prokazatelná $P < 0,05$ (což byla hranice, která byla zvolena za signifikantní). Toto tvrzení neplatí jen pro tři hodnoty u indexů u měřítka 10m ($P > 0,05$)(tab. 1). Na poslední skupinu Isopoda nebyl vliv krajinné struktury prokazatelný ($P > 0,05$). Ani u jednoho krajinného faktoru, ani u jediného měřítka nebyla

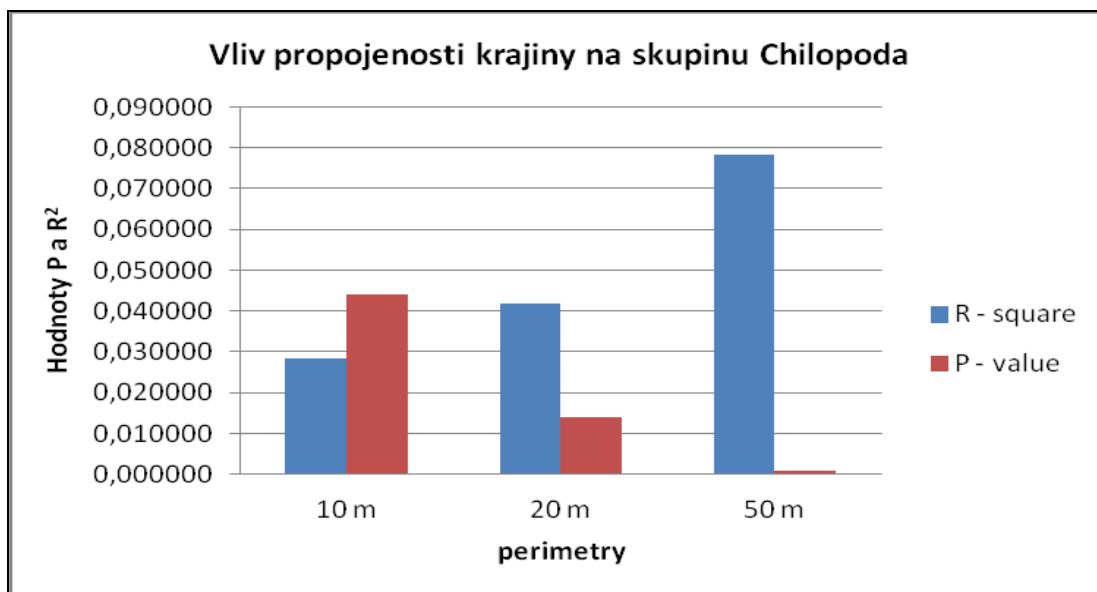
hodnota nižší než $P < 0,05$. I když je vliv krajinného kontextu u některých skupin signifikantní, tak biologický vliv je malý. Dokazují to nízké hodnoty směrnice přímky a R^2 z regresní analýzy (obr. 3). Ve výskytu druhů budou hrát tedy roli i jiné proměnné.

Na krajinný pokryv a jeho strukturu reagují skupiny rozdílně. Na Chilopoda mají kladný vliv faktory stromy a Patch Cohesion index (kladná hodnota směrnice přímky). Skupina Opiliones má kladný vztah s faktory louka, Edge density a Shannon's diversity index (opět dokazují kladné hodnoty směrnice přímky). U skupiny Isopoda vycházejí stejné poměry jako u Chilopoda (kladné hodnoty směrnice přímky u stejných faktorů), ale bohužel jejich statistická průkaznost není dostačující ($P > 0,05$).



Obrázek 3: Vliv nezávislých proměnných na druhovou diverzitu a abundanci.

Co se týče měřítka, tak u skupiny Chilopoda má největší vypovídající hodnotu o počtu druhů perimetr 50m (obr. 4). Dokazují to jak nevyšší hodnoty směrnice přímky, tak nejnižší hodnoty P . U dvou dalších skupin už není projev měřítka tak jednoznačný. Na skupinu Opiliones má opět největší vliv perimetr 50m, avšak jen z pohledu nejvyšších hodnot směrnice přímky. Co se týče pravděpodobnosti, tak perimetr 50m má nejslabší hodnoty, ale hodnoty se pořád drží pod hladinou signifikantnosti (až na perimetr 10m u všech tří vypočítaných indexů). U poslední skupiny (Isopoda) P -value nedosahuje u žádného faktoru ani perimetru signifikantní hladiny, tudíž se nedá z tohoto pohledu nic vyvodit.



Obrázek 4: Signifikantnost a síla vlivu (R^2) Edge density na skupinu Chilopoda.

2.2 Vliv krajinné struktury na abundanci skupin

Výsledky pro abundanci skupin potvrdily vliv krajinných faktorů na skupiny Chilopoda a Isopoda (dokonce $P < 0,01$), až na čtyři případy, kde tři z nich se nacházejí u skupiny Chilopoda a signifikantně neprokazují vliv vypočítaných indexů u perimetru 10m. U skupiny Opiliones je průkazný vliv u všech perimetrů jen u krajinného pokryvu (stromy a louky), u vypočítaných indexů jen u perimetru 10m. I když je opět vliv krajinného kontextu u některých skupin signifikantní, tak biologický vliv je malý (nízké hodnoty směrnice přímky a R^2) (obr. 3). V početnosti jedinců budou tedy hrát roli i jiné proměnné.

Jako u druhové diverzity, mají na Chilopoda a Isopoda (tentokrát i se statistickou průkazností $P < 0,05$ u Isopod) kladný vliv stromy a Patch Cohesion index. U skupiny Opiliones má průkazně kladný vliv louka ($P < 0,05$). U vypočítaných indexů má kladný vliv na abundanci skupin Chilopoda a Isopoda Patch Cohesion index ($P < 0,05$). Další dva vypočítané indexy mají záporný vliv ($P < 0,05$). U skupiny Opiliones bohužel tyto výpočty nejsou dostačující ($P > 0,05$).

Z pohledu vlivu měřítka u skupiny Chilopoda má největší vliv perimetr 50m. Dokazuje to zvyšující se pravděpodobnost i zvyšující se hodnoty směrnice přímky od perimetru 10m po 50m (tab. 2). U skupiny Opiliones jde vliv měřítka hodnotit jen u druhu pokryvu díky nesignifikantním hodnotám u indexů. Největší vliv má perimetr

10m. Od tohoto perimetru se průkaznost zhoršuje (slábnou i hodnoty směrnice přímky). U perimetru 50m překračuje dokonce hodnota hranici signifikantnosti ($P > 0,05$).

2.3 Vliv krajinné struktury na abundanci vybraných druhů

U vybraných druhů je vliv krajinné struktury a vegetačního pokryvu průkazný. Až na pár výjimek (11 hodnot $P > 0,05$) vychází většina P -valeur menších než 0,0005. I když má P -valeur takovou pravděpodobnost, tak podle směrnice přímky všech druhů můžeme říct, že vliv nezávislých proměnných na abundanci jednotlivých druhů je velice malý. Dokazují to nízké hodnoty směrnice přímky a R^2 z regresní analýzy. Ve výskytu vybraných druhů budou hrát roli určitě i jiné proměnné.

Kladný vliv krajinného pokryvu „louky“ vidíme u *Trachelipus rathkii* a *Zacheus crista*. Kladnou odpověď na stromy pak nacházíme u zbytku vybraných druhů (kladné hodnoty směrnice přímky). Kromě jediného případu, kdy *Oligolophus tridens* má negativní závislost na obou druzích krajinného pokryvu u perimetru 10m (negativní hodnoty u obou směrnice přímky). Další kladný vliv na abundanci druhů *Trachelipus rathkii* a *Zacheus crista* můžeme vidět u faktorů Edge density a Shannon's diversity index. Záporně se pak projevuje Patch Cohesion index (kladné a záporné hodnoty směrnice přímky). Na zbylé druhy působí Edge density a Shannon's diversity index záporně a kladný vliv najdeme u Patch Cohesion indexu (opět kladné a záporné hodnoty směrnice přímky). U perimetru 10m druhu *Zacheus crist* je zajímavá negativní závislost abundance tohoto druhu na všech třech vypočítaných indexech (záporné hodnoty směrnice přímky).

Vliv krajinné struktury a typu pokryvu na abundanci druhů *Lithobius forficatus* a *mutabili* z pohledu měřítka je nejsilnější v perimetru 50m (při zvětšování se měřítka rostou hodnoty směrnice přímky). Stejnou tendenci vykazují i druhy *Lophopilio palpinalis*, *Oligolophus tridens* a *Zacheus crista* u krajinného pokryvu (při zvětšování se měřítka rostou hodnoty směrnice přímky). U vypočítaných indexů krajinné struktury už tak přesvědčivý vývoj nenajdeme (dá se ale vyzorovat převaha pro 50m perimetr). U vybraných druhů skupiny Isopoda nenajdeme nějakou pravidelnost. U každého druhu pro každý faktor má měřítko různý vliv (tab. 3).

Tabulka 1.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního pokryvu na abundanci skupin

Y/X	faktory	Stromy				Louky				Edge density						
	parametr	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese
skupiny/počet jedinců	10 m	9,0162	3,0027	0,059703	0,0032	Y = 4,9565634 + 0,0436983*X	9,0162	-3,0000	0,059703	0,0032	Y = 9,3261917 - 0,0436983*X	4,1234	-2,0300	0,028219	0,0442	Y = 8,8193933 - 0,0022192*X
	20 m	10,2730	3,2100	0,067464	0,0017	Y = 4,4866625 + 0,0504901*X	10,0693	-3,1700	0,066215	0,0018	Y = 9,5182576 - 0,0501353*X	6,1838	-2,4900	0,041730	0,0141	Y = 9,2290606 - 0,0031777*X
	50 m	12,9318	3,6000	0,083468	0,0004	Y = 3,0216237 + 0,0709755*X	12,4515	-3,5300	0,080618	0,0006	Y = 10,064171 - 0,0702217*X	12,0512	-3,4700	0,078229	0,0007	Y = 10,204549 - 0,0056636*X
Chlopoda	10 m	22,7723	4,7700	0,139049	0,0001	Y = 13,825455 + 0,503543*X	22,7723	-4,7700	0,139049	0,0001	Y = 64,179759 - 0,503543*X	10,7260	-3,2800	0,070693	0,0013	Y = 58,596902 - 0,0285083*X
	20 m	25,0109	5,0000	0,150658	0,0001	Y = 9,281335 + 0,5699353*X	24,9837	-5,0000	0,150519	0,0001	Y = 66,21873 - 0,5709721*X	8,7595	-2,9600	0,058365	0,0037	Y = 60,154955 - 0,0283863*X
	50 m	20,3231	4,5100	0,125978	0,0001	Y = 2,9326852 + 0,6595338*X	20,1150	-4,4800	0,124849	0,0001	Y = 68,605972 - 0,6609337*X	14,7226	-3,8400	0,094544	0,0002	Y = 67,641782 - 0,0471211*X
Opiliones	10 m	5,7443	-2,4000	0,038880	0,0178	Y = 47,418212 - 0,2200083*X	5,7443	2,4000	0,038880	0,0178	Y = 25,417381 + 0,2200083*X	2,8580	-1,6300	0,018374	0,1052	Y = 35,030807 - 0,0111723*X
	20 m	4,1079	-2,0300	0,028116	0,0446	Y = 46,125932 - 0,2033557*X	4,0374	2,0100	0,027646	0,0464	Y = 25,8553 + 0,2021127*X	0,3723	-0,6100	0,002615	0,5427	Y = 33,235074 - 0,0049626*X
	50 m	1,1022	-1,0500	0,007702	0,2956	Y = 41,158992 - 0,1345159*X	0,9791	0,9900	0,006848	0,3241	Y = 27,961239 + 0,1276891*X	0,3811	0,6200	0,002677	0,5380	Y = 29,092136 + 0,006536*X

Y/X	faktory	Cohesion				Shannon's diversity					
	parametr	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese
skupiny/počet jedinců	10 m	4,6701	2,1600	0,031841	0,0324	Y = -246,7075 + 2,5561421*X	3,3979	-1,8400	0,023370	0,0674	Y = 8,7678365 - 4,2139603*X
	20 m	7,4153	2,7200	0,049629	0,0073	Y = -452,4786 + 4,6195308*X	8,9685	-2,9900	0,052783	0,0032	Y = 9,5736328 - 6,1569287*X
	50 m	15,4887	3,9400	0,098348	0,0001	Y = -977,1016 + 9,8764323*X	19,5742	-4,4200	0,121147	0,0001	Y = 10,986158 - 7,5651973*X
Chlopoda	10 m	10,0055	3,1600	0,066259	0,0019	Y = -2724,432 + 27,892295*X	10,1938	-3,1900	0,067432	0,0017	Y = 69,192091 - 72,988288*X
	20 m	9,3540	3,0600	0,062213	0,0027	Y = -3847,272 + 39,089908*X	10,9465	-3,3100	0,072042	0,0012	Y = 62,358747 - 51,071042*X
	50 m	14,9637	3,8700	0,095943	0,0002	Y = -7316,485 + 73,848945*X	15,1100	-3,8900	0,096791	0,0002	Y = 69,716121 - 51,22278*X
Isopoda	10 m	2,4433	1,5600	0,016915	0,1203	Y = -1127,28 + 11,623659*X	2,7009	-1,6400	0,018665	0,1025	Y = 35,122985 - 23,495789*X
	20 m	0,0345	0,1900	0,000243	0,8528	Y = -169,6701 + 2,0176254*X	0,3679	-0,6100	0,002584	0,5451	Y = 33,394078 - 7,9857109*X
	50 m	0,7563	-0,8700	0,005298	0,3860	Y = 1458,1477 - 14,301572*X	0,0128	-0,1100	0,000090	0,9099	Y = 31,988911 - 1,2896013*X

Tabulka 2.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního pokryvu na počty druhů v rámci skupin

Y/X	faktory	Stromy				Louky				Edge density				Shannon's diversity														
		F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese							
skupiny/druhy	perimetr																											
	Chilopoda	10 m	14.2072	3.7700	0.090951	0.0002	Y = 2.02911 + 0.0153384*X	14.2072	-3.7700	0.090951	0.0002	Y = 3.5629542 - 0.0153384*X	11.6750	-3.4200	0.075972	0.0008	Y = 3.4661543 - 0.0010355*X											
		20 m	17.5363	4.19	0.109921	0.0001	Y = 1.8206634 + 0.0183283*X	17.4210	-4.1700	0.109277	0.0001	Y = 3.6504403 - 0.0183165*X	12.4631	-3.5300	0.080687	0.0006	Y = 3.578232 - 0.0012566*X											
		50 m	19.0260	4.3600	0.118155	0.0001	Y = 1.4144569 + 0.0240153*X	18.6378	-4.3200	0.116024	0.0001	Y = 3.8028456 - 0.0239575*X	17.7693	-4.2200	0.111219	0.0001	Y = 3.8464044 - 0.0019205*X											
	Isopoda	10 m	1.7663	1.3300	0.012286	0.1860	Y = 2.8277099 + 0.0044928*X	1.7663	-1.3300	0.012286	0.1860	Y = 3.2769917 - 0.0044928*X	0.2229	-0.4700	0.001567	0.6376	Y = 3.1902394 - 0.0001185*X											
	20 m	3.7219	1.9300	0.025541	0.0557	Y = 2.6463668 + 0.007041*X	3.8595	-1.9600	0.026460	0.0514	Y = 3.3533891 - 0.007183*X	0.9403	0.9700	0.006578	0.3339	Y = 3.0528049 + 0.0002859*X												
	50 m	2.8265	1.6800	0.019516	0.0949	Y = 2.5942445 + 0.0077784*X	2.8464	-1.6900	0.019651	0.0938	Y = 3.3705441 - 0.0078377*X	0.6530	0.8100	0.004578	0.4204	Y = 3.0383821 + 0.0003105*X												
Opiliones	10 m	6.7636	-2.6000	0.045465	0.0103	Y = 4.7092916 - 0.0105711*X	6.7636	2.6000	0.045465	0.0103	Y = 3.6521834 + 0.0105711*X	0.4829	0.6900	0.003389	0.4883	Y = 3.8770685 + 0.0002132*X												
	20 m	6.1657	-2.4800	0.041614	0.0142	Y = 4.7350676 - 0.0109926*X	6.0436	2.4600	0.040823	0.0152	Y = 3.6396685 + 0.0109127*X	4.4522	2.1100	0.030400	0.0366	Y = 3.6815729 + 0.0007519*X												
	50 m	4.8191	-2.2000	0.032824	0.0298	Y = 4.8304032 - 0.0123383*X	4.3601	2.0900	0.029790	0.0386	Y = 3.6164978 + 0.0118533*X	8.5112	2.9200	0.056549	0.0041	Y = 3.4526779 + 0.0013349*X												
Y/X	Shannon's diversity																											
faktory	Cohesion				Shannon's diversity				F - Ratio				t - Ratio				R - square				P - value				model regrese			
skupiny/druhy	perimetr	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese	F - Ratio	t - Ratio	R - square	P - value	model regrese							
	Chilopoda	10 m	13.2402	3.6400	0.085288	0.0004	Y = -115.4682 + 1.189741*X	12.2834	-3.5000	0.079616	0.0006	Y = 3.4799653 - 2.2119489*X																
		20 m	13.3094	3.6500	0.085696	0.0004	Y = -168.9877 + 1.726335*X	14.7941	-3.8500	0.094354	0.0002	Y = 3.6605782 - 2.1995192*X																
	50 m	18.8190	4.3400	0.117020	0.0001	Y = -302.4892 + 3.0657991*X	22.9292	-4.7900	0.139025	0.0001	Y = 4.0126608 - 2.3047488*X																	
Isopoda	10 m	0.1580	0.4000	0.001112	0.6916	Y = -7.638606 + 0.1082478*X	0.7517	-0.8700	0.005265	0.3874	Y = 3.2226818 - 0.4533419*X																	
	20 m	0.5009	0.7100	0.003515	0.4803	Y = 30.935157 - 0.2786419*X	0.0208	-0.1400	0.000147	0.8854	Y = 3.1691754 - 0.069135*X																	
	50 m	0.0006	-0.0200	0.000004	0.9809	Y = 4.5877629 - 0.0143852*X	0.6898	-0.8300	0.004834	0.4076	Y = 3.2826268 - 0.342503*X																	
Opiliones	10 m	0.8692	-0.9300	0.006084	0.3528	Y = 34.823188 - 0.309743*X	0.9193	0.9600	0.006432	0.3393	Y = 3.8499426 + 0.6128633*X																	
	20 m	6.7189	-2.5900	0.045179	0.0105	Y = 125.76906 - 1.2218337*X	5.1076	2.2600	0.034720	0.0253	Y = 3.63595656 + 1.3005923*X																	
	50 m	10.3972	-3.2200	0.068225	0.0016	Y = 231.41989 - 2.2803502*X	5.9115	2.4300	0.039967	0.0163	Y = 3.4877759 + 1.2045549*X																	

Tabulka 3.: Statistické vyhodnocení vlivů krajinné struktury a vegetačního pokryvu na abundanci vybraných druhů z jednotlivých skupin

Y/X	faktor	Stromy			Louky			Edge density		
		Chi-square	LogLikelihood	P - value	model Poissonovy regrese	Chi-square	LogLikelihood	P - value	model Poissonovy regrese	model Poissonovy regrese
CHI-Lithobius forficatus	10 m	19,6530	9,8265	0,0001	log Y = -1,597458 + 0,014646*X	19,6530	9,8265	0,0001	log Y = -0,132827 - 0,014646*X	log Y = -0,213321 - 0,000884*X
	20 m	6,4443	3,2221	0,0111	log Y = -0,896518 + 0,0076058*X	6,3676	3,1838	0,0116	log Y = -0,13747 - 0,007577*X	log Y = -0,101852 - 0,000752*X
	50 m	41,0647	20,5323	0,0001	log Y = -2,538111 + 0,0273572*X	41,0729	20,5140	0,0001	log Y = 0,1935379 - 0,027745*X	log Y = 0,2358494 - 0,002203*X
CHI-Lithobius mutabilis	10 m	26,2809	13,1405	0,0001	log Y = 0,9707304 + 0,0058843*X	26,2809	13,1405	0,0001	log Y = 1,5591648 - 0,005884*X	log Y = 1,4332087 - 0,000044117*X
	20 m	24,0583	11,0292	0,0001	log Y = 0,9657188 + 0,0060489*X	23,1901	11,5950	0,0001	log Y = 1,5656461 - 0,005946*X	log Y = 1,474787 - 0,000163*X
	50 m	22,1671	11,0835	0,0001	log Y = 0,88883696 + 0,0071396*X	21,4682	10,7341	0,0001	log Y = 1,5979 - 0,007083*X	log Y = 1,5774495 - 0,000459*X
IS-Ligulium hyponum	10 m	519,6644	259,8322	0,0001	log Y = 0,9956851 + 0,018508*X	519,6644	259,8322	0,0001	log Y = 2,8464865 - 0,018508*X	log Y = 2,7084837 - 0,000766*X
	20 m	513,1729	256,5865	0,0001	log Y = 0,9599511 + 0,0192814*X	521,0724	260,5362	0,0001	log Y = 2,887245 - 0,019544*X	log Y = 2,735521 - 0,000855*X
	50 m	351,4680	175,7340	0,0001	log Y = 1,1576784 + 0,0176078*X	346,5389	173,2694	0,0001	log Y = 2,9129368 - 0,017673*X	log Y = 2,8187404 - 0,000901*X
IS-Protracheoniscus politus	10 m	1533,4353	766,7176	0,0001	log Y = 1,7336627 + 0,0207055*X	1533,4353	766,7176	0,0001	log Y = 3,8042081 - 0,020705*X	log Y = 3,6704998 - 0,000929*X
	20 m	1658,0559	829,0280	0,0001	log Y = 1,5702531 + 0,0229205*X	1670,3171	835,1586	0,0001	log Y = 3,8622365 - 0,023145*X	log Y = 3,7493246 - 0,001062*X
	50 m	1377,5421	688,7711	0,0001	log Y = 1,65166 + 0,0228618*X	1470,3632	703,6816	0,0001	log Y = 3,9584485 - 0,023485*X	log Y = 3,8906288 - 0,001444*X
IS-Trachelipus rathkii	10 m	522,9930	261,4965	0,0001	log Y = 2,479651 - 0,023797*X	522,9930	261,4965	0,0001	log Y = -0,100017 + 0,0237967*X	log Y = 0,9412486 + 0,0005951*X
	20 m	492,2636	246,1318	0,0001	log Y = 2,6227692 - 0,027481*X	496,1118	248,0559	0,0001	log Y = -0,128185 + 0,0276045*X	log Y = 0,6635228 + 0,001094*X
	50 m	729,4336	364,7168	0,0001	log Y = 3,6671217 - 0,047078*X	741,5927	370,7964	0,0001	log Y = -1,018992 + 0,0470591*X	log Y = 0,1159943 + 0,0021581*X
OPI-Lophopilopalmatis	10 m	502,8528	251,4264	0,0001	log Y = -1,43423 + 0,036275*X	502,8528	251,4264	0,0001	log Y = 2,1932676 - 0,036275*X	log Y = 2,0878587 - 0,002217*X
	20 m	612,4047	306,2023	0,0001	log Y = -2,181669 + 0,044726*X	610,0152	305,0076	0,0001	log Y = 2,2930985 - 0,044864*X	log Y = 2,3333732 - 0,003789*X
	50 m	870,7253	435,3626	0,0001	log Y = -3,486171 + 0,0602758*X	866,3174	433,1587	0,0001	log Y = 2,5352639 - 0,06135*X	log Y = 2,5788247 - 0,004629*X
OPI-Oligolophus tridens	10 m	13,6263	6,8131	0,0002	log Y = 1,7210491 - 0,0031206*X	13,6263	6,8131	0,0002	log Y = 2,033106 - 0,003121*X	log Y = 2,0465289 - 0,000339*X
	20 m	20,2021	10,1010	0,0001	log Y = 1,6449098 - 0,0041502*X	19,3955	9,6977	0,0001	log Y = 2,0575781 - 0,004073*X	log Y = 2,0849785 - 0,000422*X
	50 m	50,5046	25,2523	0,0001	log Y = 1,3304473 + 0,0083173*X	47,4057	23,7028	0,0001	log Y = 2,1542437 - 0,008118*X	log Y = 2,1348749 - 0,000536*X
OPI-Zacheus crista	10 m	2572,9641	1286,4821	0,0001	log Y = 3,7464024 - 0,042745*X	2572,9641	1286,4821	0,0001	log Y = -0,528033 + 0,0427446*X	log Y = 2,1224421 - 0,000001224*X
	20 m	2573,3501	1286,6751	0,0001	log Y = 4,0389449 - 0,047198*X	2541,5747	1270,7873	0,0001	log Y = -0,609345 + 0,0464221*X	log Y = 1,7329415 + 0,0008631*X
	50 m	2057,4549	1028,7275	0,0001	log Y = 4,726049 - 0,05062*X	1999,6566	969,8283	0,0001	log Y = -0,143 + 0,0479613*X	log Y = 0,1543267 + 0,0034696*X

Y/X	factory	Cohesion				Shannon's diversity			
		Chisquare	LogLikelihood	P - value	model Poissonovy regrese	Chisquare	LogLikelihood	P - value	model Poissonovy regrese
skupiny/druhy CHI-Lithobius forficatus	10 m	13,3403	6,6701	0,0003	log Y = - 96,03639 + 0,9583723 * X	11,8696	5,9348	0,0006	log Y = - 0,218773 - 1,724806 * X
	20 m	12,1712	6,0856	0,0050	log Y = - 113,8368 + 1,137901 * X	12,6599	6,3299	0,0004	log Y = - 0,050653 - 1,402362 * X
	50 m	35,4019	17,7009	0,0001	log Y = - 298,3971 + 2,9861012 * X	41,0052	20,5026	0,0001	log Y = 0,2539879 - 2,098528 * X
CHI-Lithobius mutabilis	10 m	0,2879	0,1439	0,5916	log Y = - 3,166963 + 0,0460134 * X	0,1122	0,0561	0,7377	log Y = 1,4119353 + 0,0544657 * X
	20 m	5,2593	2,6297	0,0218	log Y = - 27,39486 + 0,2889561 * X	7,4692	3,7346	0,0063	log Y = 1,5133034 - 0,4187 * X
	50 m	20,7166	10,3583	0,0001	log Y = - 85,49132 + 0,8710768 * X	26,9878	13,4939	0,0001	log Y = 1,651549 - 0,689506 * X
IS-Ligidium hypocnum	10 m	225,9514	112,9757	0,0001	log Y = - 86,44135 + 0,8917202 * X	185,9265	92,9632	0,0001	log Y = 2,706108 - 1,529159 * X
	20 m	105,7861	52,8931	0,0001	log Y = - 75,0748 + 0,7780421 * X	162,4165	81,2083	0,0001	log Y = 2,7648051 - 1,186837 * X
	50 m	237,1245	118,5623	0,0001	log Y = - 171,6675 + 1,7455854 * X	159,8516	79,9258	0,0001	log Y = 2,8438862 - 0,939286 * X
IS-Protracheoniscus politus	10 m	646,4266	323,2133	0,0001	log Y = - 92,36638 + 0,9604485 * X	584,3329	292,1664	0,0001	log Y = 3,6601256 - 1,746191 * X
	20 m	616,4874	308,2437	0,0001	log Y = - 119,8025 + 1,2356011 * X	676,9623	338,4812	0,0001	log Y = 3,7598781 - 1,571619 * X
	50 m	717,5524	358,7762	0,0001	log Y = - 188,2518 + 1,9211107 * X	723,8239	361,9120	0,0001	log Y = 3,8717994 - 1,268435 * X
IS-Trachelipus rathkii	10 m	109,7299	54,6150	0,0001	log Y = 87,938583 - 0,871251 * X	39,6013	19,8007	0,0001	log Y = 0,9837628 + 1,0551151 * X
	20 m	113,4916	56,7458	0,0001	log Y = 137,50992 - 1,368399 * X	90,3910	45,1955	0,0001	log Y = 0,729997 + 1,5267328 * X
	50 m	80,9420	40,4710	0,0001	log Y = 184,80703 - 1,84158 * X	67,1271	33,5636	0,0001	log Y = 0,6367467 + 1,2470613 * X
OPI-Lophopilio palpinalis	10 m	369,6332	184,8166	0,0001	log Y = - 232,1642 + 2,3437035 * X	348,0970	174,0485	0,0001	log Y = 2,0837731 - 4,460217 * X
	20 m	656,4019	328,2010	0,0001	log Y = - 425,4848 + 4,2784919 * X	604,4296	302,2148	0,0001	log Y = 2,326788 - 4,889818 * X
	50 m	906,9615	453,4807	0,0001	log Y = - 666,3472 + 6,6895035 * X	904,1077	452,0538	0,0001	log Y = 2,6008344 - 4,142026 * X
OPI-Oligophorus tridens	10 m	30,9748	15,4874	0,0001	log Y = - 37,278 + 0,3933657 * X	35,7137	17,8569	0,0001	log Y = 2,0609445 - 0,820086 * X
	20 m	38,1532	19,0776	0,0001	log Y = - 59,29616 + 0,6141043 * X	65,4501	32,7250	0,0001	log Y = 2,2247914 - 0,800231 * X
	50 m	43,9848	21,9924	0,0001	log Y = - 95,37567 + 0,9754656 * X	65,4501	32,7250	0,0001	log Y = 2,2247914 - 0,800231 * X
OPI-Zacheus crista	10 m	1,9115	0,9558	0,1668	log Y = 10,249864 - 0,081572 * X	0,0370	0,0185	0,8475	log Y = 2,1220072 - 0,022226 * X
	20 m	460,6902	230,3451	0,0001	log Y = 172,9754 - 1,71541 * X	268,9306	134,4653	0,0001	log Y = 1,6181201 + 1,6508402 * X
	50 m	1598,0242	799,0121	0,0001	log Y = 516,64797 - 5,164682 * X	1026,7368	513,3684	0,0001	log Y = 0,106725 + 3,7590105 * X

3 Diskuze

3.1 Vliv krajinné struktury na druhovou početnost skupin

Druhová početnost skupiny Chilopoda je kladně podporována vegetačním pokryvem stromy ($P < 0,05$). Stromy u této skupiny mohou hrát významnou roli z pozice obživy. Jejich potrava se živí rozkládající biomasou a žije ve vlhkých prostředích pod kůrou stromů, v listí a pod kameny (Folkmanová 1959, Čepera 1995, Eason 1964). Ony samy vyhledávají úkryty pod padlými stromy a v rozkládajících se pařezech (Folkmanová 1959). Na skupinu Opiliones má kladný vliv louka. Některé druhy této skupiny totiž preferují roztroušenou vegetaci na loukách (osamocenou keřovou vegetaci a solitérní stromy) (Šilhavý 1956, Wijnhoven 2009). Jsou to živočichové překonávající větší vzdálenosti (Soviš 2010), i v této studii největší roli hraje 50m perimetr co se týče krajinného kontextu. U skupiny Isopoda nebyl prokázán vliv krajinného kontextu ($P > 0,05$). Důležitější pro tuto skupinu budou nejspíš faktory týkající se charakteristiky substrátu, mikroklimatické podmínky, vlhkostní podmínky (Frankenberger 1959, Flasarová 1958) a také nízká vagilita (Paris 1965).

Z pohledu krajinného kontextu kladné působení Patch Cohesion indexu na skupinu Chilopoda napovídá, že tato skupina bude preferovat své stanoviště výskytu a nenarušenost krajiny (velké celistvé plošky). Tuto domněnku podporují i nevyšší čísla u 50m perimetru. Zato u skupiny Opiliones je to pravý opak. Kladná reakce k Edge density a Shannon's diversity indexu napovídá, že tato skupina bude preferovat rozrůzněnost krajiny a celkové pestrosti co se týče mikrohabitatů (Wijnhoven 2009). Jejich pohyblivost (Soviš 2010) dokazují také hodnoty u perimetru 10m, které nejsou průkazné a stávají se průkaznými až od většího měřítka.

Vliv krajinné struktury na druhovou diverzitu byl zkoumán i u jiných druhů. Například u rostlinných patogenů, kde hraje roli při jejich šíření se vegetací (Thies at al. 2003, Condeso and Meentemeyer 2007), u vyšších obratlovců je důležitá prostupnost krajiny v podobě migračních koridorů (Anděl et al. 2010). U bezobratlých najdeme také pokusy na vliv krajinné struktury. U motýlů bylo zjištěno, že hraje roli vliv kvality luční vegetace (složení luční květeny, management lučního stanoviště) na druhovou diverzitu, ale nehraje roli její okolí (Collinge at al. 2003). U půdních bezobratlých byl zjištěn prokazatelný vliv složení zemědělské krajinné struktury na střevlíky (Vanbergen at al.

2005). Avšak u střevlíků, kteří se specializují na zemědělské prostředí („agrobiont“ druhu) nebyla prokázána změna v druhové početnosti při různě intenzivním využívání krajiny (Cole at al. 2005). U dalších půdních bezobratlých dokonce zjistili, že díky homogenizaci krajiny, intenzivnímu využívání a snižování rozmanitosti se snižuje prokazatelně i druhová bohatost. Lokalitu opouštějí specialisté a zůstávají jen generalisté (Clough at al. 2005, Hendrickx at al. 2007).

3.2 Vliv krajinné struktury na abundanci skupin

Abundance skupiny Chilopoda a Isopoda je kladně podporována vegetačním pokryvem stromy ($P < 0,05$), které u těchto skupin mohou hrát významnou roli z pozice obživy. Jejich potrava se živí rozkládající biomasou (Chilopoda) nebo se přímo touto biomasou živí (Isopoda). Obě dvě skupiny pak vyhledávají vlhká a stinná místa pod kůrou stromů, v listí a pod kameny (Folkmannová 1959, Čepera 1995, Eason 1964). Na skupinu Opiliones má kladný vliv opět louka. Některé druhy této skupiny totiž preferují roztroušenou vegetaci na loukách (osamocenou keřovou vegetaci a solitérní stromy) (Šilhavý 1956, Wijnhoven 2009). Podle kladné reakce na louky i při abundanci se dá odhadovat, že jsou luční stanoviště pro tuto skupinu důležité (lovecké území, rozmnožovací, převažující habitat pohybu). Vliv krajinné pokrývnosti dokazuje u této skupiny i největší role nejmenšího měřítka, tedy 10m.

Z pohledu krajinného kontextu kladné působení Patch Cohesion indexu na skupiny Chilopoda a Isopoda napovídá, že tyto skupiny budou preferovat své stanoviště výskytu a nenarušenost krajiny (velké celistvé plošky). Tuto domněnku podporují i nevyšší čísla u 50m perimetru tohoto indexu (preferují jeden typ pokryvu). U skupiny Opiliones není jasně průkazné, že krajinný kontext má na abundanci nějaký vliv. Pravděpodobně budou hrát větší roli nějaké další faktory, jako například kvalita stanoviště nebo dostupnost potravy (Šilhavý 1956).

3.3 Vliv krajinné struktury na abundanci vybraných druhů

Ze skupiny Chilopoda byly testovány druhy *Lithobius forficatus* a *Lithobius mutabilis*. Pro oba dva druhy platí kladný vliv faktoru stromy. To potvrzuje i typ stanoviště výskytu - lesní prostředí, pod kůrou stromů, v tlejících pařezech a v listí (Albert 1979, Tursman 1994). Z pohledu krajinného kontextu má kladný vliv Patch

Cohesion index, což napovídá, že druhy preferují nenarušenost a propojenost svého okolí s vhodnými podmínkami pro jejich výskyt.

U skupiny Isopoda byly zvláště vybrány a podrobeny výzkumu druhy *Ligidium hypnorum*, *Protracheoniscus politus* a *Trachelipus rathkii*. U prvních dvou druhů vyšlo, že na *Ligidium hypnorum* a *Protracheoniscus politus* kladně působí louka, zatím co na *Trachelipus rathkii* zase stromy. Potvrzený vliv se ovšem neshoduje moc s tím, co víme o jejich výskytu. U všech tří druhů víme, že se vyskytují v lesích na vlhkých mikrostanovištích (Flasarová 1958, Frankenberger 1959). Tohle může mít za následek sice signifikantní, nicméně malý vliv vegetačního pokryvu na abundanci (nízké hodnoty směrnice přímky). U vypočítaných indexů platí, že první dva druhy (*Ligidium hypnorum* a *Protracheoniscus politus*) preferují diverzitu krajiny a vyšší poměr ekotonů v krajině (kladné hodny u Edge density a Shannon's diversity indexu). Mohou to být druhy, které vyhledávají ekotonální prostředí (Hora 2009). U třetího druhu *Trachelipus rathkii* byl prokázán kladný vliv propojenosti a nenarušenosti krajiny (kladný Patch Cohesion index).

Na vybrané druhy *Lophopilio palpinalis* a *Oligolophus tridens* ze skupiny Opiliones má kladný vliv louka. Zvláštností je u druhého druhu, u perimetru 10m, záporný vliv jak u louky, tak u stromů. Oba druhy se však vyskytují nejenom na pastvinách a v nízké vegetaci, ale i v lesní hrabance, parcích a zahradách vyhledávající vlhká stanoviště (Wijnhoven 2009). Na druh *Zacheus crista* mají kladný vliv stromy, což částečně odpovídá i jeho výskytu pod solitérními stromy a keři na loukách (Martens 1978). Co se týče krajinné struktury, preferují první dva druhy nenarušenost a propojenost svého okolí (kladný vliv Patch Cohesion index). Oproti tomu *Zacheus crista* dává přednost krajinné heterogenitě a ekotonálnímu prostředí. To opět potvrzuje jeho přirozený výskyt v blízkosti solitérních stromů a keřů na loukách (Wijnhoven 2009).

Po detailnějším prozkoumání dat jsme zjistili, že platí pár vztahů, které jsou stejné jak pro výpočty druhové diverzity, tak i pro abundanci skupin a jednotlivých druhů. Tyto pravidla platí jen pro výpočty splňující hranici $P < 0,05$, tedy signifikantní výpočty. Až na jednu jedinou výjimku (u druhu *Oligolophus tridens* u perimetru 10m) byly vždy jedna nezávislá proměnná (stromy nebo louky) kladná a druhá záporná nebo naopak. Jen u té jedné výjimky pro obě proměnné byly vztahy s abundancí druhu záporné. Dále pak byly vždy Edge density a Shannon's diversity index stejného vlivu (znaménka), a

navíc pokud byly tyto dva indexy kladné, tak Patch Cohesion index byl záporný a opačně. U nezávislých proměnných pak panoval ještě jeden vztah. A to ten, že pokud byly s diverzitou druhů nebo abundancí v záporném vztahu stromy, tak Edge density a Shannon's diversity index byly také vždy záporné a Patch Cohesion index kladný. A pokud diverzita druhů a abundance byly v kladném vztahu s loukami, tak Edge density a Shannon's diversity index byly také vždy kladné a Patch Cohesion index záporný.

Nesmíme ovšem zapomínat, že i když výsledky a tedy i působení jednotlivých nezávislých proměnných, o kterých zde byla řeč, byly signifikantní ($P < 0,05$), vliv nezávislých proměnných (směrnice přímků) na druhovou diverzitu a abundanci vykazuje velice malá čísla. Do vlivů na druhovou diverzitu a početnost druhů musíme počítat nejen krajinou strukturu, ale i mnoho dalších faktorů. Mezi faktory, které dále mohou ovlivňovat v nemalé míře půdní bezobratlé, řadíme například vlastnosti půdy, mikroklimatické podmínky, vlhkostní poměry, výskyt úkrytů před predátory výskyt dostupné potravy, teplota (Bardgett 1998, Berg a Bengtsson 2007).

Závěr

V této práci jsme se snažili objasnit, jestli má krajinná struktura, typ vegetačního pokryvu a měřítko nějaký vliv na počty druhů a jedinců vybraných skupin a druhů. Pro zjištění, jestli zde existuje nějaký vzat, bylo použito metody regresní analýzy. Vliv krajinného pokryvu byl dokládán u typu stromy a louky. Krajinnou strukturu charakterizovaly Edge density, Patch Cohesion index a Shannon's diversity index. Z pohledu měřítka byla zkoumána krajina v 10m, 20m a 50m perimetrech od pastí.

Ve většině případů bylo dokázáno, že krajinná struktura a vegetační kryt mají vliv na počty druhů a jedinců u vybraných skupin a druhů půdních bezobratlých. Lépe (více signifikantních výpočtů a vyšší hodnoty směrnice přímky) vycházely výpočty pro faktor typ krajinného pokryvu. Vypočítané indexy mají největší signifikantnost u skupiny Chilopoda a vybraných druhů z této skupiny. Kladný nebo záporný vliv vycházel podobně u skupiny Chilopoda a Isopoda (i když u skupiny Isopoda bylo nutné sledovat hladinu pravděpodobnosti). Skupina Opiliones se chovala v těchto výpočtech odlišně (dost často opačně). Z pohledu měřítka byly nejprůkaznější výsledky u skupiny Chilopoda. Největší vliv mělo měřítko (perimetr) do 50m. U výsledků, i když byly z velké části průkazné, nesmíme zapomínat, že směrnice přímky vycházela ve velmi malých číslech. Tudíž zkoumané faktory sice mají vliv, ale jen velice malý. Můžeme říct s jistotou, že i další faktory mají pro výskyt druhů a jejich početnost vliv. Mohou to být například výskyt potravy, mikrostaniště (úkryty pro ochranu před predátory).

Nejen z mé práce je vidět, že krajinná struktura je velice důležitá pro pochopení dějů v přírodě (Thies at al. 2003, Condeso and Meentemeyer 2007, Anděl et al. 2010). Krajinná struktura hraje důležitou roli jak v pohybu jedinců a druhů tak v jejich výskytu v daném místě. Je tedy důležitá i z pohledu ochrany živočichů a rostlin. Nejenom jádrové oblasti, ale i ekotony hrají svou roli v přírodě (kladné reakce na edge density v mé práci) nebo Hora (2009). Avšak z pohledu početnosti byla pro některé druhy důležitá i velikost biotopu nebo jeho propojenost s okolím (Patch Cohesion index). Z pohledu ochrany struktury krajiny tedy vyplývá, že je důležitá vyváženost nenarušené plochy v poměru s přechodovými stanovišti rozličné vegetace (heterogenita krajiny).

Literatura

- Albert A. M., (1979):** Chilopoda as a part of predatory Macroarthropod Fauna in Forests: Abundance, Life-cycle, Bio-mass, and Metabolism. Pp. 215–231 in: CAMATIN, M. (ed.) Myriapod biology. Academic Press, London etc.
- Anděl P., Mináriková T., Andreas M., (2010):** Migrační koridory pro velké savce v České republice. Mapa. - Evernia, Liberec.
- Andren H., (1994):** Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. *Oikos* 71:355–366.
- Bardgett R. D., Cook R., (1998):** Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 10: 263-276.
- Baz A., and Garcia-Boyer A., (1995):** The effects of forest fragmentation on butterfly communities in central Spain. *Journal of Biogeography* 22, 129–140.
- Berg M. P., Bengtsson J., (2007):** Temporal and spatial variability in soil food web structure. *Oikos*, 116: 1789-1804.
- Blevins E., and With K. A., (2011):** Landscape context matters: local habitat and landscape effects on the abundance and patch occupancy of collared lizards in managed grasslands. *Landscape Ecol* 26, 837–850.
- Braman S. K., Latimer J. G., Oetting R. D., McQueen R. D., Eckberg T. B. and Prinster M., (2000):** Management strategy, shade, and landscape composition effects on urban landscape plant quality and arthropod abundance. *Journal of Economic Entomology*, 93, 1464-1472.
- Brown J. C., and Albrecht C., (2001):** The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Metipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondonia, Brazil. *Journal of Biogeography*, 28, 623-634.
- Cain D. H., Riitters K. H., and Orvis K., (1997):** A multi-scale analysis of landscape Statistics. *Landscape Ecology*, 12(4): 199–212.
- Cane J. H., (2001):** Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology*, 5, U149-U161.
- Chen J., Franklin J. F., and Spies T. A., (1995):** Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5:74–86.

- Clough Y., Kruess A., Kleijn D., and Tscharntke T., (2005):** Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32, 2007–2014.
- Cole L. J., et al. (2002):** Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 93, 323-336.
- Collinge S. K., (2000):** Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology*, 81, 2211-2226.
- Collinge S. K., Prudic K., and Oliver J., (2003):** Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17:178-187.
- Condeso T. E., and Meentemeyer R. K., (2007):** Effects of landscape heterogeneity on the emerging forest disease Sudden Oak Death. *Journal of Ecology* 95 (2): 364-375.
- Connor E. F., Courtney A. C., and Yoder J. M., (2000):** Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81, 734–748.
- Čepera J., (1995):** Modelové skupiny epigeonu (Oniscidea, Diplopoda, Chilopoda) v různých ekosystémech Jižní Moravy [dissertation]. Brno: MU Brno. 177 stran.
- Davies K. F., and Margules C. R., (1998):** Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *J. Anim. Ecol.* 67, 460-471.
- Debinski D. M., and Holt. R. D., (2000):** Habitat fragmentation experiments: a global survey and overview. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Delcourt H. R., and Delcourt P. A., (1996):** Presettlement landscape heterogeneity: evaluating grain of resolution using General Land Office Survey data. *Landscape Ecology* 11:363–381.
- Dunn C. P., Sharpe D. M., Guntenspergen G. R., Stearns F. and Yang Z., (1991):** Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In M. G. Turner and R. H. Gardner, eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, pp. 173–198. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Eason E. H., (1964):** Centipedes of the British Isles. London: Frederick Warne & Co Ltd.

- Feber R. E., Smith H., and MacDonald D. W., (1996):** The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1191–1205.
- Flasarová M., (1958):** K poznání moravskoslezských Oniscoideí. *Časopis Slezského muzea v Opavě*. 7:100-130.
- Folkmanová B., (1959):** Třída Stonožky - Chilopoda [Class centipedes - Chilopoda]. In: Kratochvíl, J. (ed.), *Klíč zvířeny ČSR, Díl III. NČSAV, Praha*: p. 49-66 (in Czech).
- Frankenberger Z., (1959):** Stejnonožci suchozemští (Isopoda, Oniscoidea). *Fauna ČSR*, 14, NČSAV Praha, 212 pp.
- Gathmann A., Greiler H. J., and Tschardt T., (1994):** Trapnesting bees and wasps colonizing setaside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Gecotogia*, 98, 8-14.
- Gonzalez A., (2000):** Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. *Ecology Letters*, 3, 441–448.
- Gustafson E. J., (1998):** Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1:143–156.
- Hanski I., Kuussaari M., and Nieminen M., (1994):** Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*, 75, 747–762.
- Hanski I., (1998):** Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41–49.
- Hanski I., (1999):** Metapopulation ecology. Oxford University Press, New York, USA.
- Hanski I., and Singer M. C., (2001):** Extinctioncolonization dynamics and hostplant choice in butterfly metapopulations. *American Naturalist*, 158, 341-353.
- Harrison S., and Bruna E., (1999):** Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22, 225–232.
- Hendrickx F., et al. (2007):** How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44, 340–351.
- Holt R. D., Lawton J. H., Polis G. A., and Martinez N. D., (1999):** Trophic rank and the species area relationship. *Ecology* 80:1495–1504.
- Hora P., (2008):** Distribuce střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) na lesním ekotonu. Univerzita Palackého v Olomouci.
- <http://www.cuzk.cz>**

<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

<http://www.tiem.utk.edu>

- Hunter M. D., Malcolm S. B., and Hartley S. E., (1996):** Population level variation in plant secondary chemistry and the population biology of herbivores. *Chemoecology*, 7, 45-56.
- Jonsen I. D., and Fahrig L., (1997):** Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12, 185–197.
- Kareiva P., and Wennergren U., (1995):** Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*, 373, 299-302.
- Keitt T. H., Urban D. L., and Milne B. T., (1997):** Detecting critical scales in fragmented landscapes, *Conservation Ecology* 1(1), 4.
- Kruess A., and Tscharntke T., (1994):** Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264, 1581–1584.
- Kruess A., and Tscharntke T., (2000):** Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Gecotogia*, 122, 129-137.
- Kuussaari M., Hanski I., and Singer M., (2000):** Local speciation and landscape level influence on host use in an herbivorous insect. *Ecology*, 81, 2177-2187.
- Li H., Wu J., (2004):** Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19, 389-399.
- Lorimer C. G., (1977):** The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine, USA. *Ecology* 58:139–148.
- Lindenmayer D. B., Cunningham R. B., Pope M. L., (1999):** A large-scale "experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88, 387-403.
- Maisonneuve C., and Rioux S., (2001):** Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 165-175.
- Marino P. C., and Landis D. A., (1996):** Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications*, 6, 276–284.
- Martens J., (1978):** Spinnentiere, Arachnida: Weberknechte, Opiliones. – Die Tierwelt Deutschlands. Vol. 64, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 464 pp.
- McGarigal K., (2002):** Landscape pattern metrics. *Encyclopedia of environmetrics* 1.

- Lausch, a, 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2, 3-15.
- McGarigal .K, and Marks B., (1994):** Fragstats spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, 882-2114.
- McIntosh R. P., (1962):** The forest cover of the Catskill Mountain region, New York, as indicated by land survey records. *American Midland Naturalist* 68:409–423.
- Menon S., and Bawa K. S., (1997):** Applications of Geographic Information Systems, Remote-Sensing, and a Landscape Ecology Approach to Biodiversity Conservation in the Western Ghats" *Current Science* 73.2 (1997): 134-145.
- Meentemeyer R. K., Rank N. E., Anacker B. L., Rizzo D. M., and Cushman J. H., (2008):** Influence of land-cover change on the spread of an invasive forest pathogen. *Ecological Applications* 18(1): 159-171.
- Paris O. H., (1965):** Vagility of P 32 – Labeled isopods in Grassland, *Ecology*, Vol. 46, No. 5. (Sep., 1965), pp. 635-648.
- Radeloff V. C., Mladenoff D. J., and Boyce M. S., (2000):** The changing relation of landscape patterns and jack pine budworm populations during an outbreak. *Gikos*, 90, 417-430.
- Renjifo L. M., (2001):** Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subAndean bird species. *Ecotogicat Apptications*, 11, 14-31.
- Ricketts T. H., (2001):** The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *American Naturalist*, 158(1): 87–99.
- Robertson P. A., Clarke S. A., and Warren M. S., (1995):** Woodland management and butterfly diversity. *Ecology and conservation of butterflies* (ed. A.S. Pullin), pp. 113–122. Chapman & Hall, Suffolk, UK.
- Robinson R. A., Wilson J. D., and Crick H. Q. P., (2001):** The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journat o/ Apptied Ecotogy*, 38, 1059-1069.
- Saunders D. A., Hobbs R. J., and Margules C.R., (1991):** Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review, *Conservation Biology* 5, 18–32.

- Sekercioglu C. H., Ehrlich P. R., Daily G. C., Aygen D., Goehring D., and Sandi R. F., (2002):** Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 99, 263-267.
- Silbernagel J., Martin S. R., Gale M. R., and Chen J., (1997):** Prehistoric, historic, and present settlement patterns related to ecological hierarchy in the Eastern Upper Peninsula of Michigan, USA. *Landscape Ecology* 12:223–240.
- Soviš M., (2010):** Nadměrný odchyt epigeonu – kolik zemních pastí postačuje pro poznání druhového spektra?. *Univerzita Palackého v Olomouci*.
- Steffan-Dewenter I., and Tscharntke T., (1999):** Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121, 432–440.
- Steffan-Dewenter I., and Tscharntke T., (2000):** Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, 3, 449–456.
- Steffan-Dewenter I., Munzenberg U., Burger C., Thies C., and Tscharntke T., (2002):** Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83, 1421–1432.
- Swengel A. B., and Swengel S. R., (2001):** Effects of prairie and barrens management on butterfly faunal composition. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1757–1785.
- Šilhavý V., (1956):** Sekáči – Opilionea. *Nakladatelství ČSAV, Praha*.
- Štrichelová J., (2008):** Spoločenstvá suchozemských rovnakožiek na vybraných lokalitách Bílých Karpát, *Univerzita Palackého v Olomouci*.
- Thies C., and Tscharntke T., (1999):** Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285, 893–895.
- Thies C., Steffan-Dewenter I., Tscharntke T., (2003):** Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, 2003, 101: 18 – 25.
- Thomas J. A., Bourn N. A. D., Clarke R. T., Stewart K. E., Simcox D. J., Pearman G. S., Curtis R., and Goodger B., (2001):** The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London Biological Sciences*, 268, 1791–1796.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., and Thies C., (2002):** The contribution of small habitat fragments to the conservation of insect communities of grassland-cropland landscape mosaics. *Ecological Applications*, 12, 354–363.

- Turner M. G., (1990):** Landscape changes in nine rural counties in Georgia. *PE & RS, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 1990 Vol. 56 No. 3 pp. 379-386.
- Turner M. G., and Gardner R. H., (1991):** Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Turner M. G., Ruscher C. L., (1988):** Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology*, September 1988, Volume 1, Issue 4, pp 241-251.
- Tursman D., Duman J. G. and Knight C. A., (1994):** Freeze tolerance adaptations in the centipede, *Lithobius forficatus*. *J. Exp. Zool.*, 268: 347–353. doi: 10.1002/jez.1402680503.
- Yamaura Y., Katoh K., Fujita G., Higuchi H., (2005):** The effect of landscape contexts on wintering bird communities in rural Japan. *Forest Ecology and Management* 216, 187–200.
- Vanbergen A. J., Woodcock B. A., Watt A. D., and Niemela J., (2005):** Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography* 28, 3 - 16.
- Varchola J. M., and Dunn J. P., (2001):** Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 153-163.
- Ward D. F., New T. R., and Yen A. L., (2001):** Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation* 5, 47–53.
- White M. A., and Mladenoff D. J., (1994):** Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present. *Landscape Ecology* 9:191–206.
- Whitney G. G., (1986):** Relation of Michigan's presettlement pine forests to substrate and disturbance history. *Ecology* 67:1548–1559.
- Weibull A.-C., Bengtsson J., and Nohlgren E., (2000):** Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23, 743– 750.
- Wettstein W., and Schmid B., (1999):** Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36, 363–373.

- Wiegand K., Jeltsch F., Ward D., Rohner C., (1998):** Decline of the Negev's Acacias a spatially explicit simulation model as an aid for sustainable management. In: Uso, J.L., Brebbia, C.A., Power, H. (Eds.), Ecosystems and sustainable development. Computational Mechanics Publications, Southhampton, pp. 63 – 72.
- Wiens J. A., (1997):** Metapopulation dynamics and landscape ecology. In I. Hanski and M. E. Gilpin, eds. Metapopulation Biology, pp. 43–62. Academic Press, New York, New York, USA.
- Wijnhoven H., (2009):** De holandský hooiwagens (opiliones) Dodatek bij Nederlandse fauny Mededelingen , ISSN 1875-760x, 118 str.
- Wilcox B. A., Murphy D. D., Ehrlich P. R. and Austin G. T., (1986):** Insular biogeography of the montane butterfly faunas in the Great Basin: comparison with birds and mammals. Oecologia, 69, 188–194.
- Wu J., Shen W., Sun W., Tueller P. T., (2002):** Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. Landscape Ecol 17, 761–782.
- Zschokke S., Dolt C., Rusterholz H.-P., Oggier P., Braschler B., Thommen G.H., Lu" din E., Erhardt A., and Baur B., (2000):** Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. Oecologia, 125, 559–572.

Přílohy

Seznam obrázků

Obrázek 1: Letecký snímek lokality Starohrozenkovský lom s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí	43
Obrázek 2: Letecký snímek lokality PR Hutě s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	43
Obrázek 3: Letecký snímek lokality PP Chladný vrch s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	44
Obrázek 4: Letecký snímek lokality PP Pod Hřibovňou (a) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí	44
Obrázek 5: Letecký snímek lokality PP Pod Hřibovňou s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí	45
Obrázek 6: Letecký snímek lokality PP Pod Vrchy s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	45
Obrázek 7: Letecký snímek lokality PR Bílé potoky s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	46
Obrázek 8: Letecký snímek lokality PR Okrouhlá s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	46
Obrázek 9: Letecký snímek lokality PR Pod Žitkovským vrchem (1 – 6 pastí) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí	47
Obrázek 10: Letecký snímek lokality PR Pod Žitkovským vrchem (7 – 13 pastí) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí	47
Obrázek 11: Letecký snímek lokality PR Sidonie s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	48
Obrázek 12: Letecký snímek lokality Skaličí s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	48

Obrázek 13: Letecký snímek lokality PR Ve Vlčí s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí.....	49
Obrázek 14: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Opiliones v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.	50
Obrázek 15: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Isopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.	51
Obrázek 16: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Chilopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.	52
Obrázek 17: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Opiliones v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	53
Obrázek 18: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Isopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	54
Obrázek 19: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Chilopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	55
Obrázek 20: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Lithobius forficatus</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	56
Obrázek 21: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Lithobius mutabilis</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	57
Obrázek 22: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Ligidium hypnorum</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	58
Obrázek 23: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Protracheoniscus politus</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	59
Obrázek 24: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Trachelipus rathkii</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	60
Obrázek 25: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Lophopilio palpinalis</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	61
Obrázek 26: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Oligolophus tridens</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	62

Obrázek 27: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci <i>Zacheus crista</i> v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.....	63
--	----

Seznam tabulek

Tabulka 1: Výčet druhů jednotlivých skupin	64
--	----

Podrobnější popis lokalit

PP Chladný vrch

Tato lokalita se nachází na dvou ploškách, které spadají do katastru obce Svatý Štěpán. Plošky najdeme přibližně 1 km vzdálené od sebe asi 1,5 km jižně až jihozápadně od obce Svatý Štěpán v nadmořské výšce 550 – 575 m a rozloze 2,58 ha. Jako MZCHU byla lokalita vyhlášena v roce 1991.

Celou plochu pokrývá květnatá bučina (*Carici pilosae-Fagetum*) s bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*). Staré stromy vytváří dobré podmínky pro hnízdění ptáků. Najdeme zde porosty buku starého 150 – 170 let. Na zbývajících ploškách probíhá přirozené zmlazování v rozvolněném bukovém porostu.

Z bezobratlých zde žije roháček bukového (*Sinodendron cylindricum*) a zejména karpatské druhy střevlíkovitých brouků, např. *Carabus obsoletus*, *C. auronitens* ssp. subsp. *escheri*, *Pterostichus foveolatus*, *P. pilosus* a další významné druhy střevlíků, např. *Carabus irregularis* a *C. intricatus*. Díky rozsáhlým pěnovcovým prameništím najdeme na lokalitě silnou populaci vzácného rodu vážek, páskovce dvojjzubého (*Cordulegaster bidentatus*). Také zde žije střevlík *Carabus variolosus*.

Lokalita má nastavený management tak, aby byla co nejvíce zachována vhodnost lokality pro tesařika alpského a dalších vzácných druhů (ponechávání soušků, starých dožívajících jedinců a padlého mrtvého dřeva).

PR Bílé potoky

Území se nachází v katastru obce Valašské Klobouky. Zaujímá plochu 8,78 ha s nadmořskou výškou 380 – 500 m. Jako MZCHU bylo vyhlášeno v roce 1982. Je to luční lokalita lemovaná lesním porostem na levé straně údolí Klobouckého potoka přibližně 3 km jihovýchodně od Valašských Klobouk. Lokalita je tvořena mozaikou luk a lesa.

V oblasti se vyvinula vegetace mezofilních luk. V mokřadech převažují přeslička největší (*Equisetum telmateia*) a devětsil lékařský (*Petasites hybridus*). Ze zajímavých druhů zde roste hadilka obecná (*Ophioglossum vulgatum*), kruštík bahenní (*Epipactis palustris*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), prstnatec listenatý Soův (*Dactylorhiza longibracteata* subsp. *sooana*), vstavač obecný (*Orchis morio*), vstavač mužský (*Orchis mascula*), hlavinka horská (*Traunsteinera globosa*), vemeník dvoulistý

(*Platanthera bifolia*), kozlík celolistý (*Valeriana simplicifolia*), bradáček vejčitý (*Listera ovata*), lilie zlatohlávek (*Lilium martagon*), modřenec chocholatý (*Muscari comosum*) a medovník velkokvětý (*Melittis melissophyllum*). V roce 1997 zde byla objevena populace tořiče čmelákovitého (*Ophrys holosericea*). V okolním lesním porostu (*Carici pilosae-Carpinetum*) najdeme kyčelnici cibulkonosnou (*Dentaria bulbifera*), hvězdnatec zubatý (*Hacquetia epipactis*), čistec alpský (*Stachys alpina*) a šalvěj lepkavou (*Salvia glutinosa*), ze vstavačovitých se zde nachází kruštík širolistý (*Epipactis helleborine*) a kruštík drobnolistý (*Epipactis microphylla*).

Z fauny se zde v mokradních a prameništích částech luk nachází významné druhy. Např. ploštěnka horská (*Crenobia alpina*), chrostík (*Drusus carpathicus*), jepice (*Rhitrogena hercynia*), pakomár (*Macropelopia goetghebueri*) a další. Z fytofágních brouků zde najdeme nosatce (*Donus ovalis*), (*Acalles roboris*), (*Acallocrates denticollis*), dřepčíky (*Longitarsus pallidicornis*), (*Dibolia foersteri*), mandelinku (*Calomicrus circumfuscus*).

Lesní porosty nacházející se v nejbližším okolí jsou tvořeny bukem lesním, dubem letním, habrem obecným, jedlí bělokorou a smrkem ztepilým. Stáří stromů bukového porostu je kolem sto dvaceti let. Management lokality je zaměřený na určité jedince, s jejichž pomocí chce dosáhnout věkové rozrůzněnosti.

Na lokalitě dříve probíhala nepravidelná extenzivní pastva, od konce 80. let zde probíhalo odstraňování náletových dřevin. V současné době vlastní lokalitu ČSOP Kosenka Valašské Klobouky, která zabezpečuje její údržbu.

PR Okrouhlá

Lokalita se nachází v katastru obce Sidonie v nadmořské výšce 620 – 655 m. Jako MZCHU bylo vyhlášeno v roce 1991 o rozloze 11,81 ha. Území leží na západním svahu přibližně 1 km na východ od silnice spojující Valašské Klobouky a Trenčín ve Vlášském průsmyku. Přírodní rezervaci tvoří starý smíšený les.

Lesní podrost tvoří převážně buk lesní (*Fagus sylvatica*), dále zde roste dub zimní (*Quercus petraea*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*), lípa malolistá (*Tilia cordata*), jilm horský (*Ulmus glabra*) a třešeň ptačí (*Cerasus avium*). Oproti dřevinnému patru je bylinné poměrně chudší. K typickým druhům patří netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere*), svízel vonný (*Galium odoratum*), šalvěj lepkavá (*Salvia glutinosa*), rozrazil horský (*Veronica montana*), vzácně i lilie zlatohlávek (*Lilium martagon*) a lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*).

Z bezobratlých zde najdeme převážně lesní druhy střevlíkovitých brouků, jako např. střevlík kožitý (*Carabus coriaceus*), střevlík hajní (*Carabus nemoralis*), střevlík vrásčitý (*Carabus intricatus*), střevlík Linnéův (*Carabus linnei*), střevlík zahradní (*Carabus hortensis*) a střevlík nosatý (*Cychrus rostratus*). Žijí zde i typické karpatské druhy, např. *Carabus auronitens auronitens*, *Pterostichus foveolatus* a *P. pilosus*.

Z dendrologického hlediska je lokalita zajímavá díky více druhům dřevin rostoucích na jednom místě s odlišnými ekologickými nároky. Stáří lesního porostu je asi 130 let. Management na lokalitě je nastavený na omlazování porostu pomocí oplocenek. Lokalita se totiž využívá pro sledování vlivu zvěře na zmlazení.

PR Pod Žitkovským vrchem

Lokalita byla jako MZCHU vyhlášena v roce 1982 a najdeme ji v katastru obce Žitková v nadmořské výšce 480 – 620 m. Rozkládá se na severovýchodním svahu Žitkovského vrchu (669 m n. m.) asi 0,5 km severně od Žitkové na ploše 16,05 ha. Je tvořena krajinářsky velmi hodnotným a rozsáhlým komplexem luk a pastvin s roztroušenou zelení. Na loukách najdeme sušší stanoviště ale i podmáčené území. Území je tvořeno mozaikou luční a lesní vegetací se soliterními stromy.

Na sušších místech najdeme krátkostébelnou vegetaci svazu *Violion caninae* s ostřicí kulkonosnou (*Carex pilulifera*), ostřicí bledavou (*Carex pallescens*), bikou mnohokvětou (*Luzula multiflora*), bikou ladní (*Luzula campestris*) a bikou bělavou (*Luzula luzuloides*). Díky protékajícím stružkám najdeme na lokalitě mokřadní vegetaci svazu *Calthion* s pcháčem potočným (*Cirsium rivulare*). V MZCHU bylo zaznamenáno celkem 240 druhů rostlin, ze vzácnějších se zde dosud roztroušeně vyskytují prstnatec bezový (*Dactylorhiza sambucina*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), vstavač obecný (*Orchis morio*), hlavinka horská (*Traunsteinera globosa*), pětiprstka žežulník (*Gymnadenia conopsea*), lilie zlatohlávek (*Lilium martagon*), tolije bahenní (*Parnassia palustris*), mečík střechovitý (*Gladiolus imbricatus*) a hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*).

Kromě motýlů zde najdeme také dlouhozubka chrastavcová (*Hemaris tyti*). Z fytofágních brouků se zde vyskytuje nosatc *Alophus weberi*, *Donus intermedius* a nosatčík *Apion interjectum*.

Dříve využíváno jako jednosečná louka (po první seči extenzivně spásaná) a v době kolektivizace probíhala intenzivní pastva ovčí. Od roku 1989 většina lokality pohnojena a značná část území nebyla do poloviny 90. let kosena. Jen výjimečně

přepásána ovce. Díky tomuto průběhu lokalita značně degradovala (citlivější druhy z ní vymizely) a do rezervace se začaly šířit náletové dřeviny. Nejvyšší části území se nacházejí na okrajích remízů. Od roku 1997 bylo zavedeno opět kosení větší části území a připravuje se likvidace náletu.

PR Sidonie

Území se nachází v katastru obce Sidonie v nadmořské výšce 425 – 560 m na rozloze 13,06 ha. Jako MZCHU bylo vyhlášeno v roce 1984 a najdeme ho asi 1 km severozápadně od Sidonie na svahu pravého bezejmeného přítoku řeky Vlárky. Území je pokryto stromovou vegetací.

Lesní porost tvoří buk lesní (*Fagus sylvatica*), v podrostu jsou charakteristické druhy jako např. kyčelnice cibulkonosná (*Dentaria bulbifera*), svízel vonný (*Galium odoratum*), z chráněných druhů zde najdeme lilie zlatohlávek (*Lilium martagon*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), okrotice dlouholistá (*Cephalanthera longifolia*) a okrotice červená (*Cephalanthera rubra*).

Z bezobratlých stojí za pozornost babočka jilmová (*Nymphalis polychloros*) a bělopásek dvouřadý (*Limenitis camilla*). Bylo zde nalezeno také 15 druhů měkkýšů, včetně typických karpatských plžů, k nimž patří např. skalnice lepá (*Faustina faustina*) a vlahovka karpatská (*Monachoides vicinus*).

Na lokalitě se nachází dvojetážový asi 170 let starý zdravý bukový porost s velkou zásobou dřevní hmoty (1000 m³/ha). Nejvyšší jedinci dosahují do výšky až 48 m. Místy najdeme také javor klen a jilm horský. Lokalitu lze považovat za dobrou ukázkou hospodaření několika generací lesníků ve velmi příznivých podmínkách. Dříve se na lokalitě prováděli jen náhodné probírky a dnes je zde bezzásahový les.

PP Pod Hribovňou

Krajinářsky hodnotné území s řadou chráněných a ohrožených druhů rostlin najdeme v katastru obce Vyškovec v nadmořské výšce 550 – 640 m. Jeho rozloha je 6,64 ha a jako MZCHU bylo vyhlášeno v roce 1982. Komplex přepásaných luk, remízů a lesa se nachází asi 0,4 km východoseverovýchodně od kóty Hribovňa (650 m n. m.)

Louky a pastviny jsou narušovány mezemi a terénními nerovnostmi, zpevněné porosty stromů a keřů. V nízké travinobylinné vegetaci (*Anthoxantho-Agrostietum*) rostou ostřice bledavá (*Carex pallescens*), ostřice kulonosná (*Carex pilulifera*), violka

psí (*Viola canina*), místy i smilka tuhá (*Nardus stricta*), ze vzácnějších druhů zde má bohatou populaci prstnatec bezový (*Dactylorhiza sambucina*), dále se objevují prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), hlavinka horská (*Traunsteinera globosa*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), vemeníček zelený (*Coeloglossum viride*), pětiprstka žežulník (*Gymnadenia conopsea*), hořeček žlutavý (*Gentianella lutescens*) a mečík střechovitý (*Gladiolus imbricatus*).

Nahodilé sběry prokázaly výskyt významných druhů hmyzu. Z mravenců to je například *Myrmica lobicornis* a *Lasius umbratus*, z fytofágních brouků nosatci *Alophus weberi* a *Miarus distinctus*, nosatčík *Apion interjectum*, luskokaz *Bruchidius unicolor* aj.

Rezervace je stále obhospodařována tradičním způsobem kosení jednou v roce s místy probíhající extenzivní pastvou.

PP Pod Vrchy

Lokalita se nachází v katastru obce Bohuslavice nad Vlárí na severovýchodním svahu kopce Vrchy (461 m n. m.) na pravém údolním svahu Vlárý přibližně 1,5 km jihovýchodně od Bohuslavic nad Vlárím. Rozkládá se na ploše 1,20 ha v nadmořské výšce 330 - 370 m. Jako MZCHU byla vyhlášena v roce 1991. Lokalitu pokrývá čistě lesní vegetace.

Typická karpatská dubohabřina (*Carici pilosae-Carpinetum*) s převažujícím habrem obecným (*Carpinus betulus*) s příměsí dubů zimních (*Quercus petraea*), lip malolistých (*Tilia cordata*) a nepůvodních dřevin. V bylinném patře najdeme ostřici chlupatou (*Carex pilosa*), dymnivku dutou (*Corydalis cava*), dymnivku plnou (*Corydalis solida*), sasanku hajní (*Anemonoides nemorosa*), sasanku pryskyřníkovitou (*Anemonoides ranunculoides*), hvězdnatec zubatý (*Hacquetia epipactis*), hrachor jarní (*Lathyrus vernus*) a kyčelnici cibulkonosnou (*Dentaria bulbifera*). Z chráněných druhů se zde vyskytuje sněženka podsněžník (*Galanthus nivalis*) a lilie zlatohlávek (*Lilium martagon*).

Stáří porostu je cca 70 let s charakterem pařeziny, do níž byly dosázeny nepůvodní druhy dřevin, smrk ztepilý a borovice lesní. Management lokality se snaží o odstranění nepůvodních jehličnatých rostlin a podporu pařeziny. Veškeré kroky podstupované v tomto plánu budou také v souladu se zachováním prosperity sněženky podsněžní, která zde roste v hojném počtu v bylinném patře.

PR Ve Vlčí

Lokalita se nachází v katastru obce Vyškovec v nadmořské výšce 580 – 720 m. Najdeme ji na hlavním hřebenu Lopenické hornatiny asi 0,8 km severovýchodně od kóty Kykula (746 m n. m.). Území na ploše 21,68 ha je tvořeno zachovalými loukami a pastvinami s remízky a soliterními dřevinami. Okolí tvoří dubohabrové lesy. MZCHU bylo vyhlášeno v roce 1982.

Najdeme zde karpatské společenstvo extenzivních pastvin (asociace Anthoxantho-Agrostietum) s kostřavou červenou (*Festuca rubra*). V sesuvném území ve vegetaci dominuje přeslička největší (*Equisetum telmateia*). Můžeme zde najít až 250 rostlinných druhů, např. vemeníček zelený (*Coeloglossum viride*), hvozdík pyšný pravý (*Dianthus superbus* subsp. *superbus*), hořeček žlutavý (*Gentianella lutescens*), mečík střechovitý (*Gladiolus imbricatus*), prstnatec bezový (*Dactylorhiza sambucina*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), prstnatec listenatý Soóův (*Dactylorhiza longibracteata* subsp. *sooana*), vstavač obecný (*Orchis morio*), hlavinku horskou (*Traunsteinera globosa*), pětiprstku žežulník (*Gymnadenia conopsea*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), vratičku měsíční (*Botrychium lunaria*) a hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*). Část rezervace pokrývají menší bukové lesíky.

Žije zde řada zajímavých druhů živočichů, např. motýl martináček bukový (*Aglaia tau*), karpatská masařka (*Sarcophaga zumptiana*), nosatci *Tychius stephensi*, *Donus intermedius* a *Hypera fornicata*.

Lesní enklávy byly dříve těženy výběrovým způsobem s následnou přirozenou obnovou. Plocha rezervace byla využívána jako jednokosná, v druhé polovině roku extenzivně přepásaná. Pravděpodobně u samot byla dříve i malá políčka. V dnešní době se lokalita udržuje sečením. Chystá se odklizení náletových dřevin.

PR Hutě

Tuto lokalitu najdeme v katastru obce Žitková asi 2,5 km severovýchodně od obce na severozápadním svahu Vlčího vrchu (632m n. m.) na levém svahu Žitkovského potoka. Území se rozkládá na 12,22 ha v nadmořské výšce 450 – 535 m a je tvořeno mozaikou luk, pastvin, lesíků a pramenišť v oblasti moravských Kopanic. Jako MZCHU byla vyhlášena v roce 1982.

Najdeme zde vegetaci karpatských přepásaných luk (asociace Anthoxantho-Agrostietum), ovšem s vysokým podílem teplomilných druhů. Byl zde zjištěn prstnatec

bezový (*Dactylorhiza sambucina*), vstavač obecný (*Orchis morio*), vstavač vojenský (*Orchis militaris*), kruštík růžkatý (*Epipactis muelleri*), hořeček žlutavý (*Gentianella lutescens*), hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*), hlavinka horská (*Traunsteinera globosa*), pětiprstka žežulník (*Gymnadenia conopsea*) a vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*). Na severně ukloněných svazích se bohatě vyvíjí mechové patro, v těchto podmínkách najdeme hadilku obecnou (*Ophioglossum vulgatum*), vratičku měsíční (*Botrychium lunaria*) i vzácný mech *Dicranum bonjeanii*. Živinami chudší stanoviště pokrývá společenstvo svazu *Violion caninae* s dominantní smilkou tuhou (*Nardus stricta*). Dalším významným typem vegetace jsou mokřadní pcháčové louky svazu *Calthion* na svahových prameništích, často s dominující ostricí latnatou (*Carex paniculata*), které místy přecházejí do vegetace slatin svazu *Caricion davallianae*. Na mokřadech roste skřípinka smáčkutá (*Blysmus compressus*), ostrice oddálená (*Carex distans*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata*), kruštík bahenní (*Epipactis palustris*), suchopýr širolistý (*Eriophorum latifolium*), tolije bahenní (*Parnassia palustris*), pampeliška bahenní (*Taraxacum* sect. *Palustria*), kozlík dvoudomý (*Valeriana dioica*), kozlík celolistý (*Valeriana simplicifolia*), který zde má nejjižnější lokalitu v moravských Karpatech, a mechy *Fissidens adianthoides* a *Philonotis calcarea*. Místy se tvoří pěnovcové inkrustace, v jejichž zastíněných dutinách roste vzácný mech *Eucladium verticillatum*. Na náplavech potoka v dolní části rezervace roste zblochan hajní (*Glyceria nemoralis*). V roztroušených bukových lesících byly zaznamenány např. hruštička prostřední (*Pyrola media*), kruštík modrofialový (*Epipactis purpurata*), okrotice červená (*Cephalanthera rubra*) a jednokvíték velekvětý (*Moneses uniflora*). Místy se dochovaly zbytky kultur starých krajových odrůd ovocných dřevin. Na kmenech ovocných stromů se vyskytují některé druhy ustupujících epifytických lišejníků, např. *Pertusaria amara* a *Usnea hirta*; terčovka *Parmelia glabra* zde má jedinou lokalitu v České republice.

Z bezobratlých zde můžeme najít silnou populaci perleťovce dvouřadého (*Brenthis hecate*). Dále až 43 druhů pavouků a také vzácného sekáče *Zacheus crista*, pro něhož je tato lokalita nejsevernější výskyt v rámci souvislého rozšíření.

Rozptýlené bukové lesíky jsou obhospodařovány soukromými majiteli. A náletové části jsou tvořeny jasanem ztepilým, břízou bělokorou a topolem osika.

Území v minulosti sloužilo především jako jednosečná louka, páslo se zde a byli tu i příležitostně využívaná políčka. Byli tu vysázeny také ovocné stromy, zejména švestky a místní odrůdy jabloní a hrušní. V průběhu 70. a 80. let větší část plochy rezervace ležela ladem. Horní část chráněné plochy byla v téže době intenzivně spásána ovce. Od roku 1989 se za pomoci letních studentských táborů louka sekla. V roce 1997 začala pokusná extenzivní pastva ovci.

Starohrozenkovský lom

Nachází se v katastrálním území Starého Hrozenkova. Leží severo-severovýchodně od obce v nadmořské výšce 565 m. Rozloha území je cca 1,75 ha. Začalo se zde těžit už v devatenáctém století. Můžeme zde pozorovat sloupcovitou odlučnost bazaltu (čediče). Lokalita není žádné MZCHU.

Lom se skládá ze tří pater, která byla vymodelována těžbou. První patro je nejvýše položené. Je porostlé suťovým lesem s dominujícím bukem a vysazeným smrkem. Druhé patro je v úrovni okolního povrchu a třetí patro je pod úrovní terénu. Spodní patro je hlavně klimaticky velice odlišné (teplejší) od okolí díky uzavřenosti (mikroklimatu) pomocí okolních stěn a s velkými loužemi vody díky nepropustnému podloží.

Kvůli zvláštním geologickým podmínkám se zde vyskytuje také ojedinělá flora. Z flory zde najdeme, například Oman hnidák (*Inula conyzae*), jetel zlatý (*Trifolium aureum*) či vrbku rozmarýnolistou (*Chumerion dodanali*), která roste na mokřinách dnu lomu.

Stromové patro se nachází hlavně v nejhornější části. Je tvořeno převážně buky (suťový les) doplněné smrky. Jinak v lomu převládá bylinné patro s nálety různých keřů a ojedinělými stromy. U vstupu do lomu je enkláva náletových dřevin, jako je bříza, olše a šípek.

V dnešní době se na lokalitě už netěží ani zde neprobíhá žádný management, a proto území postupně zarůstá.

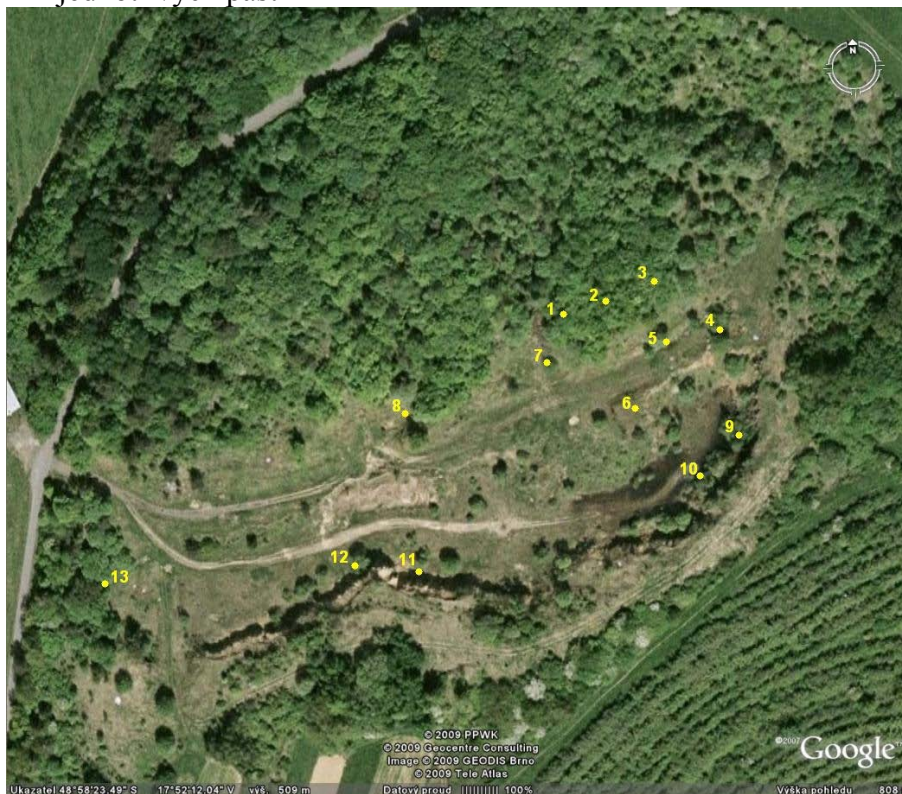
Skalič

Území najdeme v katastru obce Žitková. Je to místní název lesnaté oblasti asi 1,6 km severoseverozápadně od obce. Lokalita se nachází na pravém břehu Rudického potoka v nadmořské výšce 600 – 675 m. Je tvořena převážně bučinou. V jedné části velmi zachovalou (stromy stáří 150 – 200 let, bezzásahové území kvůli velkým

balvanům porostlým mechem bránícím těžbě) v druhé naopak mladá bučina bez bylinného podrostu (těžený hospodářský les). Lokalita není žádné MZCHU.

Ortofotosnímky s umístěním jednotlivých pastí

Obrázek 1: Letecký snímek lokality Starohrozenkovský lom s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



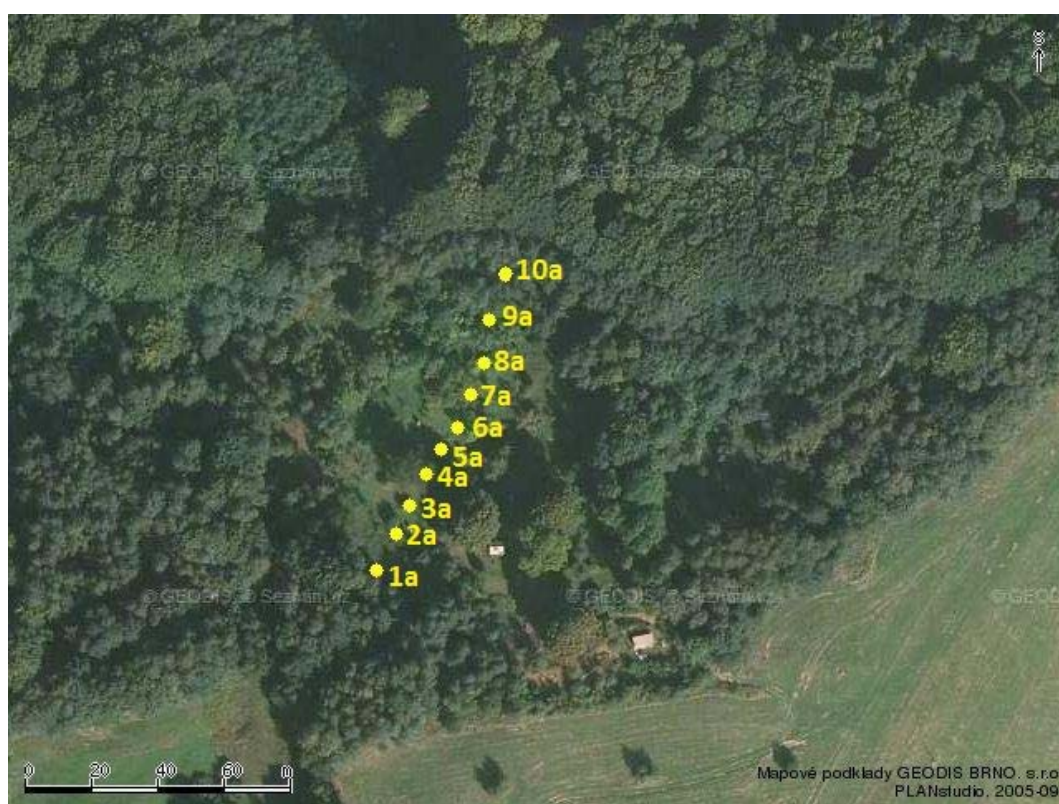
Obrázek 2: Letecký snímek lokality PR Hutě s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 3: Letecký snímek lokality PP Chladný vrch s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 4: Letecký snímek lokality PP Pod Hřibovňou (a) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 5: Letecký snímek lokality PP Pod Hřibovňou s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 6: Letecký snímek lokality PP Pod Vrchy s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 7: Letecký snímek lokality PR Bílé potoky s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



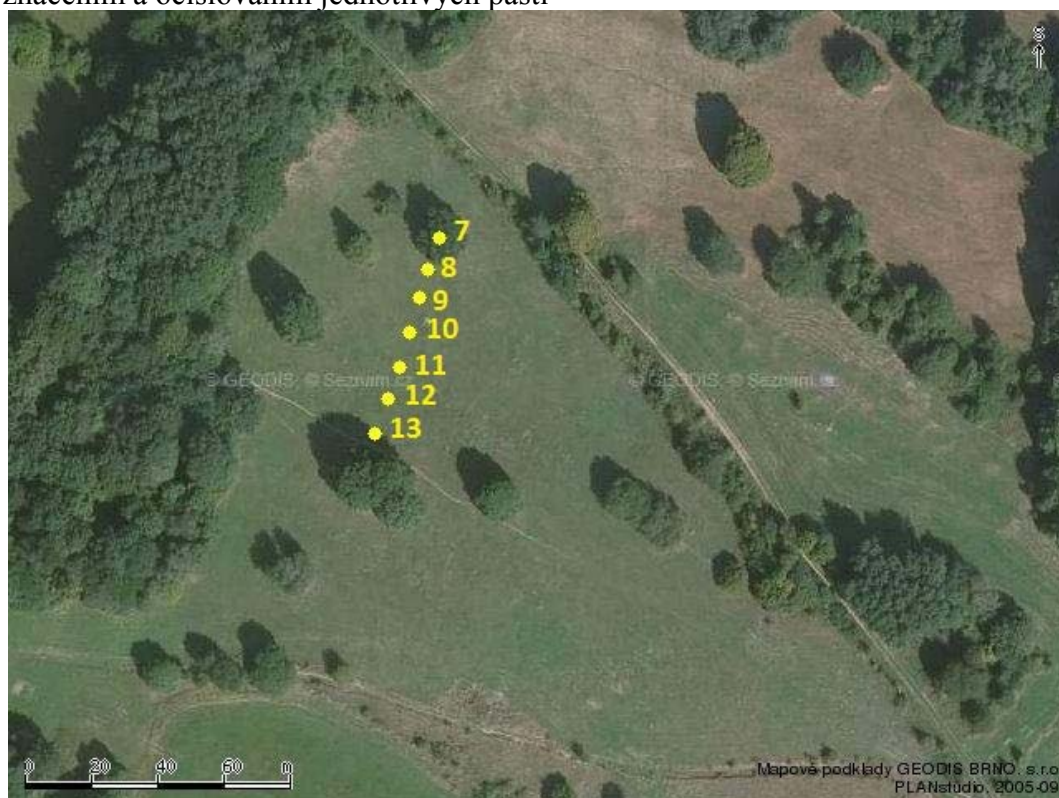
Obrázek 8: Letecký snímek lokality PR Okrouhlá s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 9: Letecký snímek lokality PR Pod Žitkovským vrchem (1 – 6 pasti) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



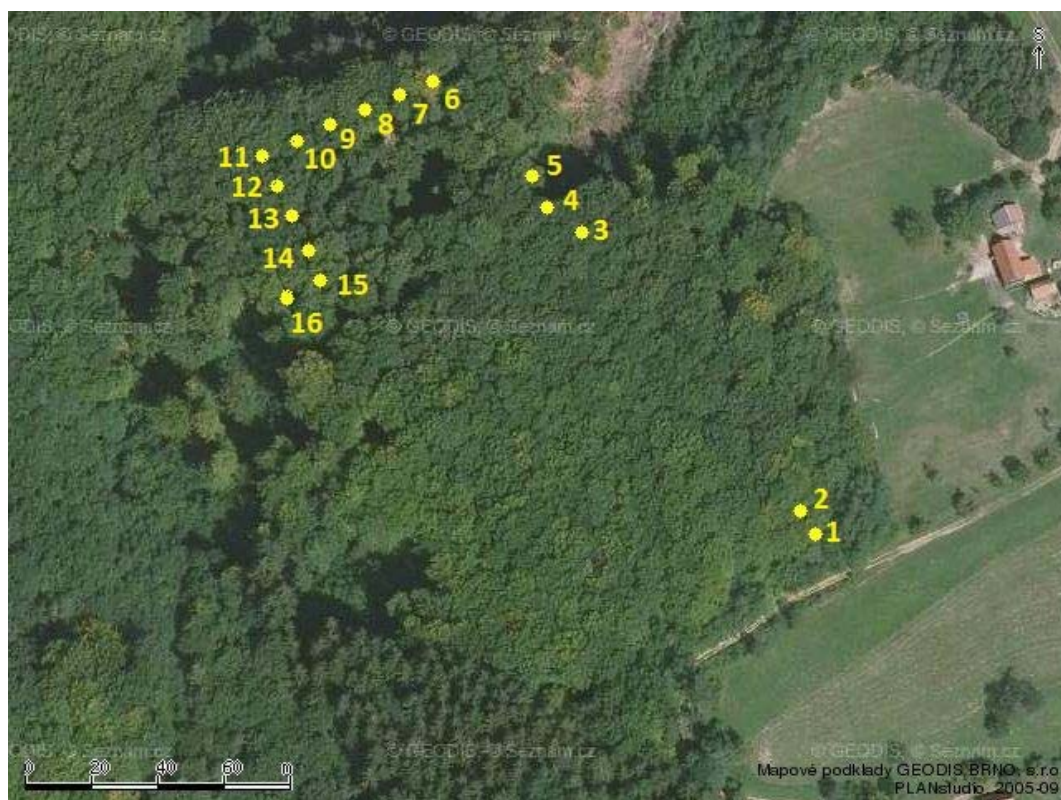
Obrázek 10: Letecký snímek lokality PR Pod Žitkovským vrchem (7 – 13 pasti) s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 11: Letecký snímek lokality PR Sidonie s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí



Obrázek 12: Letecký snímek lokality Skaličů s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí

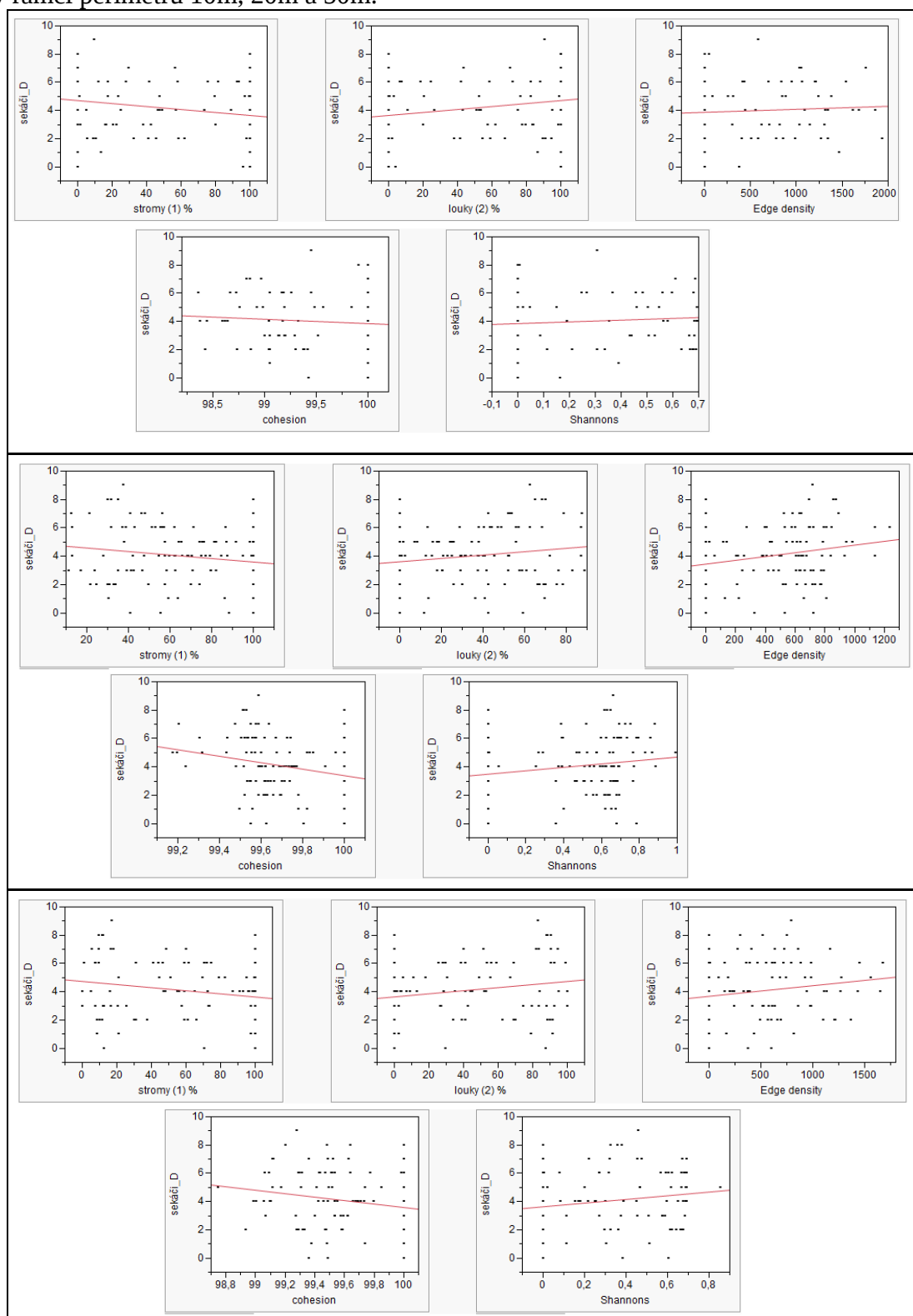


Obrázek 13: Letecký snímek lokality PR Ve Vlčí s vyznačením a očíslováním jednotlivých pastí

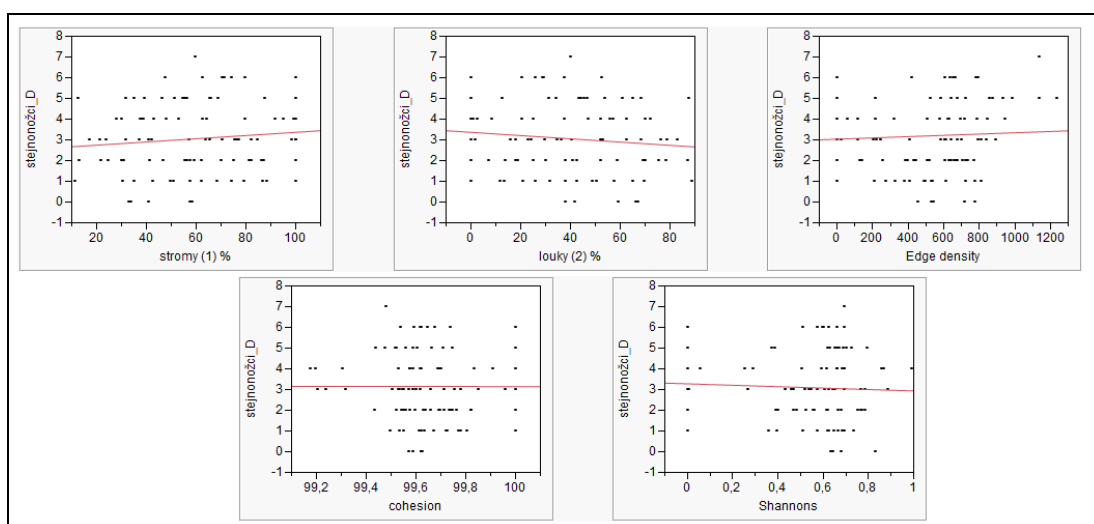
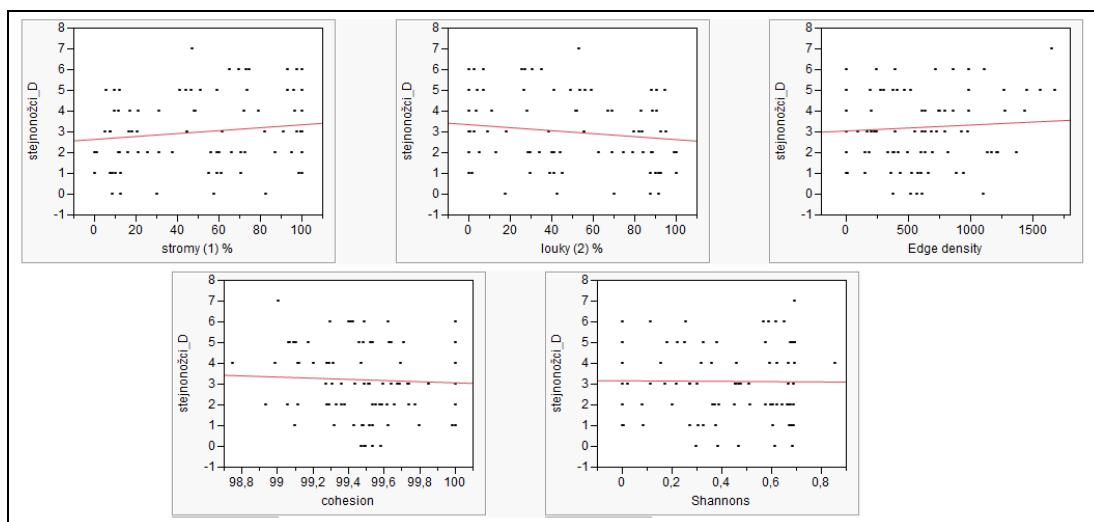
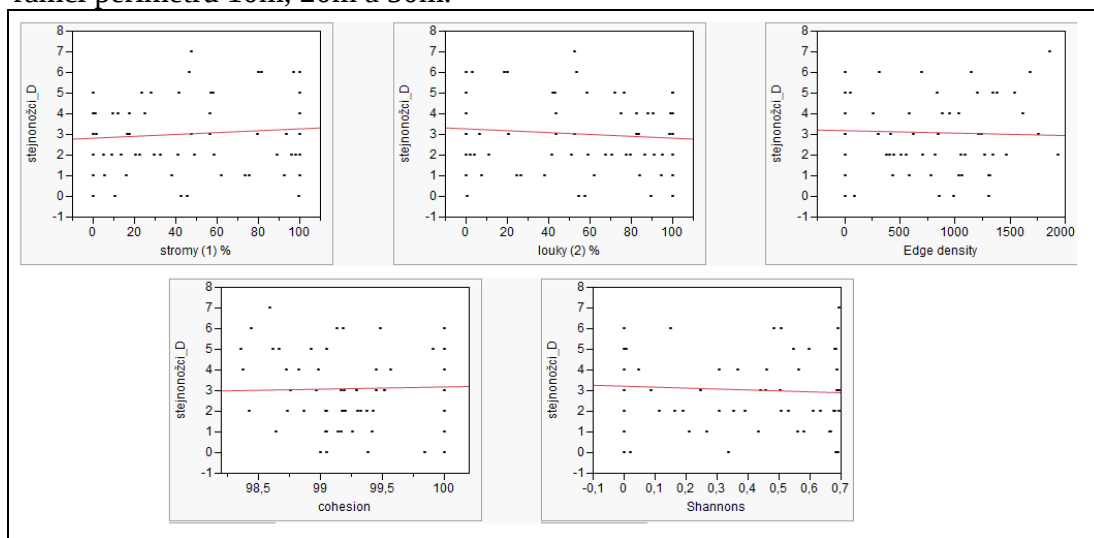


Přehled grafů

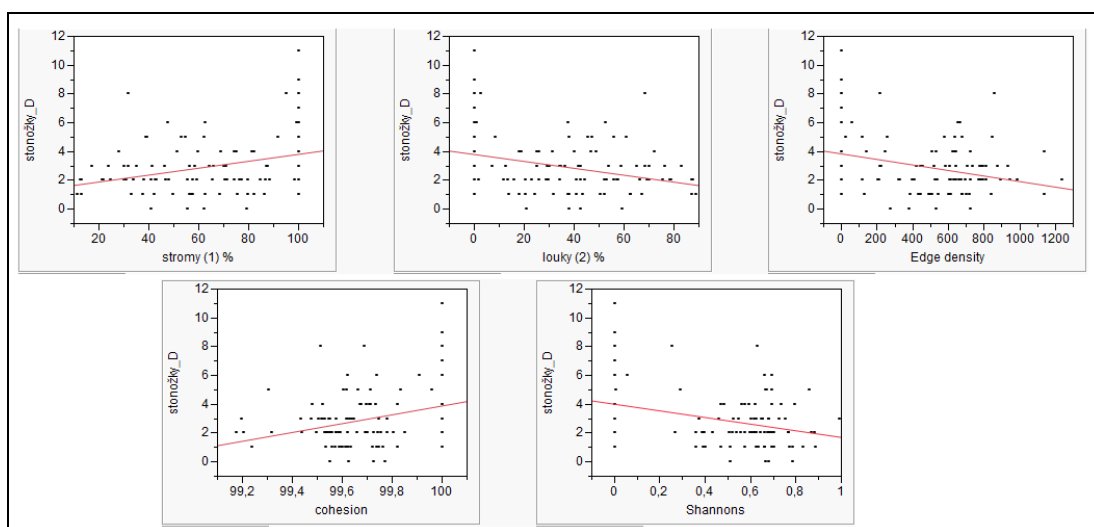
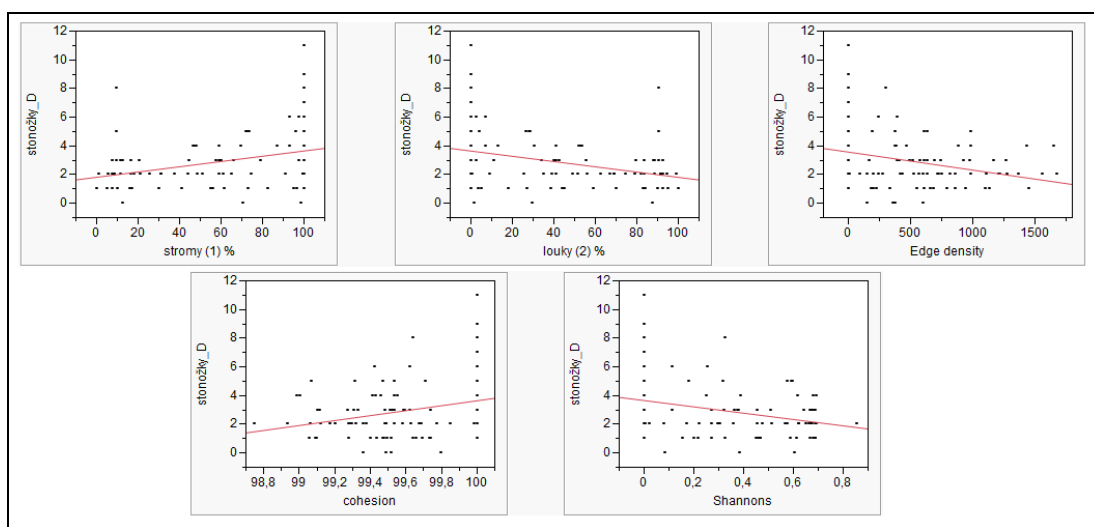
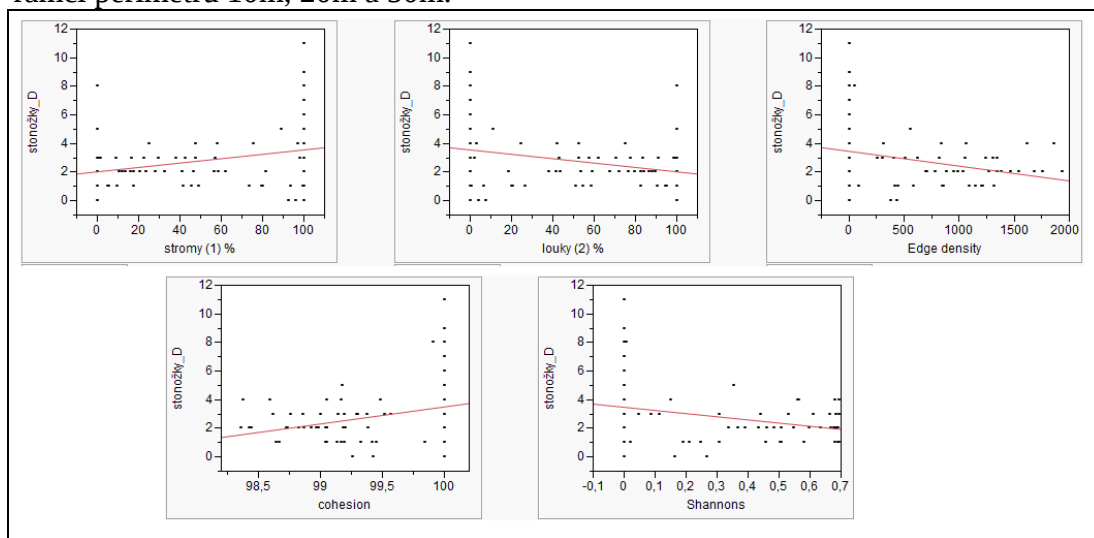
Obrázek 14: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Opiliones v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



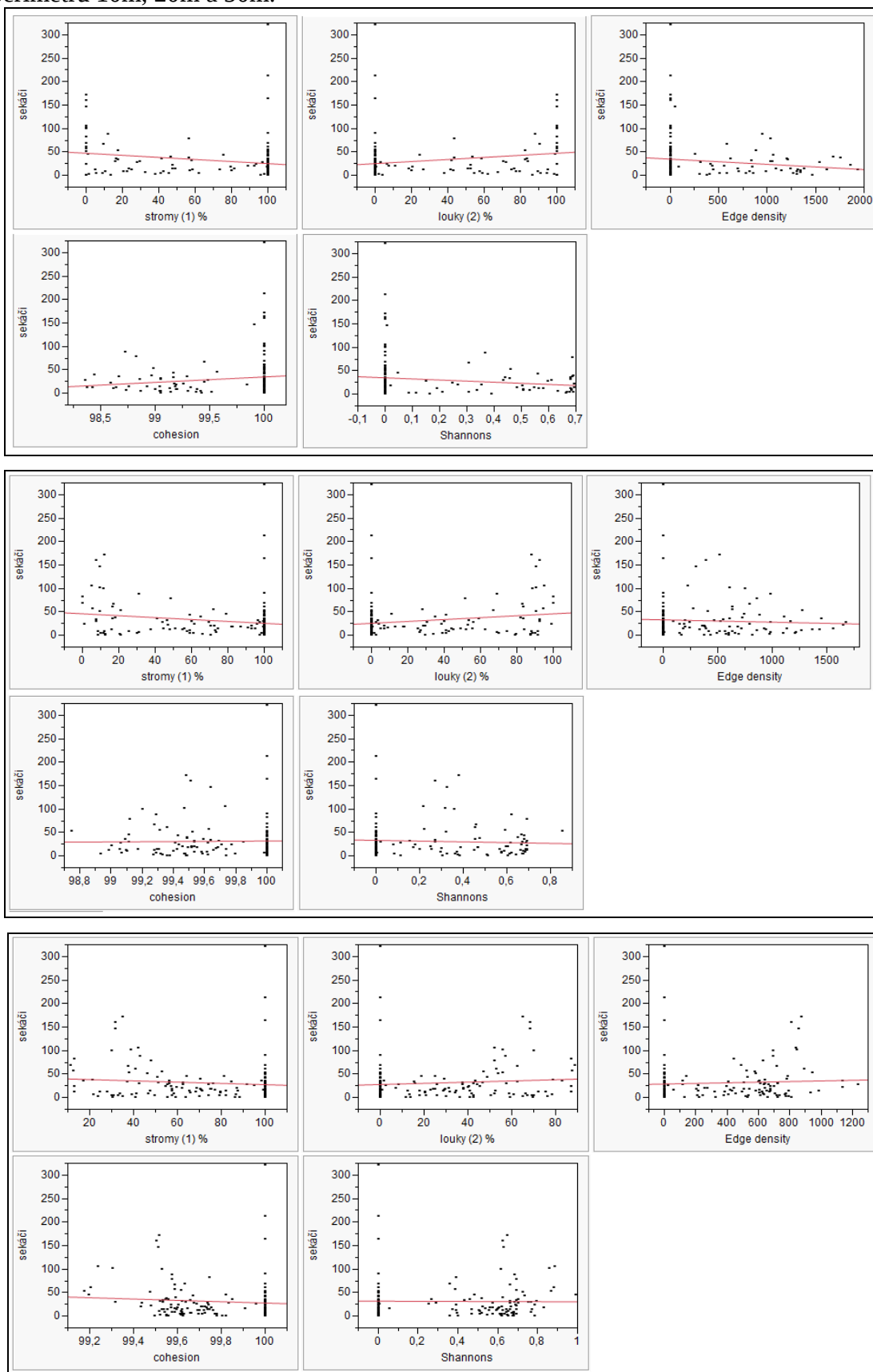
Obrázek 15: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Isopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



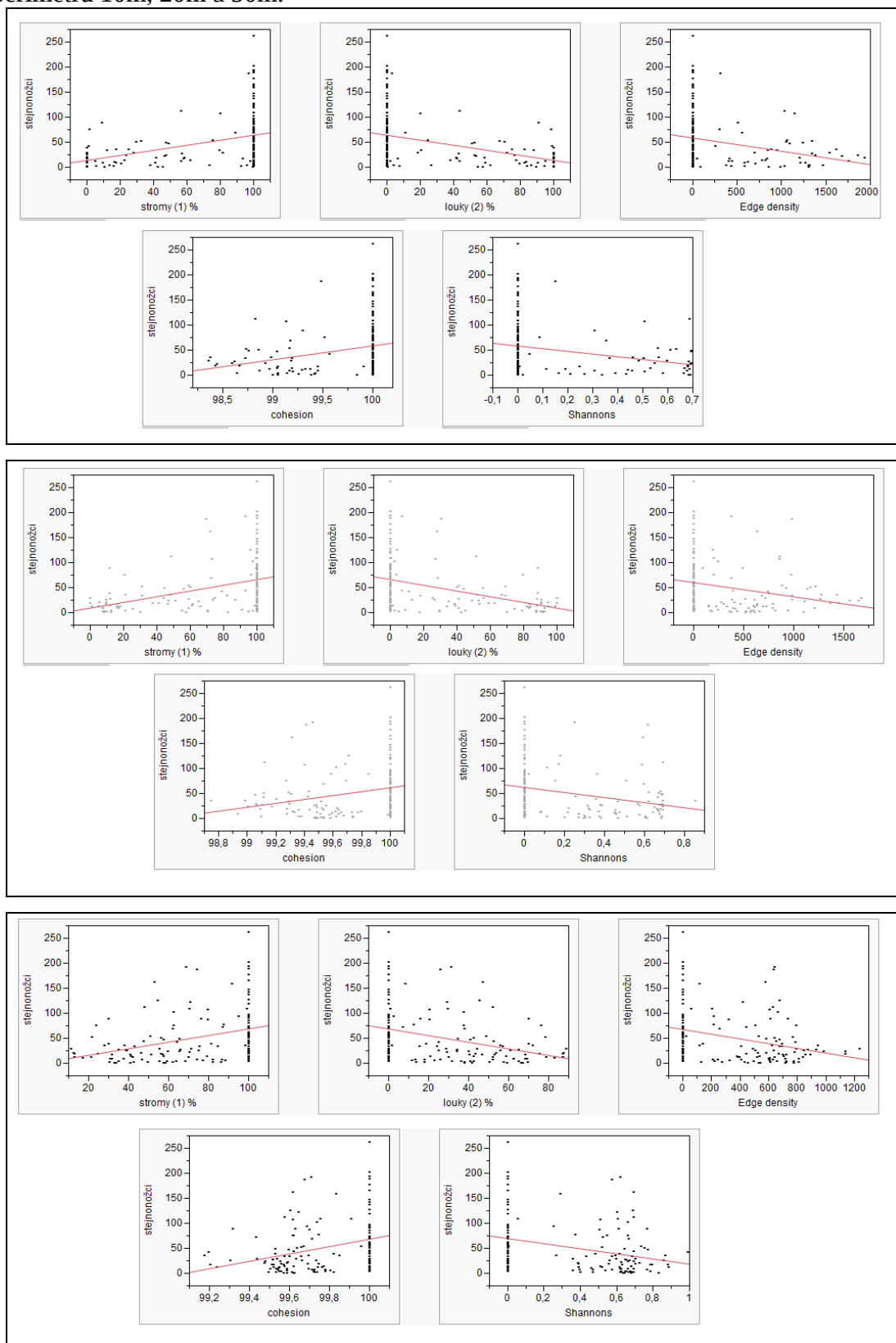
Obrázek 16: Grafické vyjádření vlivů faktorů na druhovou diverzitu skupiny Chilopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



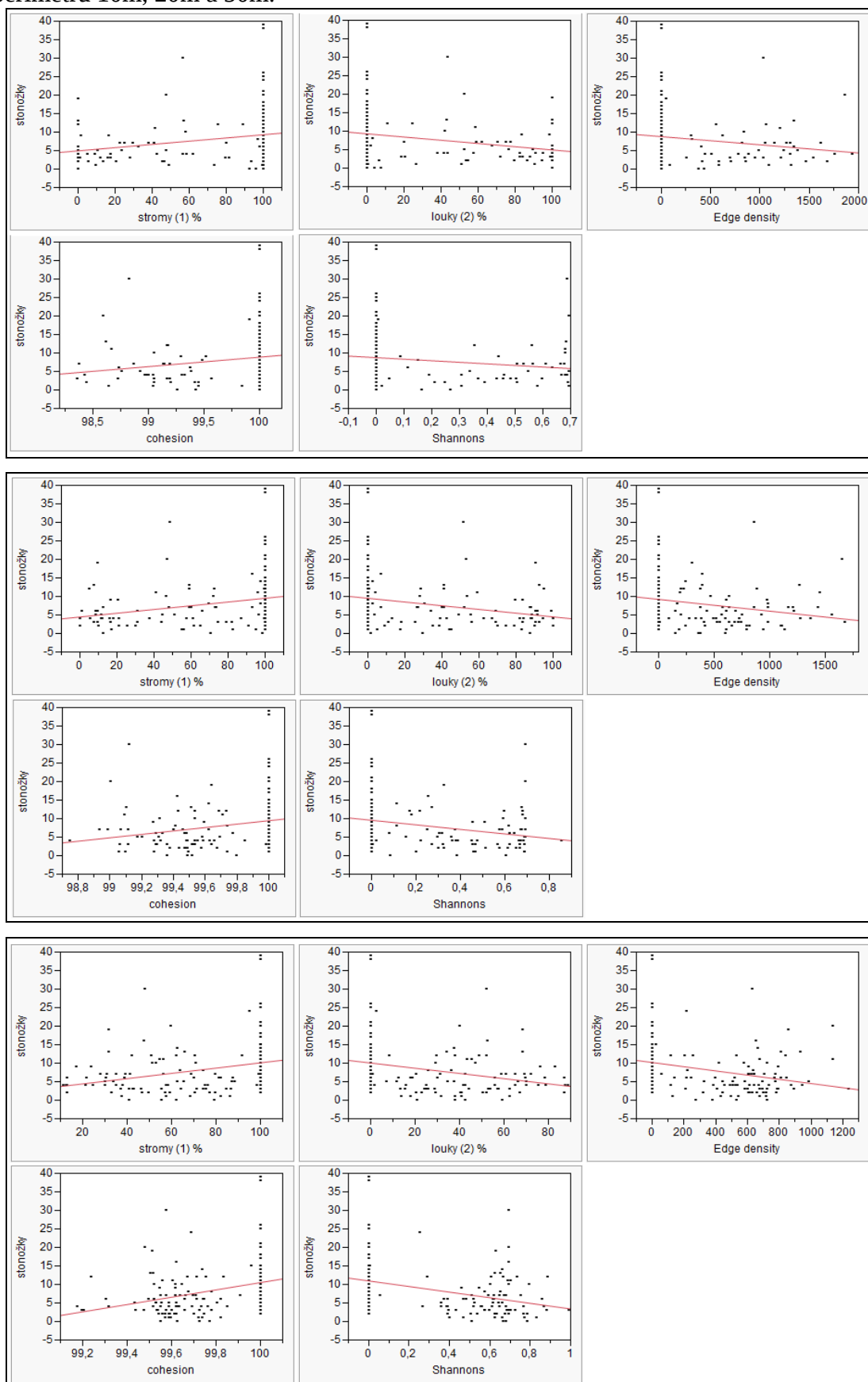
Obrázek 17: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Opiliones v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



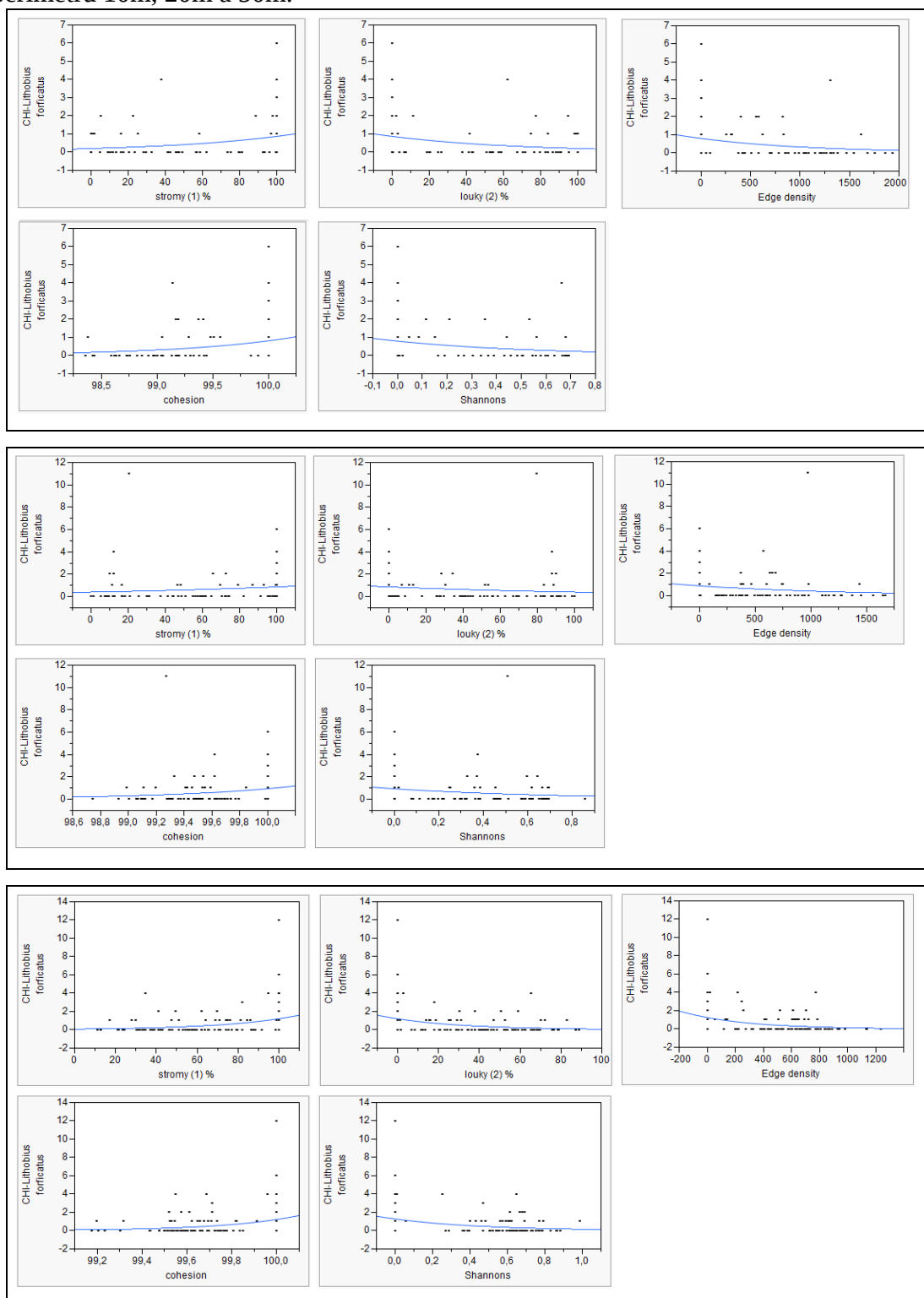
Obrázek 18: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Isopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



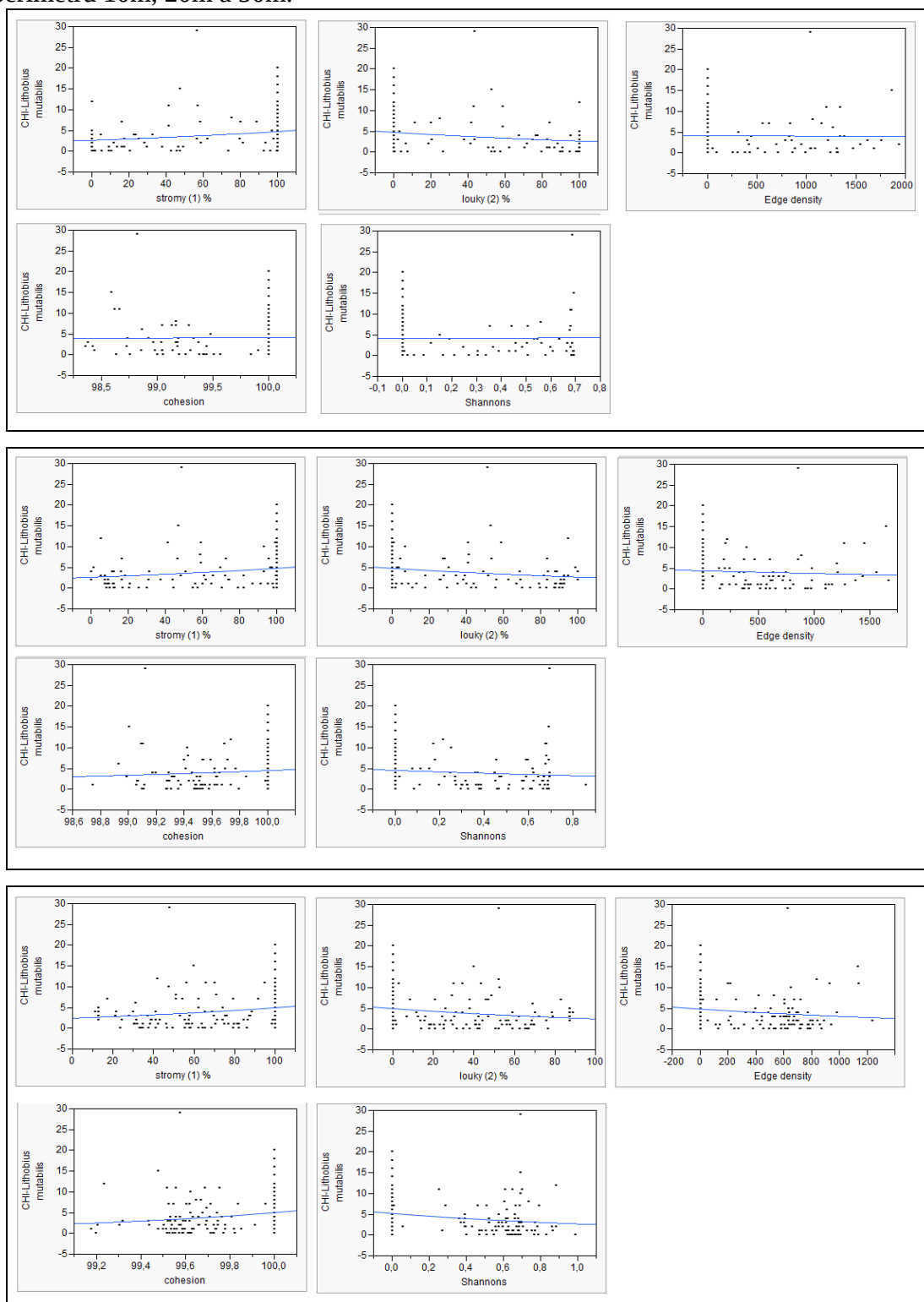
Obrázek 19: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci skupiny Chilopoda v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



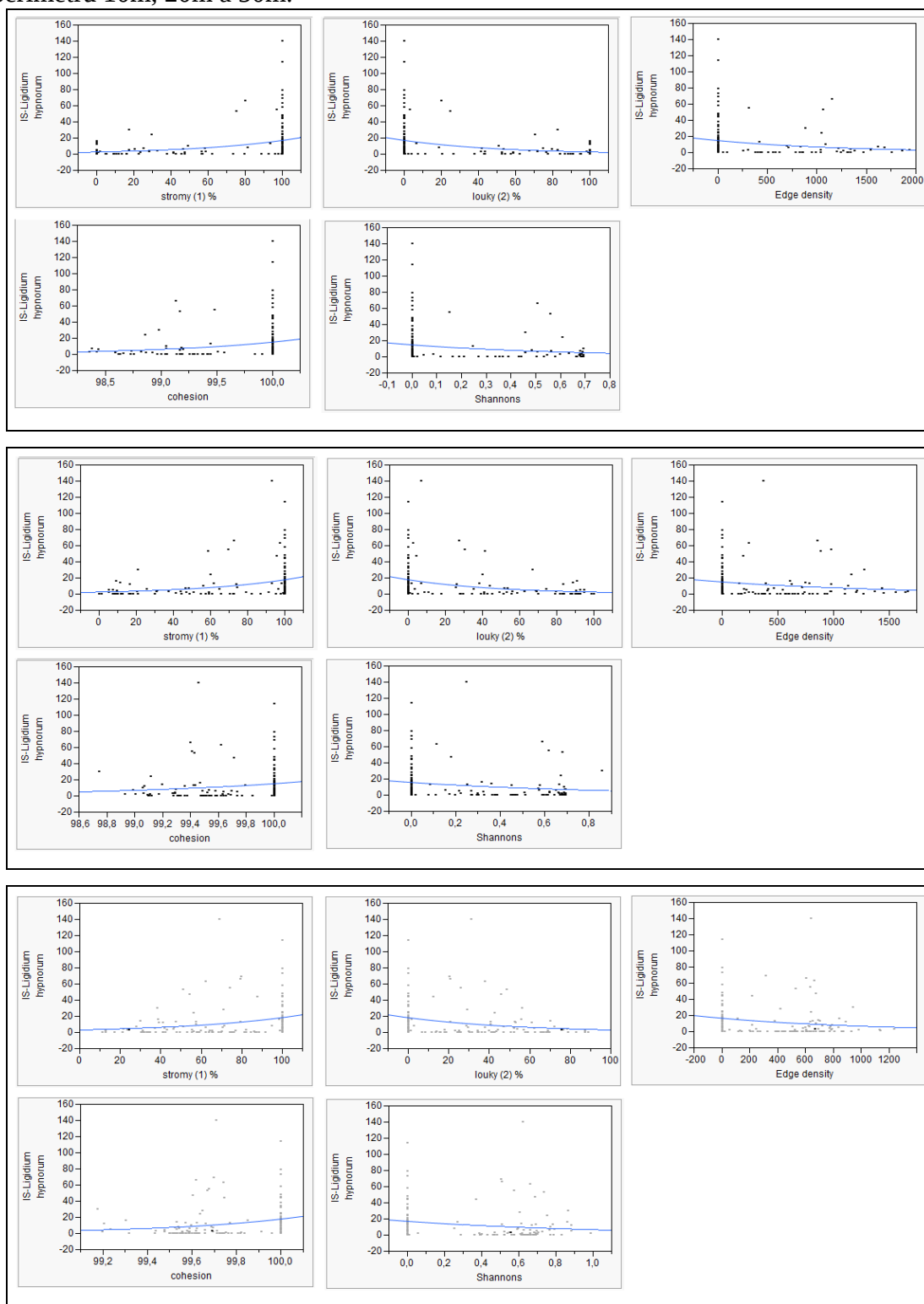
Obrázek 20: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Lithobius forficatus* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



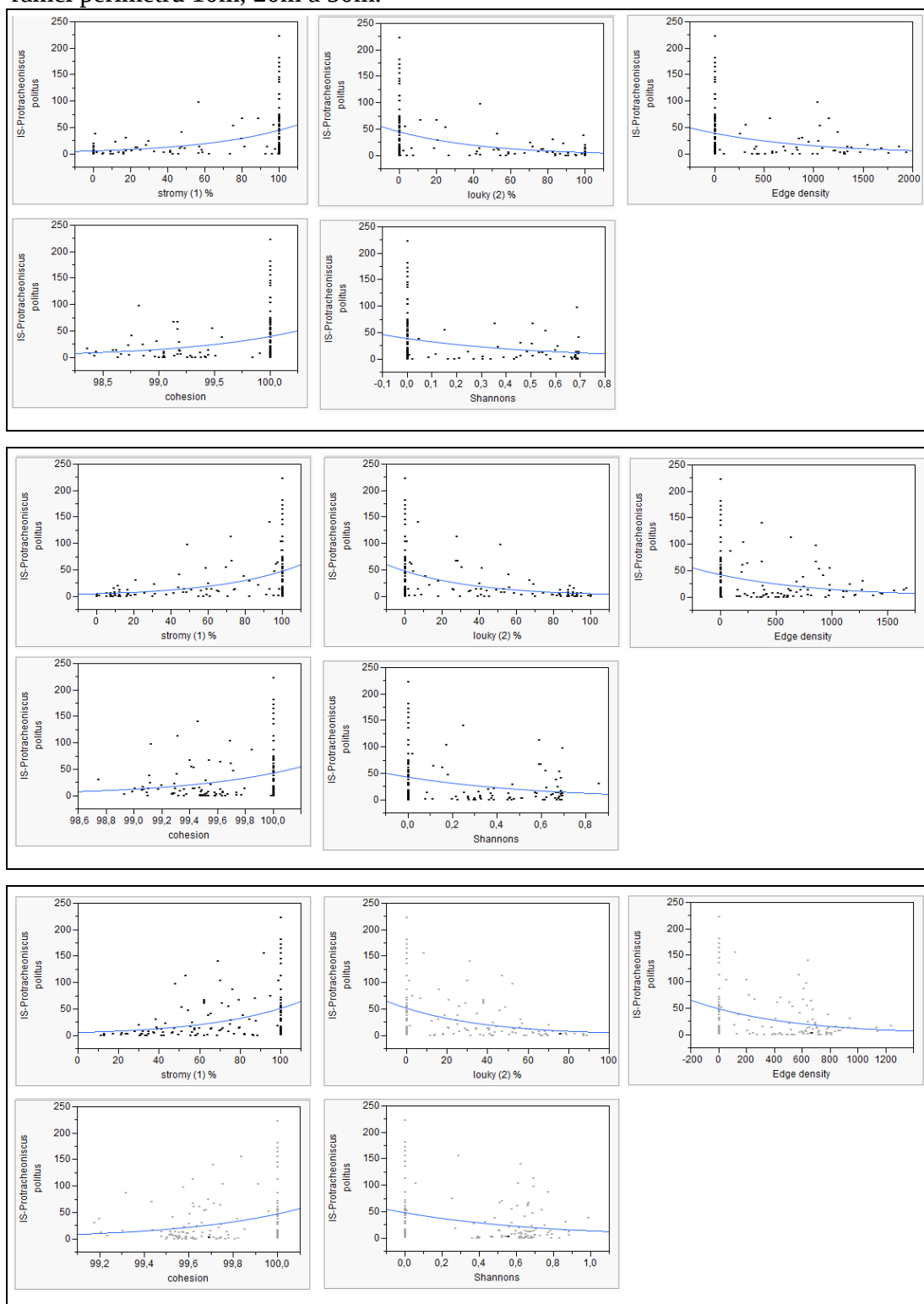
Obrázek 21: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Lithobius mutabilis* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



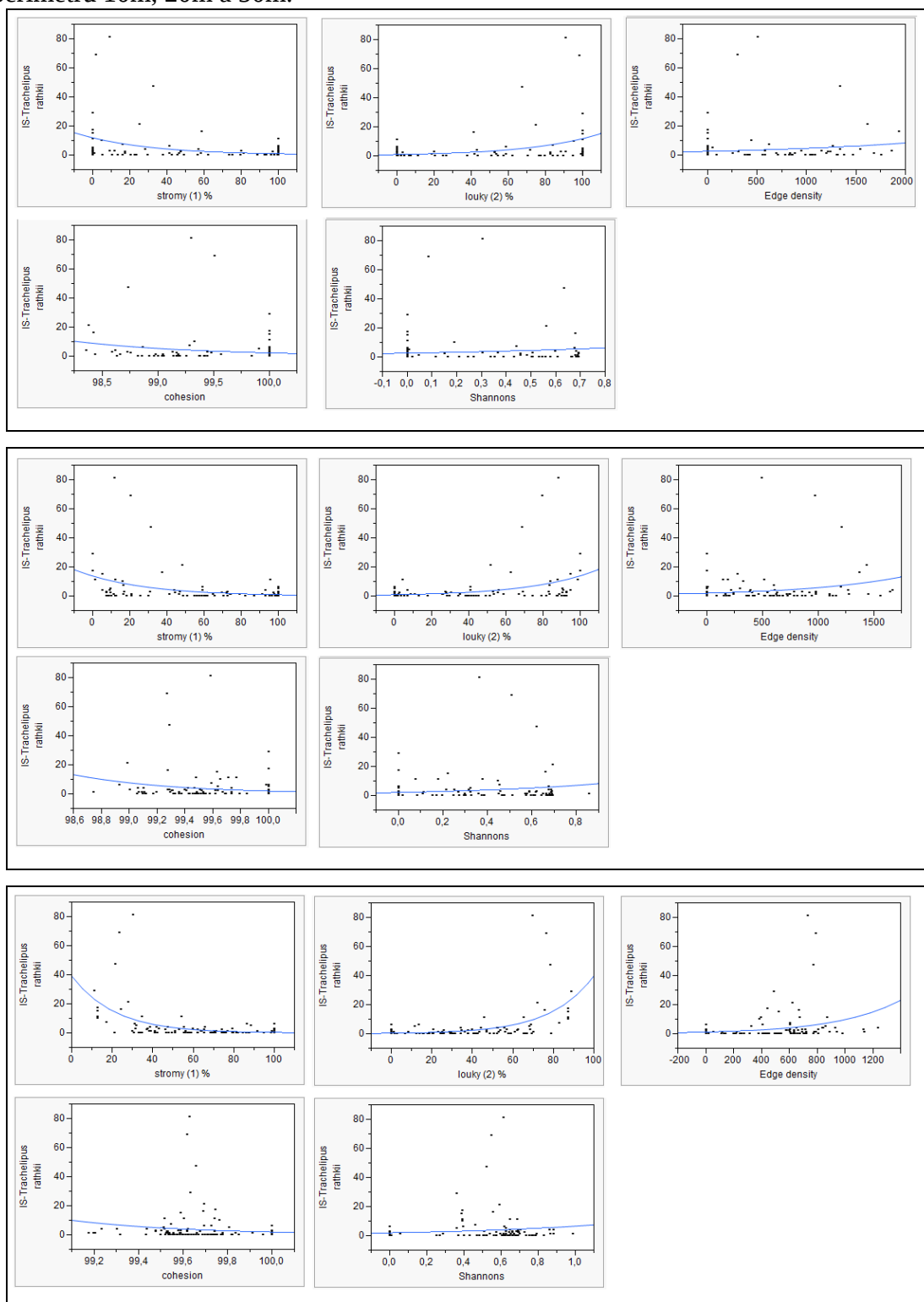
Obrázek 22: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Ligidium hypnorum* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



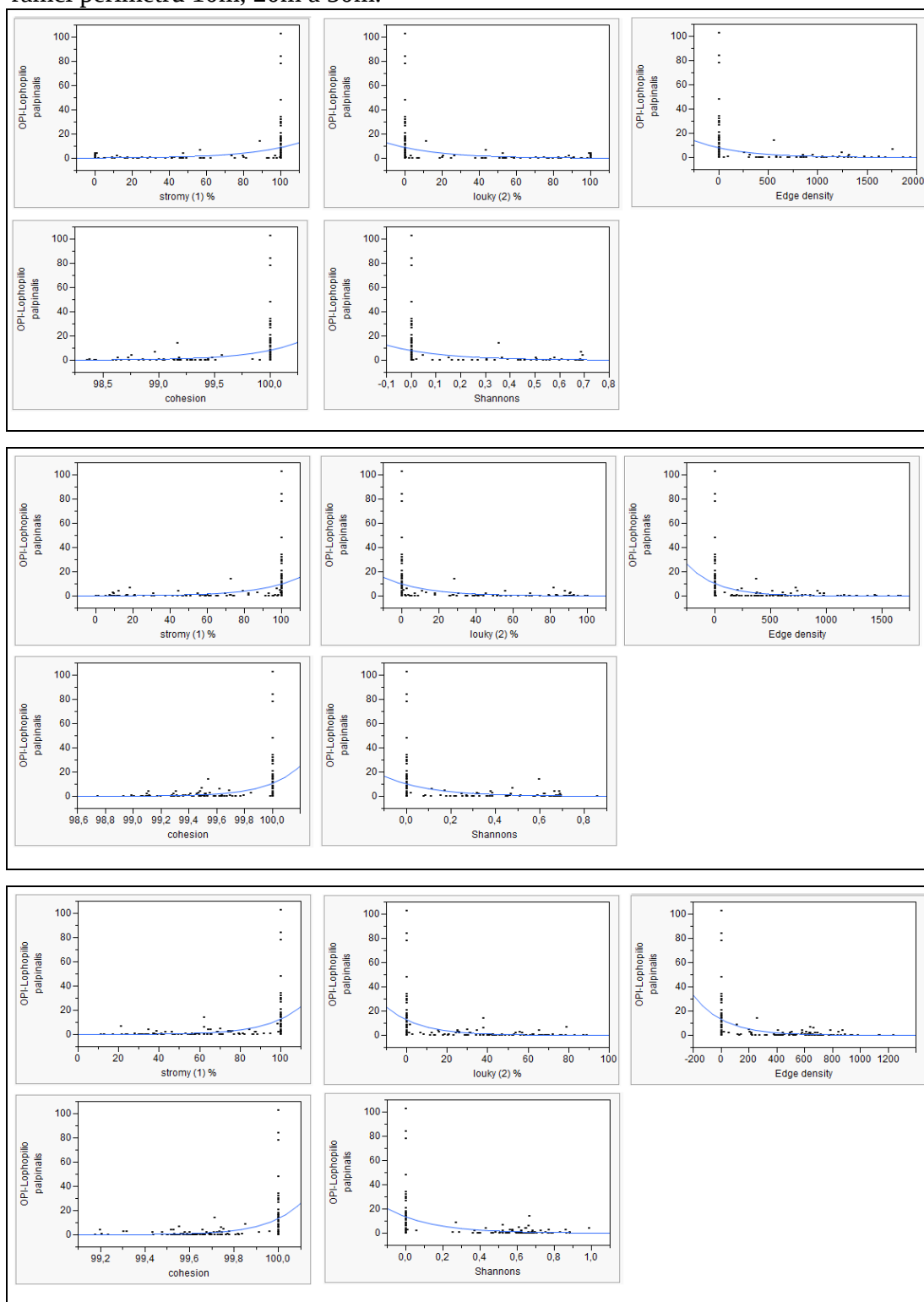
Obrázek 23: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Protracheoniscus politus* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



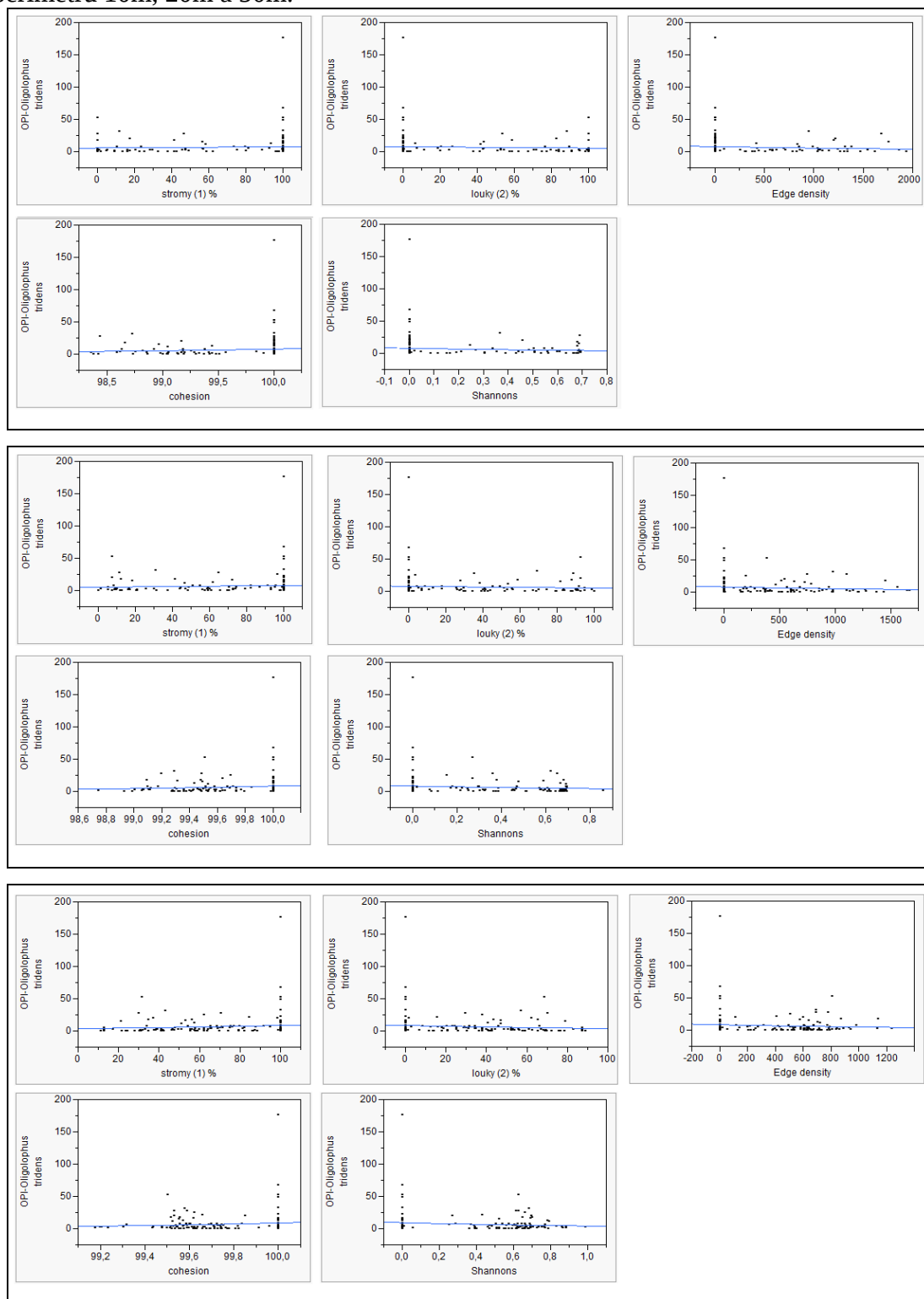
Obrázek 24: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Trachelipus rathkii* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



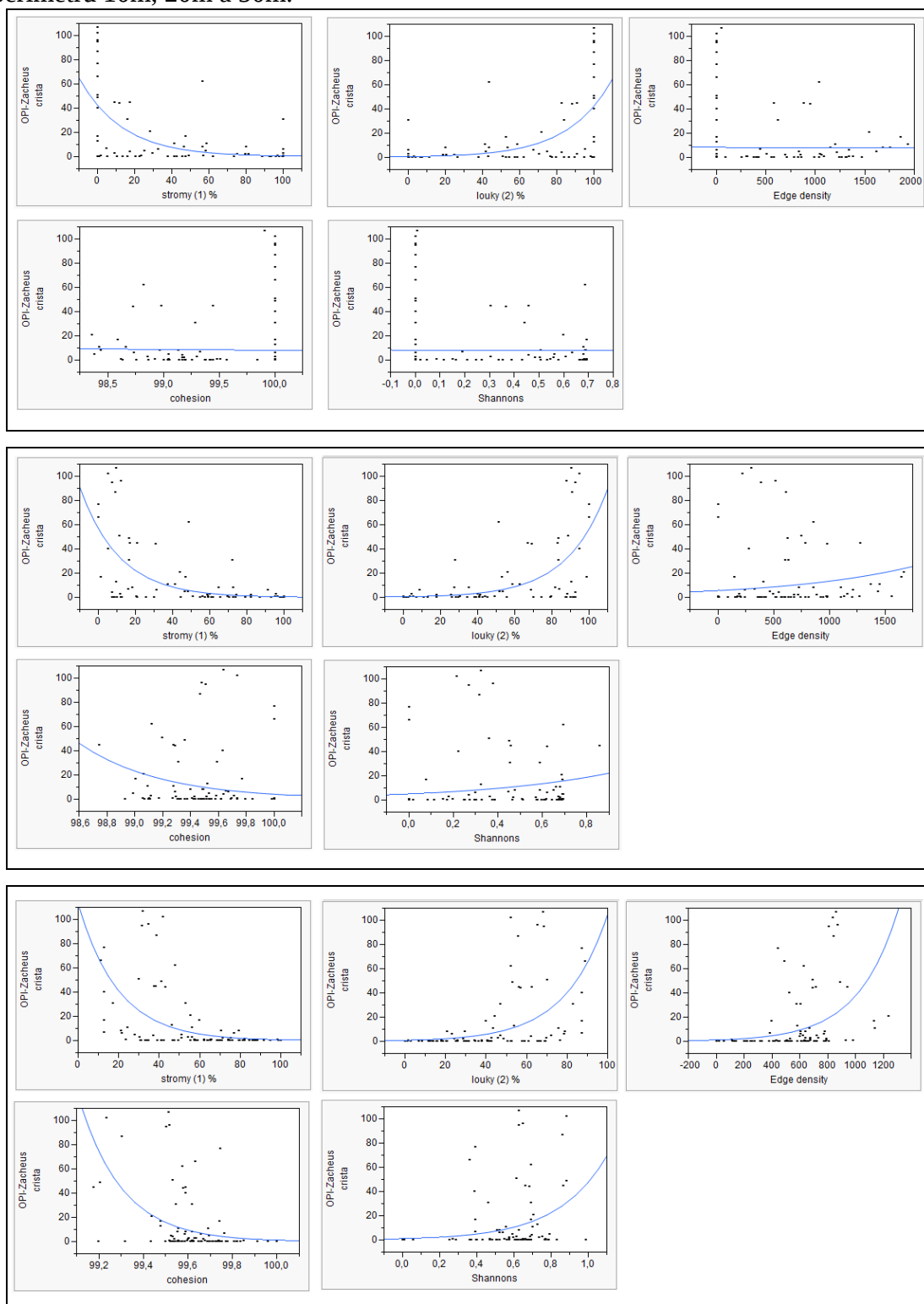
Obrázek 25: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Lophopilio palpalis* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



Obrázek 26: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Oligolophus tridens* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



Obrázek 27: Grafické vyjádření vlivů faktorů na abundanci *Zacheus crista* v rámci perimetru 10m, 20m a 50m.



Seznam druhů v rámci jednotlivých skupiny

Tabulka 1: Výčet druhů jednotlivých skupin

Isopoda	Chilopoda	Opiliones
P. Politus	L. austriacus	L. palpinalis
L. minutus	L. pelidnus	L. ehipiatus
L. hypnorum	G. Insculptus	O. tridens
T. rathkii	L. emarginatus	M. morio
T. ratzeburgie	G. flavidus	N. lugubre
L. germanicum	G. flavus	T. nepaeformis
T. pusillus	L. lentatus	Z. crista
H. riparius	L. erythrocephalus	P. bucephalus
P. collicola	L. aeruginosus	I. manicata
C. convexus	L. jiceus	P. opilio
P. conspersum	S. nemorensis	R. triangularis
	L. muticus	O. parietinus
	H. anodus	L. rotundum
	L. calcaratus	E. convexus
	L. borealis	D. scabrum
	C. parisi	A. laevipes
	M. curtipes	P. palidus
	L. mutabilis	M. chrysomelas
	L. forficatus	G. Titanus
	L. cipeus	
	L. agilis	
	L. denstatus	
	L. nodulipes	
	L. lapidicola	
	L. melanops	
	M. micropodus	
	M. burzenlandicus	
	L. tricuspis	
	M. biunguiculatus	
	M. microps	
	L. schuleri	
	L. lucifugus	
	S. acuminata	
	S. crassipes	
	S. transilvanica	