

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ



**Vyhodnocení konektivity prvků územního systému  
ekologické stability mikroregionu Zlonicko**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Ing. Petra Šimová

Diplomant: Marek Hauner

2015



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autor práce:	Marek Hauner
Studijní program:	Environmentální vědy
Obor:	Aplikovaná ekologie
Vedoucí práce:	Ing. Petra Šimová, Ph.D.
Garantující pracoviště:	Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování
Název práce:	<b>Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability na Zlonicku</b>
Název anglicky:	<b>Analysis of connectivity of territorial system of Landscape ecological stability in Zlonice microregion</b>
Cíle práce:	Rámcovým cílem práce je vyhodnotit konektivitu biocenter lokálních ÚSES z hlediska živočišných druhů s určitou disperzní vzdáleností a určitými biotopovými nároky. Formulace dílčích cílů je úkolem autora.
Metodika:	Jedná se o jednu ze třech prvních pilotních prací na toto téma a autor má značnou tvůrčí volnost ve volbě postupu. Vstupními daty budou vrstvy lokálního ÚSES pro zvolené území. Na problematiku konektivity prvků ÚSES pro druhy s určitými biotopovými nároky a určitou schopností disperze budou aplikovány postupy pro kvantifikaci konektivity biotopů, představené vědecké veřejnosti prof. Santiagem Sauro. V rámci literární rešerše diplomant zasadí Saurovy metriky do kontextu dalších možností hodnocení konektivity biotopů a modelování disperze živočichů. Pro vlastní analýzu bude zvolena vhodná disperzní vzdálenost či vzdálenosti, v souvislosti s měřítkem analýzy. Diplomant může vytipovat příklady druhů, pro které je konektivita s danou disperzní vzdáleností modelována. V analýze bude stanovena důležitost jednotlivých biocenter v zájmovém území pro konektivitu. Zároveň bude analyzována důležitost okolních plošek stejného typu biotopu, které v ÚSES zařazeny nejsou. Na základě výsledků budou diskutovány alternativy ÚSES, které by potenciálně lépe vyhovovaly modelové skupině druhů.
Doporučený rozsah práce:	50 - 80 stran, mapky konektivity
Klíčová slova:	Konektivita krajiny, ÚSES, Conefor
Doporučené zdroje informací:	<ol style="list-style-type: none"><li>1. PASCUAL-HORTAL L., SAURA S., 2006: Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. <i>Landscape Ecology</i> 21: 959 - 967.</li><li>2. SAURA S., ESTREGUIL CH., MOUTON C., RODRÍGUEZ-FREIRE M., 2011: Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests. <i>Ecological Indicators</i> 11: 407 - 416.</li><li>3. SAURA S., PASCUAL-HORTAL L., 2007: A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. <i>Landscape and Urban Planning</i> 83: 91 - 103.</li><li>4. SAURA S., RUBIO L., 2010: A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. <i>Ecography</i> 33: 523 - 537.</li><li>5. SAURA S., TORNE J., 2009: Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. <i>Environmental Modelling &amp; Software</i> 24: 135 - 139.</li></ol>
Předběžný termín obhajoby:	2015/16 ZS - FŽP

Elektronicky schváleno: 9. 12. 2015  
**Ing. Petra Šimová, Ph.D.**  
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 10. 12. 2015  
**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**  
Děkan

**Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability na Zlonicku“ vypracoval samostatně pod vedením Ing. Petry Šimové, Ph.D. a uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

## **Seznam zkratek:**

ČR - Česká republika

ČÚZK - Český úřad zeměměřičský a katastrální

EC - Equivalent Connectivity

ECA - Equivalent Connected Area

EEA - European Environmental Agency

ID - identifikační klíč

IIC - Integral index of connectivity

KÚ - katastrální území

PC - Probability of connectivity

ÚSES - Územní systém ekologické stability

WMS - Web Map Service

ZÚ - Zájmové území

## **Abstrakt**

Tato práce je zaměřena na vyhodnocení konektivity navržených prvků územního systému ekologické stability na lokální úrovni v mikroregionu Zlonicko. Ke zpracování dat byly použity programy ArcGIS 10.2 a CONEFOR, pomocí kterého je možné vypočítat funkční konektivitu jednotlivých biocenter v rámci zkoumaného území. Studie se také zabývá vlivem okrajového efektu, vzniklého stanovením umělých hranic území pro výpočet konektivity. Poznatky z této studie je možné využít například při budoucí tvorbě návrhů prvků ÚSES v lokálním měřítku, jejichž úkolem je omezit vliv fragmentace krajiny.

**Klíčová slova:** Konektivita krajiny, ÚSES, CONEFOR

## **Abstract**

This thesis focuses on local scale analysis of landscape connectivity in Zlonice mikroregion. Data were processed in ArcGIS 10.2 and CONEFOR, which enables quantification of importance of single patches for connectivity in the landscape. Additional goal is to determine the impact of edge effect caused by the determination of borders for calculation of connectivity in the region. Results of this thesis may be used for example in further creation proposals of new elements of territorial system of ecological stability, which are supposed to mitigate the effect of landscape fragmentation, which is considered to be the biggest threat for maintaining biodiversity.

**Key words:** Landscape connectivity, Territorial system of ecological stability, CONEFOR

## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce .....	2
3. Literární rešerše .....	3
3.1. Fragmentace krajiny .....	3
3.1.1. Příčiny fragmentace krajiny .....	3
3.1.2. Vlivy a efekty .....	4
3.2. Disperze organismů .....	5
3.3. Konektivita krajiny .....	5
3.3.1. Definice .....	5
3.3.2. Funkční konektivita.....	6
3.3.3. Vliv koridorů .....	7
3.4. Územní systém ekologické stability .....	7
3.5. Metody kvantifikace konektivity .....	8
3.5.1. Jednoduché prostorové metody .....	8
3.5.2. Přesné populační modely .....	9
3.5.3. Grafy .....	9
3.6. CONEFOR .....	10
3.6.1. Teorie dostupnosti habitatů .....	10
3.6.2. Habitatové uzly .....	10
3.6.3. Propojení uzlů .....	11
3.6.4. Formát propojovací tabulky .....	12
3.7. Indexy dostupné v CONEFORU .....	12
3.7.1. Binární indexy .....	12
3.7.2. Pravděpodobnostní indexy .....	14
3.7.3. Výpočty důležitosti jednotlivých stanovišť .....	17
3.7.4. Celkový index pro zkoumané území - EC .....	17
4. Charakteristika zájmového území.....	19
4.1. Geomorfologie území .....	20
4.2. Klimatické podmínky .....	20
4.3. Schéma rozmístění zkoumaných prvků ÚSES .....	20
5. Metodika .....	21
5.1. Data a podklady .....	21

5.2.	Vymezení zájmového území .....	21
5.3.	Tvorba vstupních dat pro CONEFOR .....	22
5.4.	Výpočty konektivity .....	22
5.5.	Zjištění a řešení problémů .....	25
6.	Výsledky .....	28
6.1.	Důležitost jednotlivých biocenter pro konektivitu krajiny .....	28
6.2.	Ekvivalentní propojená plocha - EC(PC) / EC(IIC).....	34
6.3.	Vliv hranice na výpočet.....	34
7.	Diskuse.....	37
8.	Závěr .....	43
9.	Literatura.....	44
10.	Seznam tabulek a obrázků.....	49
11.	Přílohy.....	51

## 1. Úvod

Evropa stojí dle Anděla (2013) na počátku nové etapy ochrany přírody. Po obdobích zaměřených na druhovou ochranu a následně ochranu ekosystémů se dostáváme do etapy ochrany ekologických sítí, které do sebe spojují biotopy vhodné pro trvalou existenci druhů a jejich funkční propojení. Důvodem této změny je rostoucí míra fragmentace krajiny, která přímo souvisí s rozvojem lidské civilizace, s plošnou a liniovou výstavbou v posledních desetiletích. Takto vznikající bariéry představují závažné omezení prostupnosti krajiny, což může vést ke snížení biodiverzity, příbuzenskému křížení, ale i k zániku celých populací a druhů (Anděl et al., 2011). K tomu, aby mohla fungovat ochrana ekologických sítí, jak uvádí Anděl (2013), musíme umět zjistit, kterými plochami jsou tyto sítě tvořeny. V rámci České republiky již mnoho let funguje územní systém ekologické stability, který se jeví jako možný nástroj k zachování konektivity krajiny. Tento systém však dle Bučka (2012) většinou nefunguje jako optimálně propojený územní systém. Saura et Pascual-Hortal (2008) vytvořili metodiku založenou na teorii grafů, kterou použili k určení konektivity ve fragmentovaných částech lesa s použitím geoinformačních technologií, konkrétně pomocí programu CONEFOR.

Saura et al. (2011) použil CONEFOR ke zjištění vývoje konektivity lesů v Evropě. v této práci je zjišťováno, zda je tento program vhodný také k nalezení ploch klíčových pro zachování konektivity ve fragmentované zemědělské krajině. v zájmovém území existují prvky územního systému ekologické stability na lokální úrovni nebo jejich dosud nerealizované návrhy. Tyto prvky byly podrobeny hodnocení pomocí programu CONEFOR za účelem zjištění kvality a funkčnosti tohoto nástroje ochrany přírody.



## 2. Cíle práce

Základním cílem této práce je vyhodnocení funkční konektivity lokálních biocenter v zájmovém území a zjištění, zda je program CONEFOR možno použít při budoucím navrhování nových prvků ÚSES.

Dílčí cíle:

- Vymežit zájmové území a získat podkladová data
- V programu ArcGIS upravit data do formátu potřebného k výpočtům
- Pomocí programu CONEFOR vypočítat konektivitu krajiny a důležitost jednotlivých navrhovaných biocenter pomocí indexů dostupných v programu CONEFOR
- Zjistit, jaký vliv má na výpočet konektivity stanovení umělých hranic zájmového území pomocí korekce výpočtu
- Znovu vypočítat konektivitu a důležitost jednotlivých biocenter po úpravě vstupních dat
- Porovnat výsledky jednotlivých výpočtů a učinit závěry
- Posoudit, zda je program CONEFOR možné využít při návrhu nových prvků ÚSES a za jakých podmínek

### 3. Literární rešerše

#### 3.1. Fragmentace krajiny

Fragmentace krajiny je proces, při kterém se v důsledku výstavby dopravních komunikací a další infrastruktury posledních 50 let krajina dělí na stále menší a menší části. Zmenšující se plochy postupně ztrácejí schopnost plnit svou funkci jako prostoru pro existenci životaschopných populací živočichů. Zkráceně můžeme fragmentaci krajiny popsat jako úbytek konektivity krajiny (EEA, 2011). Tyto jevy jsou dle Landgutha (2012) a Jaegera et al. (2008) nedílnou součástí rozvoje lidské populace. Tendencí je chránit celistvost cenných území legislativními nástroji, a to nejen na národní, ale v současnosti rovněž na celoevropské úrovni (MZP 2013). Nutno dodat, že ne všechny bariery jsou antropogenní. Bariérou může být i vodní tok, vysoké pohoří či strmé údolí. Fragmentace krajiny patří v současnosti k největším rizikům pro zachování biodiverzity na celém světě (Anděl et al., 2010; Fourie et al., 2014; Saura, 2013).

##### 3.1.1. Příčiny fragmentace krajiny

Jevy způsobující fragmentaci jsou liniové útvary a plošná zástavba (EEA 2011; Benítez-Lopéz, 2010). Fragmentace je považována za hlavní následek lidského působení na krajinu (Pereira et al., 2011). Anděl et al. (2010) nabízí následující rozdělení bariér:

- plošné bariery - osídlení, nevhodné biotopy a oplocené areály.
- liniové stavby - silniční a železniční síť a vodní toky.

Zpráva EEA (2011) uvádí, že fragmentace krajiny nebyla po dlouhou dobu chápána jako závažný problém mimo jiné kvůli tomu, že probíhá postupně se zvyšující se hustotou dopravních sítí. Určení vlivu fragmentace krajiny je ztíženo také kvůli prodlevě, se kterou jednotlivé druhy na fragmentaci reagují (Fourie et al., 2014). Fragmentace není způsobována pouze lidskou činností. Vodní toky se mohou stát bariérami kvůli nevhodnému využití přilehlých ploch, například přeměnou lužních lesů nazemědělskou půdu. (Anděl et al., 2010).

### 3.1.2. Vlivy a efekty

Úbytek životního prostoru vede k jevu označovanému jako fragmentace populací a je závažným a také velmi složitým problémem ochrany přírody. V budoucnu může mít katastrofické následky pro flóru, faunu a ekosystémy (MZP, 2013).

Negativní vlivy můžeme dle Saury (2013) rozdělit na:

- zmenšování životního prostoru
- izolaci jednotlivých částí krajiny
- zvýšení okrajového efektu

Zmenšování životního prostoru přináší pro populace zvýšené riziko vyhynutí, protože zmenšující se lokalita nedokáže uživit velké populace. Izolace částí krajiny přináší ztíženou migraci druhů a zároveň snižuje možnost rekolonizace po lokálním vymření daného druhu na lokalitě (Baranyi et al., 2011). Izolace má za následek také omezení genové výbavy populace, což vede ke ztrátě genetické variability a riziko inbreedingu. Třetím negativním jevem, který fragmentace krajiny přináší, je zvětšování okrajových zón na úkor jader území. Tyto změny mohou dle Saury (2013) přivodit například mikroklimatické změny a větší predanční ohrožení.

Rico et al. (2007) poukazuje na další negativní jev fragmentace krajiny, kterým je mortalita živočichů při pokusech překonat liniové bariéry. Počet úmrtí kolísá dle ročního období. Roli hraje také šířka a frekventovanost dané bariéry. Dufek et al. (2004) uvádí, že rostliny rostoucí podél silnic či železnic je možné považovat za atraktivní lokality pro volně žijící živočichy, pokud jsou vhodně udržovány. Vhodnou údržbou je myšleno například omezení pravidelně sečených ploch, minimalizace technických prohlídek v období rozmnožování a výsadba původních dřevin. Okraje silnic mohou také sloužit jako koridor, jeho potenciál je však omezen první křižovatkou či zastavěnou plochou. Podmínky na okrajích silnic však nejsou stálé a rozhodně nemohou nahradit přírodní koridory. Nelze také opomenout vliv světelného a zvukového rušení, které vede k úbytku úkrytů a zvýšenému stresu (EEA, 2011).

Fragmentace krajiny však dle Saury (2013) nemusí vždy být negativním jevem. Vyhovuje totiž druhům závislým na mozaikovitě krajině, které těží ze zvýšené heterogenity krajiny. Negativním jevem není ani pro generalisty a velmi adaptabilní druhy. Za určitých podmínek může fragmentace krajiny vést ke zvýšení biodiverzity nebo druhové bohatosti na daném území.

### **3.2. Disperze organismů**

Disperzí organismů, neboli rozptyl rozumíme dle Howarda (1960) pohyb organismu z místa narození do místa, kde hledá potravu a reprodukuje se, pokud tento přesun přežije. Holt et McPeck (1996) popisují disperzi jako přirozený pohyb organismů mezi jednotlivými populacemi. Podle autorů Lowe et McPeck (2014) je rozptyl organismů základní biologický proces, které je však velmi těžké pozorovat a kvantifikovat. Baguette et Van Dyck (2007) uvádějí, že jde o pohyb, který je závislý na struktuře krajiny, ve které probíhá, je tudíž ovlivněn fragmentací krajiny. McRae (2006) uvádí, že krajina může nepřímo ovlivnit tok genů v rámci populací organismů, které v ní žijí tím, že nepříznivě ovlivní – sníží jejich disperzní schopnosti. To může vést ke zvýšení výskytu příbuzenského křížení, tzv. inbreedingu. Chetkiewicz et al. (2006) uvádí, že pro omezení tohoto jevu je podstatná méně častá migrace na velké vzdálenosti.

### **3.3. Konektivita krajiny**

#### **3.3.1. Definice**

Jako konektivitu krajiny označujeme dle Taylora et al. (1993) a Saury (2013) schopnost krajiny umožnit pohyb jedinců a populací po daném území. Tews et al. (2004) popisuje konektivitu jako míru propojení ploch s podobnými vlastnostmi, funkcemi a původem. Konektivita záleží na dvou hlavních aspektech. Jedním je konfigurace krajiny, druhým je schopnost jednotlivých druhů se přesouvat (Taylor 1993). Prostřednictvím těchto jevů je do určité míry potlačen vliv fragmentace krajiny na živočišné i rostlinné druhy a zároveň je podpořena možnost rekolonizace území po lokálních extinkcích, zvýšení genetické diverzity a stability populací. Luque

(2012) zmiňuje konektivitu krajiny jako jednu z nedílných součástí budoucích plánů k ochraně přírody a krajiny, které by měly identifikovat klíčové prvky krajiny pro zachování či rozvoj konektivity a určit, jaké další role tyto prvky v krajině mají. Na základě těchto předpokladů je možné snáze a přesněji stanovit podmínky a indikátory ochrany přírody pro takto zmapované oblasti. Tím lze kladně ovlivnit četnost a stabilitu populací žijících na těchto plochách.

Konektivita však může mít také negativní vliv. Příliš málo konektivity může vést k vymírání druhů a snížení diverzity lokálního společenstva ( $\alpha$  diverzita). Pokud je konektivita až moc vysoká, působí jako homogenizující síla, která může snížit diverzitu mezi jednotlivými společenstvy ( $\beta$  diverzita). Tento jev nastává například, když kompetitivně silnější druhy mají rychlý přístup do všech ploch, kde následně dominují a vytlačí slabší druhy (Saura, 2013).

### 3.3.2. Funkční konektivita

Jako funkční konektivitu označuje Saura (2013) a Luque (2012) schopnost krajiny umožnit pohyb druhů (genů a jedinců) mezi stanovišti s ohledem na to, jaké druhy se v daných habitatech objevují a na jejich disperzní možnosti. Dle Stevensové et al. (2004) je možné jako disperzní schopnosti označit schopnost jedince překročit hranici mezi dvěma biotopy. Saura et al. (2011) uvádí, že funkční konektivita může být zajištěna nejen díky spojitým plochám habitatu, ale také pomocí tzv. stepping stones a interakčních prvků, které umožní organismům pohyb mezi vzdálenými habitaty. Saura et al. (2014) jako stepping stone označuje habitatové plochy roztroušené po krajině, které zpřístupňují jinak izolovaná území. Fragmentace biotopů však nemusí nutně vést ke snížení funkční konektivity v rámci území. Záleží na disperzních schopnostech druhů (Saura, 2013).

### 3.3.3. Vliv koridorů

Konektivita krajiny závisí na tom, zda jsou plochy vzniklé například fragmentací krajiny propojeny funkčními koridory. Jako koridor může fungovat liniové společenstvo, stepping stones, nebo průchodná krajinná mozaika (Bennett, 2003; Saura, 2013). Chetkiewicz et al. (2006) uvádí, že koridory jsou důležité kvůli zvyšování disperzních schopností organismů. Bylo prokázáno, že plochy propojené koridory mají s přibývajícím časem větší druhovou bohatost až o 20% (Damschen, 2006). Stejně jako pro zmenšující se plochy i pro koridory platí vzhledem k velké koncentraci migrujících jedinců na malé ploše zvýšené riziko predace a velký vliv okrajového efektu. Obecně se dá říci, že koridory jsou vhodným teritoriem pro generalisty a druhy netolerující zastínění (Saura, 2013).

### 3.4. Územní systém ekologické stability

Územní systém ekologické stability (ÚSES) je definován v zákoně 114/1992 Sb. jako soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Jedná se o nástroj obecné ochrany přírody. Rozlišujeme lokální, regionální a nadregionální úrovně systémy ekologické stability. Jak už bylo naznačeno, úkolem ÚSES je zajistit uchování a reprodukci přírodního bohatství a příznivě působit na okolní méně stabilní části krajiny (114/1992 Sb.; AOPK, 2015). Ochrana systému ekologické stability je ze zákona 114/1992 Sb. povinností všech vlastníků a uživatelů pozemků, které tvoří jeho základ.

Územní systém ekologické stability je tvořen třemi základními součástmi - biocentry, biokoridory a interakčními prvky. Jako biocentrum je označován biotop, nebo soubor biotopů v krajině, který umožňuje trvalou existenci přirozeného či pozměněného, ale přírodě blízkého společenstva. Úkolem biokoridoru je umožnit migraci organismů mezi jednotlivými biocentry. Vytváří tak z oddělených ploch propojenou síť. Poslední součástí územního systému ekologické stability jsou interakční prvky. Jedná se o segmenty krajiny, které mohou umožňovat přežití některých druhů organismů s menšími prostorovými nároky. Hlavně ale zprostředkovávají příznivé působení ostatních skladebných prvků ÚSES na okolní krajinu (114/92 Sb.). O interakčních prvcích hovoříme pouze u ÚSES na lokální

(místní) úrovni. (AOPK, 2015; Kosejk et al., 2009). Návrh nových prvků územního systému podléhá kritériím, jak je uvádí například Kosejk (2009). Těmito kritérii jsou například minimální velikost biocenter, maximální délka biokoridorů a další. Dle Bučka (2012) je důležité plánovat biocentra tak, aby byly v rámci ekologické sítě zachyceny co nejrozmanitější přírodní ekosystémy. Je přitom postupováno podle toho, jaké ekosystémy by na daném místě byly, kdyby zde nepůsobily vlivy lidské činnosti.

### **3.5. Metody kvantifikace konektivity**

K tomu, aby bylo možné určit plochy, které by měly být prioritně chráněny, je třeba vyčíslit jejich přínos a důležitost z hlediska konektivity krajiny. Bylo vyvinuto mnoho nástrojů, které se liší jednak použitými metodami, druhak náročností na vstupní data a přesností výsledků. Zde funguje princip "trade - off", kdy menší náročnost na vstupní data přináší méně průkazné a přesné výsledky (Visconti et Elkin, 2009). v současnosti existuje více než 60 měřitelných jevů, ze kterých si mohou ekologové vybrat při výpočtech (Rayfield et al., 2011).

Konektivitu krajiny lze dle Saury (2013) kvantifikovat těmito způsoby:

- jednoduché prostorové metody
- přesné populační modely
- grafy

#### **3.5.1. Jednoduché prostorové metody**

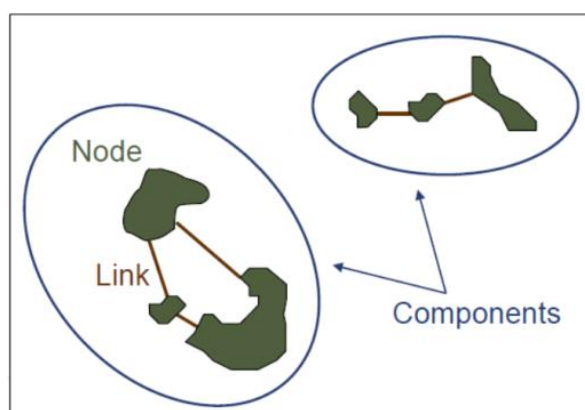
Jednoduché prostorové metody lze počítat pomocí ArcGIS nebo jinými programy, jako například Fragstats, Patch Analyst, a dalšími, které dokáží spočítat průměrnou velikost plošky (biotopu), průměrnou vzdálenost k nejbližší sousední ploše nebo soudržnost plošek. Výsledky slouží jen jako průzkumná a popisná analýza (Visconti et Elkin, 2009; Saura, 2013).

### 3.5.2. Přesné populační modely

Populační modely jsou dle Saury (2013) biologicky a demograficky detailní, berou v potaz populační dynamiku spojenou s reprodukcí, migrací a úmrtností na každé ploše. Data jsou proměnná podle metodiky jejich sběru (Calabrese et Fagan, 2004). Tyto analýzy jsou však velmi náročné na vstupní data, je tedy těžké je uplatnit na velké plochy (Saura, 2013).

### 3.5.3. Grafy

Struktura grafů vychází z matematického vyjádření biotopů- uzlů (Node) a funkčních koridorů - spojnic (Link). Grafy umožňují vyhnout se problémům při počítání konektivity velkých území, tedy velkého množství dat (Saura, 2013). Celý graf tedy znázorňuje zkoumané území, viz. obrázek č. 1. Awade et al. (2012) uvádí, že metriky založené na teorii grafů jsou vhodné pro výpočty konektivity ekologických sítí.



Obr č. 1: Schéma grafu (Saura, 2013)

Prezentace krajiny jako grafu je intuitivní, efektivní a pracuje s reálnými daty. Nepoužívají se data o populační dynamice, takže nejsou tak náročná na vstupní parametry, jako populační modely (Saura, 2013). Každý uzel v grafu má stanovenou hodnotu, která určuje kvalitu dané plochy. Touto hodnotou může být velikost plochy, vhodnost plochy pro zkoumaný druh, pravděpodobnost výskytu druhu, atd. (Awade et al., 2012). Calabrese et Fagan (2004) považují graf-teoretické modely zanelepší nástroj pro výpočty konektivity krajiny na relativně velkých územích.



### 3.6. CONEFOR

Program CONEFOR slouží ke kvantifikaci důležitosti habitů a jejich propojení, která je pak využita při managementu těchto ploch a zlepšování konektivity krajiny, ale také k hodnocení následků změn habitů a land use na konektivitu krajiny na základě teorie grafů (Saura et Thorné, 2012). Od ostatních programů používaných k výpočtům krajinných metrik, se odlišuje možností nastavit disperzní vzdálenosti, které odrážejí schopnosti daného druhu či skupiny druhů migrovat mezi vhodnými biotopy a tudíž slouží k výpočtům funkční konektivity (Saura et Pascual-Hortal, 2007; Saura, 2013). Stejně jako ostatní dostupné programy obsahuje CONEFOR několik indexů, ze kterých si může uživatel vybrat ty, které jsou pro něho v dané situaci vhodné.

#### 3.6.1. Teorie dostupnosti habitatů

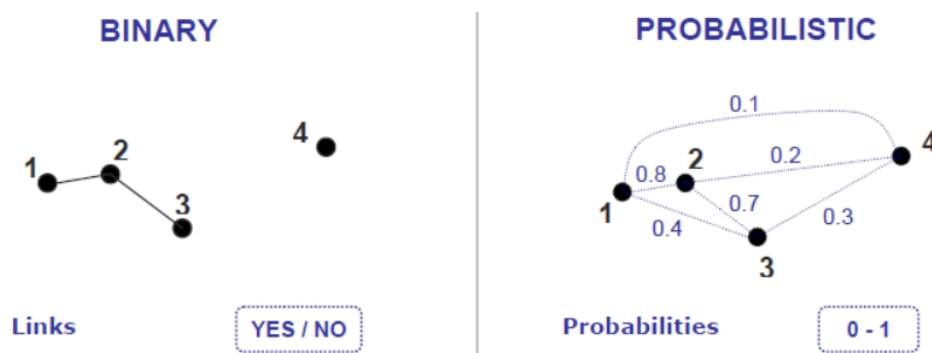
Koncept dostupnosti (dosažitelnosti) stanoviště je založen na předpokladu, že uzel (habitat) je místo, kde probíhá konektivita. Výpočet je založen na spojení velikosti habitů, či jejich kvality s napojením na okolní plochy do jednoho měření (Pascual-Hortal et Saura, 2006). K tomu, aby byl habitat jednoduše dostupný pro jedince či populaci, musí být dostatečně bohatý a dobře propojený s okolním prostředím (Krausman, 1999). Dostupnost prostředí pro druh tedy může být nízká v důsledku malého propojení s okolními vhodnými plochami, ale i kvůli malé bohatosti vlastního prostředí (Pascual-Hortal et Saura, 2006).

#### 3.6.2. Habitatové uzly

Prvním ze vstupů do výpočtů pomocí CONEFORu je tabulka uzlů (habitů) v textovém souboru, která má dva sloupce. v prvním sloupci je identifikační klíč (ID) pro jednotlivé uzly, tvořen celými nezápornými čísly. Ve druhém sloupci je stanovena hodnota (rozloha, nebo kvalita) daného uzlu. Všechny uzly jsou tedy v jednom textovém souboru, sloupce jsou odděleny mezerou, či tabulátorem. Volba jednotek záleží na autorovi, nicméně všechny atributy musí být ve stejných jednotkách (Saura et Pascual-Hortal, 2007a; Saura et Thorné, 2012).

### 3.6.3. Propojení uzlů

Spojnice mohou být binární, kdy nabývají hodnot 1 (existuje) a 0 (neexistuje), vhodnější jsou však spojnice pravděpodobnostní, protože jsou schopny obsáhnout i pravděpodobnost využití spoje, jak ukazuje obrázek č. 2 (Awade et al., 2012; Saura et Pascual-Hortal, 2007). Platí, že linka vždy spojuje dva uzly (Saura, 2013).



Obr. č. 2: Binární a pravděpodobnostní propojení (Saura, 2013).

Jak už bylo zmíněno binární model propojení umožňuje pouze porovnání disperzních schopností studovaného jedince nebo druhu se vzdáleností mezi uzly. Pokud je disperzní schopnost druhu větší než vzdálenost mezi habitaty, propojení existuje (Saura et Pascual-Hortal, 2007a; Saura et Torné, 2012). Vzdálenosti mezi uzly mohou být Euklidovské (nejkratší přímá vzdálenost mezi uzly), nebo efektivní, které zohledňují riziko úmrtnosti a pohybové schopnosti druhů v různých pokrývech terénu (Theobald, 2006).

Pravděpodobnostní propojení vyjadřuje pravděpodobnost přímé disperse mezi dvěma uzly, jako odhad síly, frekvence a proveditelnosti migrace analyzovaných organismů. Tato hodnota musí nabývat hodnot mezi 0 a 1 (Awade et al., 2012; Saura et Pascual-Hortal, 2007). Pravděpodobnost přímé disperse je v CONEFORu modelována jako snižující se exponenciální funkce vzdálenosti mezi uzly. Tato vzdálenost opět může být Euklidovská nebo efektivní. Pravděpodobnosti pohybu mezi uzly mohou být spočítány mimo tento program, například pomocí monitoringu pohybu nebo metodami mark-release-recapture (Saura et Pascual-Hortal, 2007a; Saure et Torné, 2012).

### 3.6.4. Formát propojovací tabulky

Druhým vstupním souborem je textová tabulka o třech sloupcích, která popisuje propojení mezi dvojicemi ploch  $i$  a  $j$ , kde v prvním sloupci je ID uzlu  $i$ , ve druhém sloupci je ID uzlu  $j$ . Na pořadí uzlů v tabulce nezáleží, CONEFOR považuje propojení za symetrické, tedy stejné z  $i$  do  $j$  jako z  $j$  do  $i$ . Ve třetím sloupci je dle typu propojení buď vzdálenost mezi uzly nebo pravděpodobnost přímé disperze (Suara et Torné, 2012). Identifikační označení uzlů musí být stejné jako v tabulce habitů. Každý pár uzlů by měl být v tabulce uveden pouze jednou (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

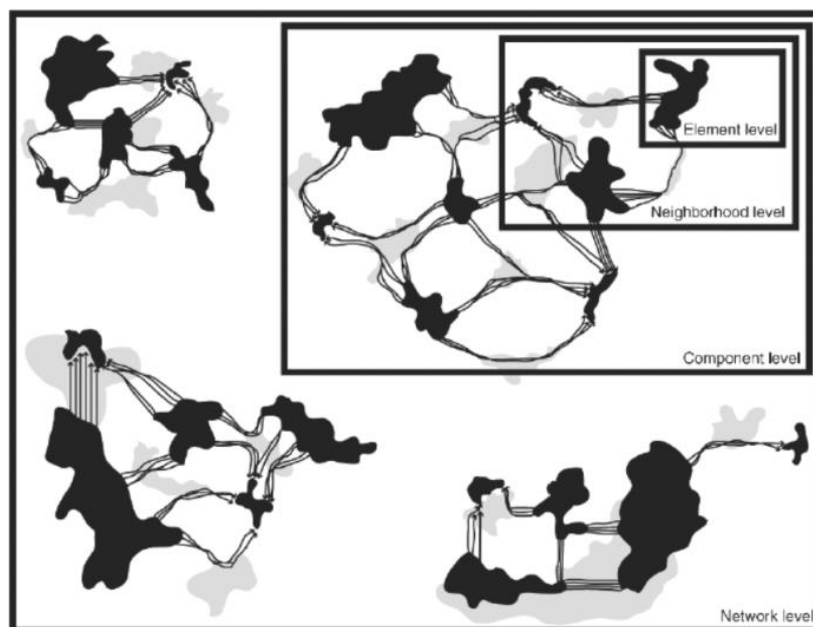
## 3.7. Indexy dostupné v CONEFORU

Software CONEFOR dokáže spočítat celkem deset indexů vyjadřujících konektivitu krajiny, ze kterých si uživatel může vybrat při analýze, přičemž je možné počítat více indexů souběžně (Saure et Torné, 2012). Šest z těchto indexů je založeno na binárních modelech a tři na modelech pravděpodobnostních (Sauraa Pascual-Hortal, 2007a). Desátý index nepopisuje jednotlivé uzle, jak to je u předchozích indexů, ale popisuje celé zkoumané území (Saura et al., 2011).

### 3.7.1. Binární indexy

Index NL - Number of links vychází z faktu, že čím je krajina propojenější, tím větší je celkový počet propojení mezi jednotlivými stanovišti (Pascual-Hortal et Saura, 2006)

Index NC - Number of components je založen na tom, že v propojené krajině existuje malé množství oddělených částí - komponent. NC je jediný index, jehož hodnota s rostoucí konektivitou klesá (Saura et Pascual-Hortal, 2007a). Jako komponent rozumíme jeden, nebo skupinu uzlů, které jsou vzájemně propojeny mezi sebou, ale nejsou nijak propojeny s jinými částmi krajiny (Saura et Pascual-Hortal, 2006). Obrázek č. 3 ukazuje schéma zobrazení krajiny pomocí grafu, který se skládá ze čtyř komponent.



Obr. č. 3: Zobrazení strukturních úrovní stanovištní sítě pomocí grafu, (Rayfield et al., 2011)

Harary index (H) funguje na základě počtu stanovišť v krajině a počtu propojení mezi stanovišti. Pro stanoviště, která náležejí různým komponentům, Saura a Pascual-Hortal, 2007a).

CCP - Class coincidence probability nabývá hodnot od 0 do 1 a je počítán dle následujícího vzorce (Pascual-Hortal a Saura, 2006):

$$CCP = \sum_{i=1}^{NC} \left( \frac{c_i}{A_c} \right)^2$$

NC je počet komponent v krajině,  $c_i$  je atribut celého komponentu (suma atributů všech uzlů v daném komponentu) a  $A_c$  je totální atribut habitatů (suma atributů stanovišť ve zkoumané oblasti). Pokud je atributem stanoviště jeho rozloha, CCP je definováno jako pravděpodobnost, že dva náhodně vybrané uzly jsou součástí stejného komponentu (Saura et Pascual-Hortal, 2007a; Saura et Torné, 2012).

LCP - Landscape coincidence probability je podobný předchozímu indexu, ale místo totálního atributu habitů ( $A_c$ ) počítá s totálním atributem analyzované oblasti ( $A_L$ ). Pokud je tedy atributem rozloha, vypočítá se jako suma rozloh stanovišť daného komponentu dělená rozlohou celého zkoumaného území (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

IIC - integral index of connectivity, založený na konceptu dostupnosti habitatu. Nabývá hodnot od 0 do 1 a se zvětšující se konektivitou jeho hodnota roste (Saura, 2013). Je počítán dle vzorce:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

kde  $n$  udává celkový počet stanovišť v krajině,  $a_i$  a  $a_j$  jsou atributy uzlů  $i$  a  $j$ ,  $nl_{ij}$  pak označuje počet propojení mezi zmíněnými uzly. Hodnota  $A_L$  udává, stejně jako je tomu u indexu LCP, maximální krajinný atribut (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Saura, 2013). Výsledná hodnota indexu IIC je složena ze tří částí, stejně jako je tomu u pravděpodobnostního indexu PC, který bude popsán v následující kapitole. Jediný rozdíl je ten, že IIC je binární index, tedy propojení buď existuje, nebo ne.

### 3.7.2. Pravděpodobnostní indexy

Flux (F) je prvním z pravděpodobnostních indexů, vypočítává se dle vzorce:

$$F = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, i \neq j}^n P_{ij}$$

kde  $n$  značí počet stanovišť v krajině  $p_{ij}$  pravděpodobnost přímého pohybu mezi uzly  $i$  a  $j$  (Saura et Pascual-Hortal, 2007).

AWF - Area-weighted flux je rozšířením předešlého indexu. Vypočítá se dle následujícího vzorce:

$$AWF = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, j \neq i}^n p_{ij} \cdot a_i \cdot a_j$$

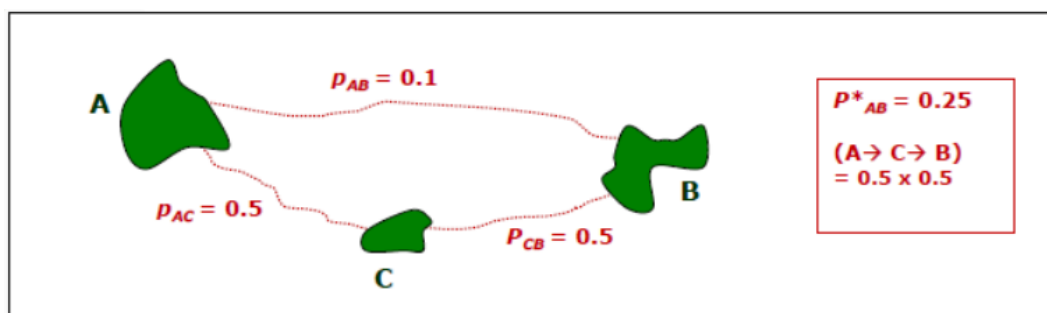
$n$  značí celkový počet stanovišť v krajině,  $p_{ij}$  je pravděpodobnost přímého pohybu mezi danými stanovišti  $i$  a  $j$ . Oproti předchozímu indexu se zde přidávají atributy jednotlivých stanovišť ( $a_i, a_j$ ) (Saura et Pascual-Hortal, 2007; Saura et Torné, 2012).

PC - Probability of connectivity je doporučován autory softwaru CONEFOR jako nejlepší index pro analýzu konektivity krajiny v rámci tohoto programu (Saura et Torné, 2012). Počítá pravděpodobnost, že dvě náhodně vybrané plošky jsou vzájemně propojeny (Saura, 2013). Je počítán dle následujícího vzorce:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2} = \frac{PC_{num}}{A_L^2}$$

kde  $n$  značí celkový počet stanovišť v krajině,  $a_i$  a  $a_j$  jsou atributy stanovišť  $i$  a  $j$ ,  $A_L$  představuje celkový atribut zkoumané části krajiny a  $p_{ij}^*$  nejvyšší pravděpodobnost disperse ze všech cestách mezi stanovišti  $i$  a  $j$  (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

Cestou rozumíme sérii kroků, při kterých není žádný uzel navštíven více než jednou, přičemž krok je pohyb jedince mezi dvěma uzly, aniž by prošel přes jiný uzel. (Saura et Pascual-Hortal, 2007; Saura et Torné, 2012). Výpočet ukazuje obrázek č. 4.



Obr. č. 4: Schéma tvorby cest a výpočtu maximální pravděpodobnosti pohybu mezi uzly A a B -  $p_{AB}^*$  (Saura et Pascual-Hortal, 2007)

Pokud jsou od sebe dvě plochy úplně izolované kvůli velké vzdálenosti, nebo existenci překážky, která pohyb znemožňuje,  $p^*_{ij} = 0$  (Saura 2013). Hodnota  $p^*_{ij}$  je dána negativní exponenciální funkcí vzdálenosti daných uzlů (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Vzhledem k tomu, že pro výpočet indexu PC jsou použity na grafech založené algoritmy pro určení nejpravděpodobnější cesty, může být výpočet pro větší území o velkém množství uzlů časově a hardwarově náročný (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

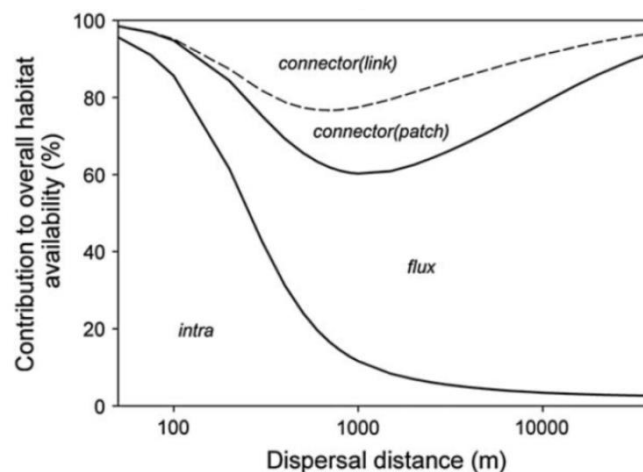
Saura et Rubio (2010) dělí hodnotu PC indexu na tři různé části, které označují jako *intra*, *flux* a *connector*. Verze CONEFORU použitá v této práci automaticky počítá tyto hodnoty pro každou plochu jakmile je index PC (či jeho binární ekvivalent IIC) vybrán pro výpočet, přičemž platí následující vztah:

$$dPC = dPC_{intra} + dPC_{flux} + dPC_{connector}$$

$$varPC = varPC_{intra} + varPC_{flux} + varPC_{connector}$$

kde  $dPC_{intra}$  představuje dostupnou plochu habitatu poskytnutou daným uzlem,  $dPC_{flux}$  jsou propojení uzlu  $k$  se všemi ostatními uzly, kde  $k$  je buď počáteční nebo koncový uzel.  $dPC_{connector}$  je pak příspěvek uzlu  $k$  ke konektivě mezi ostatními uzly, kde  $k$  slouží jako propojovací prvek - stepping stone (Saura, 2013; Saura et Thorné, 2012).

Uvedený vztah platí i pro index IIC. Obrázek č.5 popisuje, jak jednotlivé části přispívají do celkové hodnoty konektivity habitatu v závislosti na nastavené disperzní vzdálenosti (Saura et Rubio, 2010).



Obr. č. 5: Relativní příspěvek každé části indexu PC k hodnotě konektivity plochy v závislosti na disperzní vzdálenosti (Saura et Rubio, 2010)

Z obrázku je patrné, že se zvyšující se disperzní vzdáleností klesá vliv rozlohy habitů a naopak roste vliv propojení s ostatními stanovišti. Stepping stones pak mají největší vliv při středních disperzních vzdálenostech. Nutno dodat, že uvedený obrázek je výsledkem případové studie a přesné hodnoty se pro každý habitat liší, nicméně trend je stejný (Saura et Rubio, 2010; Saura, 2013). Rozdíl mezi  $dPC$  a  $varPC$  bude vysvětlen v následující kapitole.

### 3.7.3. Výpočty důležitosti jednotlivých stanovišť

CONEFORT také vždy počítá důležitost jednotlivých uzlů podle toho, jak by se snížila hodnota konektivity, kdyby byl daný uzel (habitat) odebrán z krajiny (Saura et Thorné, 2012). Do této důležitosti jsou započítány všechny součásti, kterými uzel přispívá ke konektivě dle indexů PC a IIC (*intra, flux, connector*) (Saura et Rubio, 2010). Při výpočtu je nutné nastavit, zda chceme hodnotu důležitosti v procentech -  $dM$ , nebo v absolutních číslech -  $varM$  (Saura et Thorné, 2012).

Platí následující vztahy:

$$dM(\%) = 100 \cdot \frac{M - M_{after}}{M}$$

$$varM = M - M_{after}$$

kde  $M$  je spočtená celková hodnota konektivity když jsou všechny habitaty přítomné v krajině.  $M_{after}$  je celková hodnota konektivity po odebrání habitatu z krajiny. Výsledkem  $dM$  a  $varM$  je tedy rozdíl mezi hodnotou konektivity celé krajiny a hodnotou konektivity krajiny bez hodnoceného habitatu (Saura et Thorné, 2012; Saura, 2013).

### 3.7.4. Celkový index pro zkoumané území - EC

V rámci výpočtů indexů IIC a PC je počítán také přehledový index pro všechny uzly v analyzovaném území. Tímto indexem je EC - Equivalent connectivity, který za předpokladu, že atributem je rozloha stanovišť, odpovídá ekvivalentní propojené ploše (ECA) dle Saury et al. (2011). Výsledkem je tedy jedno číslo pro celé území (Saura et Thorné, 2012).



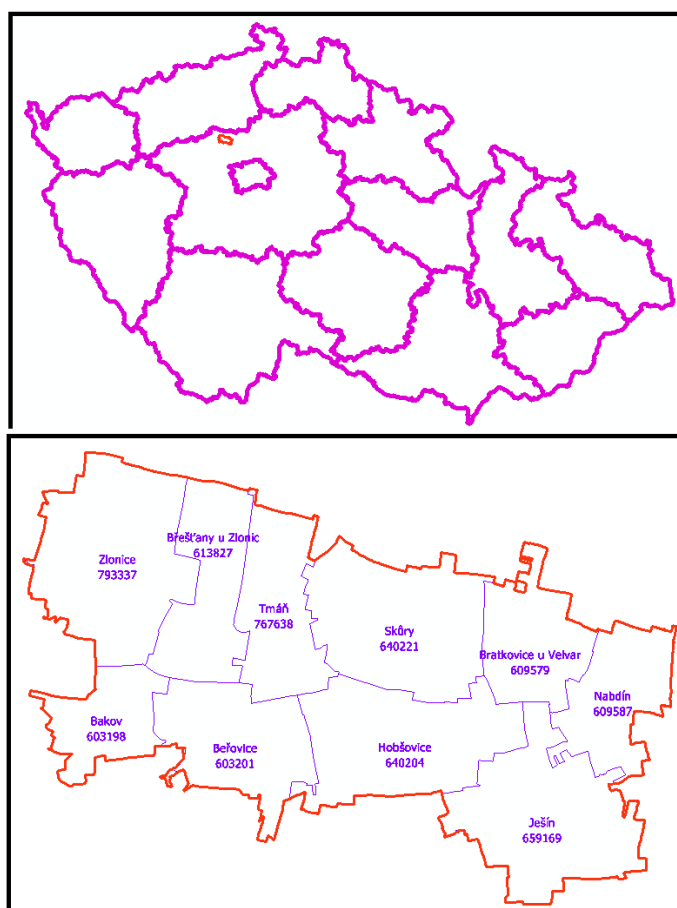
EC vyjadřuje podle Saury et al.(2011) velikost jedné plochy, která by poskytla stejnou hodnotu PC, či IIC jako všechny habitaty přítomné v analyzovaném území. Díky tomuto indexu je snadné odhalit trendy v měnící se rozloze stanovišť v různých časových obdobích. ECA je počítána dle vzorce:

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}$$

jedná se tedy o odmocninu čitatele ze vzorce pro výpočet indexu PC, který je autory označován jako vhodnější, než IIC index (Saura et al., 2011).

#### 4. Charakteristika zájmového území

Zájmové území (ZÚ) se nachází v severní části Středočeského kraje. Je tvořeno katastrálními územím (KÚ) deseti obcí, které spadají pod správu obce s rozšířenou působností (ORP) Slaný. Jedná se o KÚ obcí Zlonice, Břešťany u Zlonic, Bakov, Beřovice, Tmář, Skůry, Hobšovice, Ješín, Bratkovice u Velvar a Nabdín. Největším sídlem nacházejícím se v zájmovém území je městys Zlonice s 2289 obyvateli v roce 2013 (ČSÚ, 2015). Celková plocha zkoumané oblasti je 3830 hektarů. Nadmořská výška se pohybuje od 200 do 270 metrů nad mořem. Při severním okraji území prochází nadregionální biokoridor vedoucí směrem od Velvar k Lounům.



Obr. č. 6: Lokalizace území v rámci ČR a přehled katastrálních jednotek

#### 4.1. Geomorfologie území

Zařazení proběhlo podle WMS mapy dostupné prostřednictvím Národního geoportálu INSPIRE (CENIA, 2015)

Geomorfologické zařazení:	
Subprovincie	Česká tabule
Oblast	Středočeská tabule
Celek	Dolnooharská tabule
Podcelek	Řípská tabule
Okrsek	Perucká tabule

#### 4.2. Klimatické podmínky

Zájmové území leží v suchém teplém regionu s průměrnými ročními teplotami 8 - 9 °C a ročním úhrnem srážek pod 500 mm (VUMOP, 2015). Suma teplot nad 10 °C se pohybuje mezi 2600 - 2800. Pravděpodobnost suchých vegetačních období dosahuje 40 - 60 % (MZE, 1998).

#### 4.3. Schéma rozmístění zkoumaných prvků ÚSES

V zájmovém území se nachází celkem 25 lokálních biocenter, z toho je 5 navržených dosud nerealizovaných záměrů. Rozmístění biocenter ukazuje obrázek č. 7.



Obr. č. 7: Rozmístění lokálních biocenter v ZÚ. Plochy s modrými okraji jsou dosud nerealizované záměry. Pro lepší orientaci byla použita podkladová mapa dostupná z geoportálu INSPIRE (<http://geoportal.gov.cz/ArcGIS/services>)

## 5. Metodika

V této práci je zkoumána konektivita lokálních biocenter v zájmovém území. Analýza postupovala tak, jak je popsána v následujících kapitolách.

### 5.1. Data a podklady

Data byla zpracována v programu ArcMap 10.2, použit byl souřadnicový systém S-JTSK Krovak EastNorth. Počátečními daty pro výpočty byly následující vrstvy:

- Polygonová vrstva prvků ÚSES na území ORP Slaný, poskytnutá Městským úřadem Slaný - odbor GIS.
- Ortofoto mapa přístupná prostřednictvím WMS služby Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním (ČÚZK).
- Vrstvy katastrálních a správních hranic na území České republiky prostřednictvím WMS služeb

### 5.2. Vymezení zájmového území

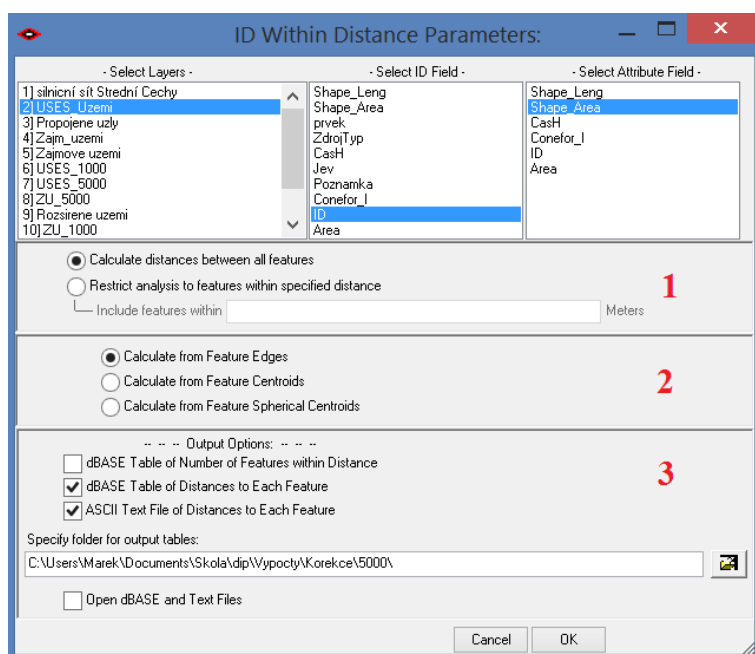
Výběr území podléhal dohodě s vedoucí práce. Byl stanoven přibližný rozsah 5 - 10 katastrálních území. Podmínkou bylo, aby zájmové území obsahovalo jak již existující prvky ÚSES, tak dosud nerealizované návrhy lokálních biocenter.

Území bylo vytvořeno vektorizací dle vrstvy katastrálních území dostupné přes Web Map Service (WMS) Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního. Z vrstvy prvků ÚSES na území ORP Slaný, byly vybrány a vyexportovány pouze prvky lokálních biocenter s údaji o jejich stavu - realizované / návrhy. Následně byla provedena korekce zájmového území podle vrstvy lokálních biocenter, vytvořené v předchozím kroku, protože některá centra částečně přesahovala hranice území. Na těchto místech bylo území rozšířeno o tyto přesahující plochy, aby nedošlo k dělení biocenter.

### 5.3. Tvorba vstupních dat pro CONEFOR

Pomocí vrstvy zájmového území byla nejprve oříznuta vrstva lokálních biocenter. Tím vznikl výběr zkoumaných biocenter.

Jednotlivým biocentrům byly přiřazeny ID klíče a byla spočtena jejich rozloha, která byla jediným možným dostupným kvalitativním údajem o biocentrech. K tvorbě textových tabulek byl použit CONEFOR 2.2, respektive jeho funkce ID within Distance, stažený z internetových stránek [www.CONEFOR.org](http://www.CONEFOR.org). nastavení popisuje obrázek č. 8. Výstupem tohoto kroku jsou dvě textové tabulky.



Obr. 8: Tvorba vstupních tabulek pro program CONEFOR 2.6.

Kromě výběru parametrů je možné hned omezit maximální délku propojení (1). Dalším možným nastavením je, odkud bude vzdálenost mezi uzly počítána (2). Pro potřeby této práce byly vybrány vzdálenosti od okrajů ploch. Nutné je také vybrat formát výstupu (3).

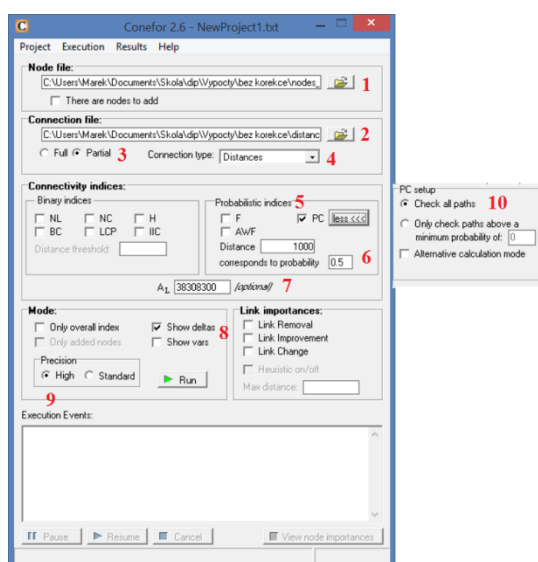
### 5.4. Výpočty konektivity

Konektivita byla počítána pomocí programu CONEFOR 2.6 pro 3 disperzní vzdálenosti, které mají představovat různé skupiny druhů, vyskytující se ve zkoumané oblasti. Při volbě disperzních vzdáleností byla také brána v potaz především velikost zkoumaného území.

Přehled průměrných disperzních vzdáleností s příklady druhů, pro které jsou uvažovány:

- 1000 metrů pro drobné savce, například hraboš polní (*Mircotus arvalis*), rejsek obecný (*Sorex araneus*), myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)
- 2000 metrů pro středně velké savce, například zajíc polní (*Lepus europaeus*), kuna lesní (*Martes martes*), lasice kolčava (*Mustela nivalis*)
- 5000 metrů pro velké savce, například: prase divoké (*Sus scrofa*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*)

Obrázek č. 9 ukazuje nastavení programu CONEFOR 2.6 pro jeden z výpočtů.



1 - Výběr tabulky (txt) s údaji o uzlech (biocentrech)
2 - Výběr tabulky (txt) s údaji o propojení biocenter
3 - Nastavení, zda budou propojení omezena disperzní vzdáleností
4 - Formát propojovací tabulky (vzdálenost / pravděpodobnost pohybu)
5 - Výběr indexů pro výpočet, je možné počítat více indexů najednou
6 - Nastavení disperzní vzdálenosti a pravděpodobnosti, které odpovídá (průměr)
7 - Rozloha zkoumaného území
8 - Nastavení výpočtu důležitosti jednotlivých ploch (dM / varM)
9 - Přesnost výpočtů, nastavení záleží na objemu dat a hardwarovém vybavení
10 - Rozšiřující možnosti nastavení pouze pro výpočet PC, možnost omezit propojení dle pravděpodobnosti - vyřadit méně pravděpodobná propojení

Obr. č. 9: Nastavení programu CONEFOR 2.6

Z indexů, uvedených v rešeršní části, bylo počítáno s indexem PC (Probability of Connectivity) a IIC (Integral index of Connectivity). Dále byla spočtena důležitost jednotlivých ploch (dA) a ekvivalentní propojená plocha - EC(PC) a EC(IIC). Výběr indexů nebyl náhodný. Index PC je autory doporučován jako nejpřesnější index, kterým je možné v CONEFORu počítat, index IIC je pak dle autorů nejsložitějším binárním indexem tohoto softwaru (Saura, 2013; Saura et Pascual-Hortal, 2007; Saura a Thorné, 2012). Výsledky výpočtů programu CONEFOR 2.6 byly vyexportovány jako textové soubory. Zvláště tedy vznikl soubor Node importances s hodnotami pro jednotlivé uzly (biocentra) a soubor Overall index values s vypočítaným indexem pro celé zájmové území.

Vzniklý textový soubor důležitosti jednotlivých ploch byl v ArcMapu propojen s vrstvou lokálních biocenter. Na základě tohoto propojení bylo možné vytvořit mapové výstupy této diplomové práce.

Dle zjištěných výsledků konektivity (PC a IIC) byla biocentra rozřazena do pěti kategorií:

<b>Hodnoty v %</b>	<b>Konektivita</b>
0 - 5	Velmi nízká
5 - 10	Nízká
10 - 15	Střední
15 - 20	Vysoká
20 - max	Velmi vysoká

Biocentra, která budou dle zjištěných výsledků patřit do kategorie "Velmi nízká konektivita", budou v této práci považována za plochy nefunkční z hlediska zachování konektivity krajiny.

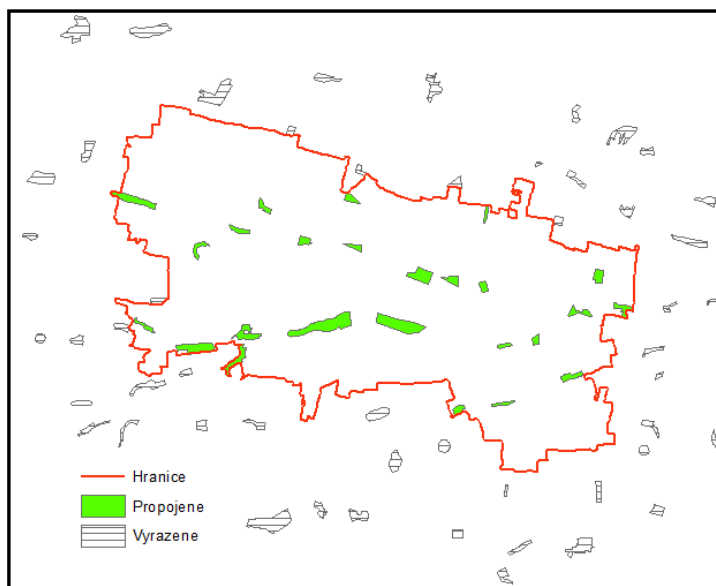
## 5.5. Zjištění a řešení problémů spojených s výpočtem

V průběhu vlastních výpočtů a při zkoumání výsledků byly vyhledávány nepřesnosti a problémy, které mohly ovlivnit přesnost výsledků.

Zjištěné problémy byly konzultovány s vedoucí práce a dalšími členy Katedry aplikované geoinformatiky a územního plánování (KAGÚP) Fakulty životního prostředí na České zemědělské univerzitě. Na základě těchto konzultací byly provedeny korekce ke zmírnění jejich vlivu. v průběhu výpočtů byly zjištěny dva hlavní problémy.

### Vliv stanovených hranic území

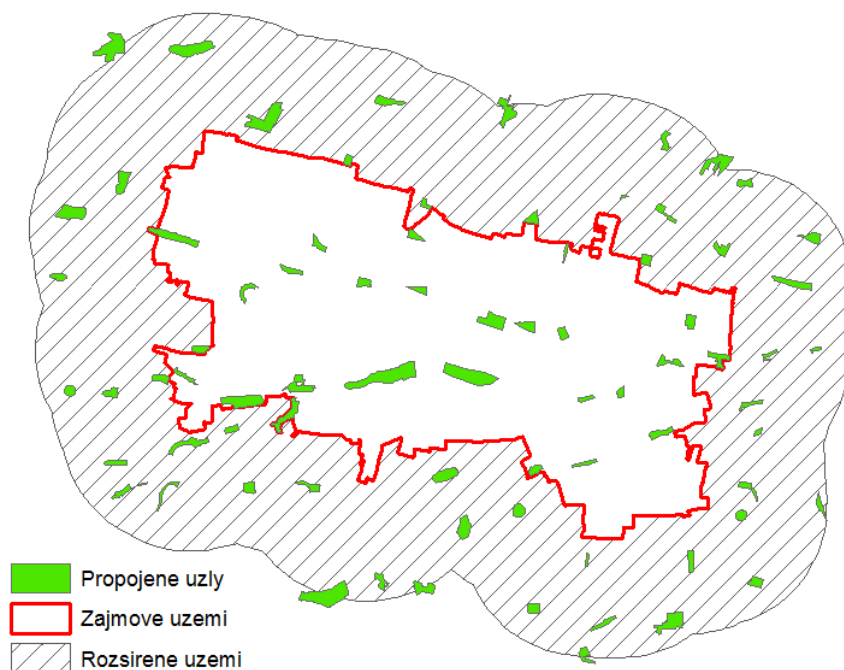
První problém se týká uměle vytvořených hranic území, které ovlivňují důležitost jednotlivých biocenter tím, že ruší propojení s plochami vně zkoumané území. Schéma tohoto problému popisuje obrázek č. 10, kde zelené jsou plochy vstupující do výpočtu a šrafované jsou plochy vyřazené z výpočtu hranicí zájmového území.



Obr. č. 10: Schéma vlivu hranice ZÚ na výpočet konektivity jednotlivých ploch.



Ke zjištění přesného vlivu na výsledky byly provedeny výpočty s upravenými vstupními daty. Tyto úpravy spočívaly v tom, že vstupní data pro výpočet byla rozšířena o území odpovídající právě počítané průměrné disperzní vzdálenosti. Stejně, jako při tvorbě zájmového území bylo toto rozšířené území zvětšeno o biocentra částečně přesahující jeho hranice. Obrázek č. 11 představuje schématické znázornění tohoto rozšíření. Území bylo rozšířeno pouze pro výpočet. Výsledky výpočtů byly řešeny pouze pro plochy uvnitř zájmového území.



Obr. 11: Území rozšířené o průměrnou disperzní vzdálenost (jako příklad byla použita vzdálenost 2000 m).

Pro takto rozšířené území nebyla přepočítávána ekvivalentní propojená plocha a důležitost jednotlivých biocenter (dA). Hodnoty ekvivalentní propojené plochy jsou závislé na celkové velikosti území. Tato velikost se úpravou dat změnila a porovnání s původním výpočtem by tedy nebylo možné. Bylo také zkoumáno, zda má změna výpočtu větší vliv na biocentra blíže k hranici území. Za tímto účelem byly stanoveny okrajové plochy, tedy biocentra, mezi nimiž a hranicí zájmového území se nenacházejí žádná jiná biocentra a zároveň nejsou od hranice území vzdáleny více než 1000 metrů (nejmenší disperzní vzdálenost). Takto bylo označeno 10 ploch. Následně byly porovnávány průměrné podíly původních a upravených hodnot dPC mezi okrajovými a neokrajovými plochami.

Vzhledem ke změně výpočtů bylo třeba změnit také klasifikaci kategorií konektivity, pro disperzní vzdálenost 5000 metrů. Téměř všechna biocentra spadala do kategorie s velmi nízkou konektivitou, což by v podstatě znemožnilo vizualizaci rozdílů mezi jednotlivými plochami. Po dohodě se členy KAGÚP bylo tedy přistoupeno ke změně klasifikace pro tuto disperzní vzdálenost. Použita byla následující kategorizace:

<b>Hodnoty v %</b>	<b>Konektivita</b>
0 - 2	Velmi nízká
2 - 4	Nízká
6 - 6	Střední
6 - 8	Vysoká
8 - 10	Velmi vysoká

### **Prostupnost ploch mezi jednotlivými biocentry**

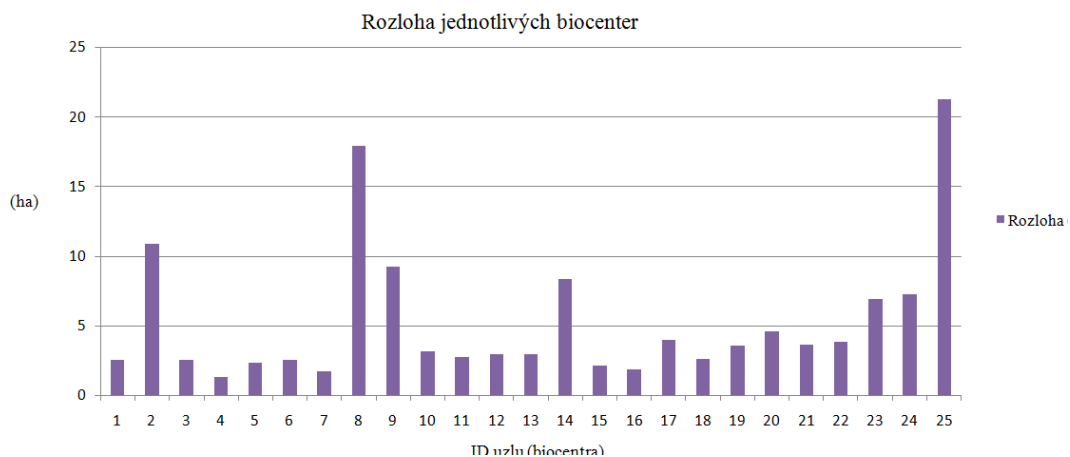
Druhý problém spočívá ve faktu, že program CONEFOR počítá pouze s uzly (biocentry), jako místy, kde probíhá konektivita a všechny ostatní plochy považuje za místa s nulovou konektivitou (Saura, 2013). Řešeny nejsou ani bariéry mezi jednotlivými uzly. Tento problém se dá odstranit například použitím mapy frikčních povrchů (náročnost pohybu), pomocí které se modifikují vzdálenosti v propojovací tabulce. Vzhledem k velikosti území a subjektivnosti a náročnosti tvorby této mapy bylo po dohodě s vedoucí práce rozhodnuto, že tento problém bude postoupen pouze slovnímu hodnocení.

## 6. Výsledky

V zájmovém území se nachází celkem 25 lokálních biocenter, která byla hodnocena. Jejich celková plocha je 132,57 hektaru, což představuje 3.5 % rozlohy zájmového území. Dosud nerealizované záměry biocenter mají ID 2, 9, 19, 20 a 21. Tyto plochy jsou v mapových výstupech označeny kruhovými popisky. Již funkční biocentra mají popisky čtvercového formátu.

### 6.1. Důležitost jednotlivých biocenter pro konektivitu krajiny

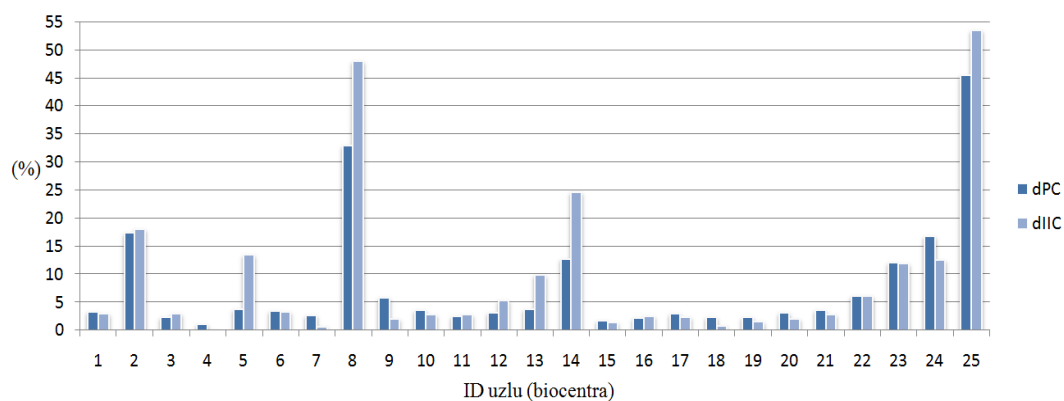
Biocentra jsou hodnocena zvláště pro každou ze tří disperzních vzdáleností uvedených v metodice této práce. Vzhledem k faktu, že jako kvalitativní údaj o biocentrech byla použita jejich rozloha, je hodnocení započato přehledem rozloh jednotlivých biocenter, jak je ukazuje obr. č. 12. Průměrná rozloha je 5.3 ha. Z obrázku je patrné, že průměrnou hodnotu překročilo pouze 7 z 25 ploch.



Obr. č. 12: Rozloha biocenter v zájmovém území.

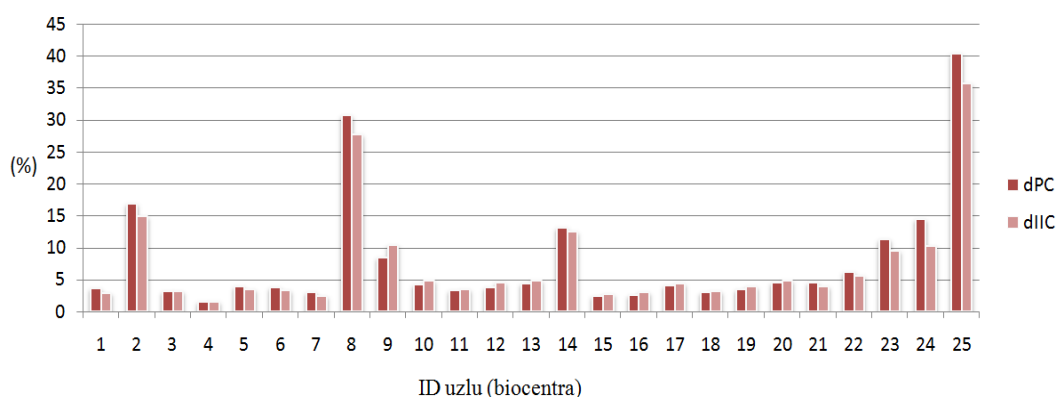
Následující tři grafy popisují konektivitu jednotlivých biocenter pro každou uvedených disperzních vzdáleností (Obr. č. 13 - 15).

Výsledky výpočtů pro d = 1000 m (%)



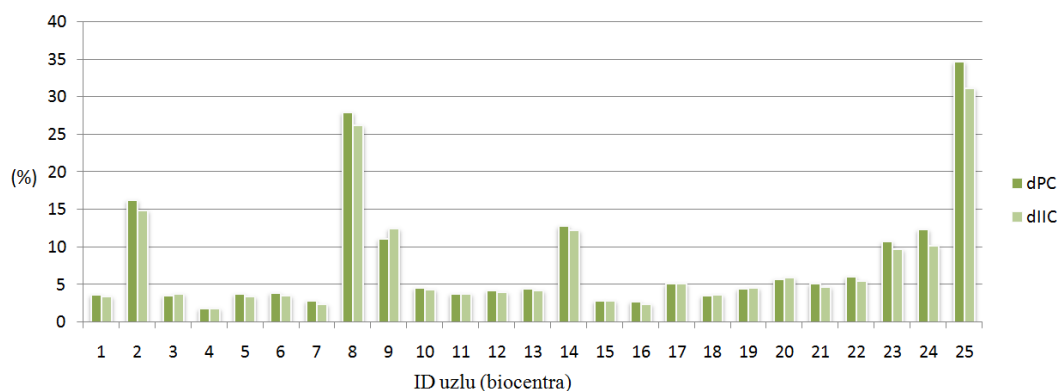
Obr. č. 13: Hodnoty propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 1000 m.

Výsledky výpočtů pro d = 2000 m (%)



Obr. č. 14: Hodnoty propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 2000 metrů.

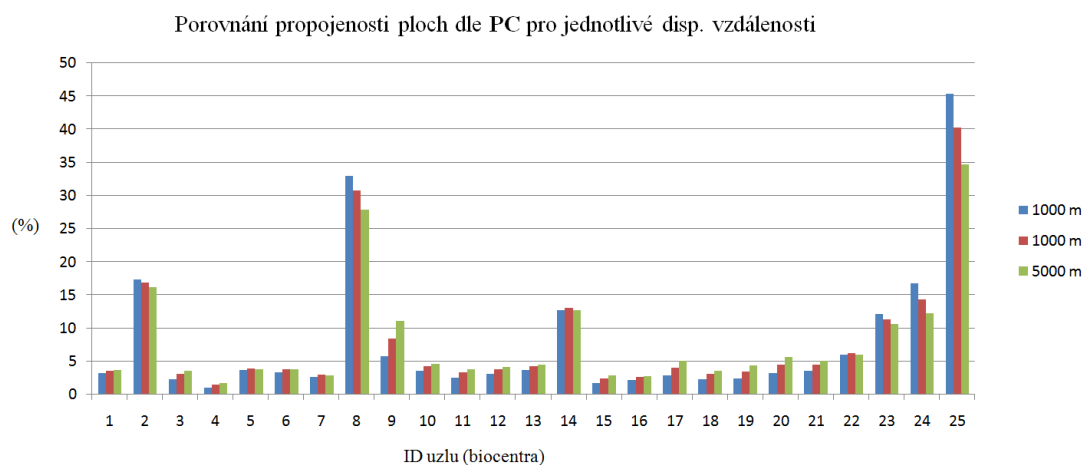
Výsledky výpočtů pro d = 5000 m (%)



Obr. č. 15: Hodnota propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 5000 metrů.

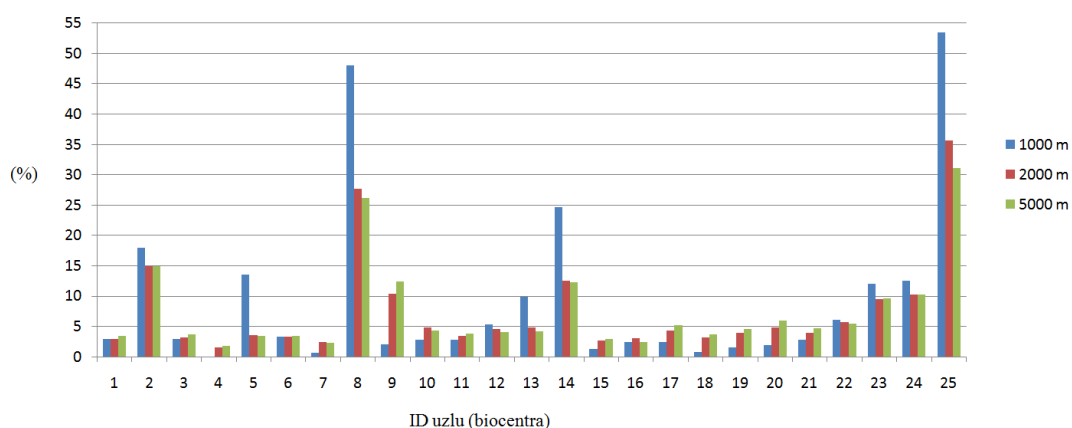
Tyto obrázky znázorňují rozdíly výsledků pro oba počítané indexy konektivity pro všechny počítané disperzní vzdálenosti. Výsledky výpočtu konektivity jsou v mapových výstupech zařazeny v přílohách č. 1 - Výsledky výpočtu pomocí indexu PC a č. 2 - Výsledky výpočtu pomocí indexu IIC. Je patrné, že oba indexy mají podobný trend klesající významnosti rozlohy tří největších ploch (ID 2, 8 a 25) s rostoucí disperzní vzdáleností. Největší rozdíl mezi těmito metrikami byl zjištěn pro disperzní vzdálenost 1000 metrů, kdy se mohl projevit fakt, že pravděpodobnostní index PC počítá s touto hodnotou jako s průměrem, připouští tedy sice méně pravděpodobný, ale možný pohyb na větší vzdálenost. Naproti tomu binární index IIC tuto možnost nepřipouští, rozloha jednotlivých ploch tedy hraje dominantnější roli.

Obr. č. 16 a 17 byly vytvořeny za účelem porovnání vlivu disperzní vzdálenosti na jednotlivá biocentra dle obou počítaných indexů. Smyslem zařazení těchto grafů do výsledků je zobrazit vliv rostoucí disperzní vzdálenosti na výsledky indexů PC a IIC.



Obr. č. 16: Vliv disperzní vzdálenosti, na propojenost jednotlivých biocenter podle indexu PC

Porovnání propojenosti ploch dle IIC pro jednotlivé disperzní vzdálenosti



Obr. č. 17: Vliv disperzní vzdálenosti, na propojenost jednotlivých biocenter podle indexu IIC

### Posouzení navrhovaných záměrů

Z uvedených grafů je také možné vyhodnotit navrhované záměry lokálních biocenter. Nejlepších hodnot dPC i dIIC z navrhovaných ploch dosahuje biocentrum č. 2, které má větší míru konektivity pro nejmenší disperzní vzdálenost (1000 metrů) a s rostoucí vzdáleností významnost této plochy klesá. Hodnoty se pohybují v kategorii "Vysoká konektivita" dle přehledu uvedeného v metodice této práce. Návrhy biocenter s ID 19, 20 a 21 spadají do kategorie s velmi nízkou konektivitou (0 - 5 %). Návrh číslo 20 přesahuje hodnotu 5 % pouze pro nejvyšší disperzní vzdálenost. Dle metodiky této práce by v případě realizace těchto návrhů byla vzniklá biocentra považována za nefunkční, nebo částečně funkční, v případě ID 20.

Při pohledu na výsledky výpočtu pro biocentrum č. 9 s použitím indexu IIC je dobře patrný hlavní rozdíl mezi oběma indexy. Pro IIC je tato plocha při výpočtu s nejnižší disperzní vzdáleností zcela izolovaná, tudíž málo propojená, zatímco PC počítá s méně pravděpodobným propojením na větší vzdálenost.

V rámci porovnání vlivu disperzních vzdáleností na propojenost krajiny byly dále spočteny průměrné hodnoty indexů PC a IIC pro zájmové území - tabulka č. 1.

Průměrné hodnoty indexů PC a IIC (%)		
Disp. vzdálenost	PC	IIC
1000 m	7.87	9.36
2000 m	8.02	7.47
5000 m	7.91	7.43

Tab. č. 1: Průměrné hodnoty indexů konektivity pro zkoumané disperzní vzdálenosti.

### Posouzení funkčnosti biocenter

Z obrázků 16 a 17 a mapových příloh této práce můžeme provést zhodnocení funkčnosti a kvality jednotlivých biocenter v zájmovém území..

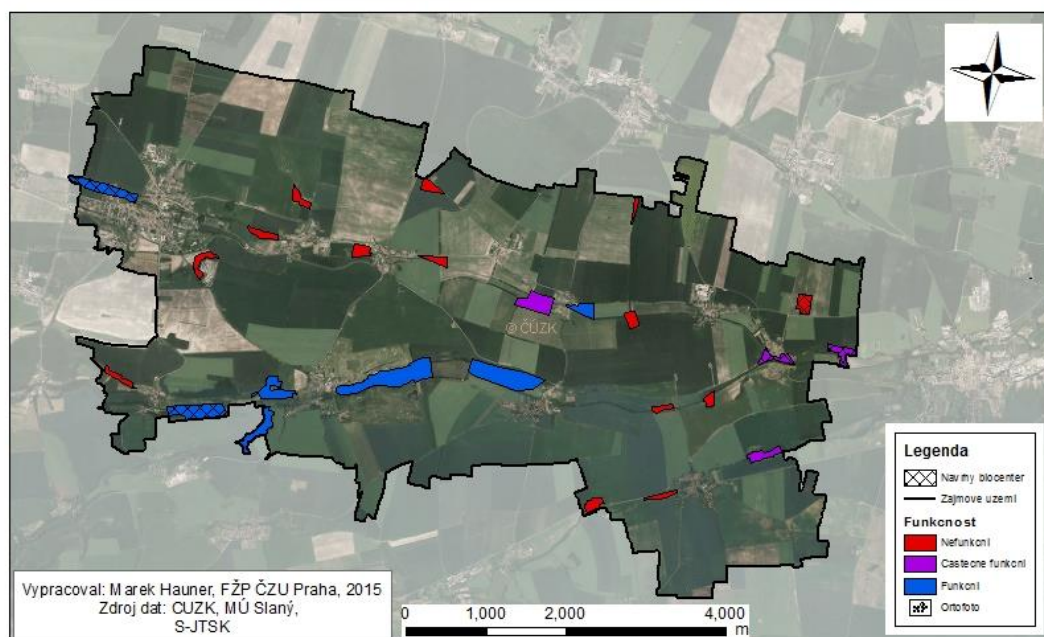
Existující biocentra můžeme rozdělit do 3 skupin:

- Nefunkční biocentra: hodnota propojenosti 5% nebyla překročena pro žádnou disperzní vzdálenost
- Částečně funkční biocentra: hodnota propojenosti 5% byla překročena alespoň pro jednu disperzní vzdálenost
- Funkční biocentra: hodnota 5% byla překročena pro všechny disperzní vzdálenosti

Jako nefunkčních můžeme dle indexu PC označit celkem 13 biocenter z celkového počtu dvaceti (nejsou zde řešeny nerealizované návrhy). Jedná se o biocentra s rozlohou od 1 do 3 ha. U indexu IIC se projevila větší dominance rozlohy, kdy více ploch překročilo hranici 5% pro nejnižší disperzní vzdálenost. Podle indexu IIC do této skupiny spadá 10 biocenter.

indexu PC je jedno biocentrum považováno jako částečně funkční, a to pro nejvyšší disperzní vzdálenost. Oproti tomu při použití indexu IIC do této skupiny spadají čtyři biocentra. Ve třech případech byla překročena hranice 5% pro nejnižší disperzní vzdálenost. Obrázek č. 18 – Mapový výstup funkčnosti biocenter v zájmovém území přehledně popisuje výše uvedené skutečnosti.

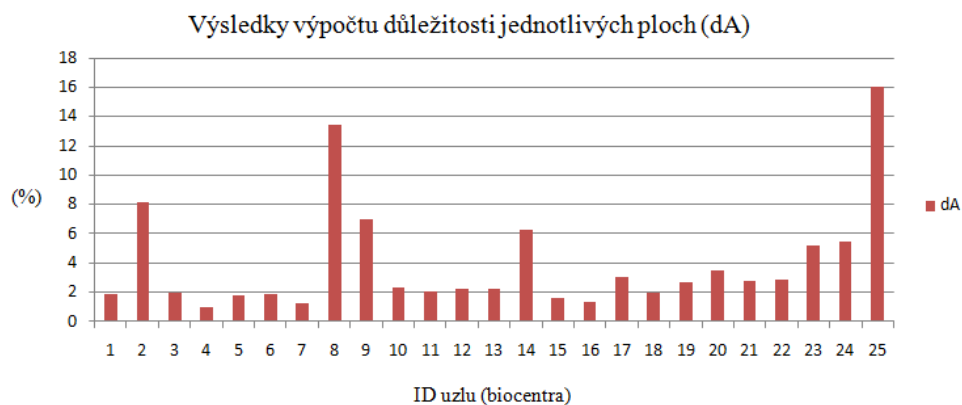
## Funkčnost lokálních biocenter v zájmovém území



Obr. č. 18: Mapový výstup funkčnosti jednotlivých biocenter na základě výsledků indexu PC

### Důležitost jednotlivých ploch

Kromě výsledků indexů PC a IIC byla automaticky vypočítána také důležitost jednotlivých ploch. Hodnota záleží na změně konektivity při odebrání daného uzlu (biocentra) z krajiny. Vzhledem k tomu, že při tomto výpočtu nejsou řešeny disperzní vzdálenosti, stačí jako porovnání obrázek č. 19. Tyto výsledky představují podíl konektivity každé plochy na celkové konektivě zkoumaného území (100%).



Obr. č. 19: Výsledky výpočtu důležitosti jednotlivých ploch (dA).



## 6.2. Ekvivalentní propojená plocha - EC(PC) / EC(IIC)

Ekvivalentní propojená plocha byla počítána dle indexů PC a IIC, aby byly získány údaje pro porovnání binárních a pravděpodobnostních propojení v rámci celého území. Tabulka č. 2 zobrazuje rozdíl mezi zmíněnými indexy EC(PC) a EC(IIC) v závislosti na disperzních vzdálenostech. Celková plocha všech biocenter v zájmovém území je 132.57 ha. Ekvivalentní propojená plocha nedosáhla této hodnoty ani při výpočtu s největší disperzní vzdáleností.

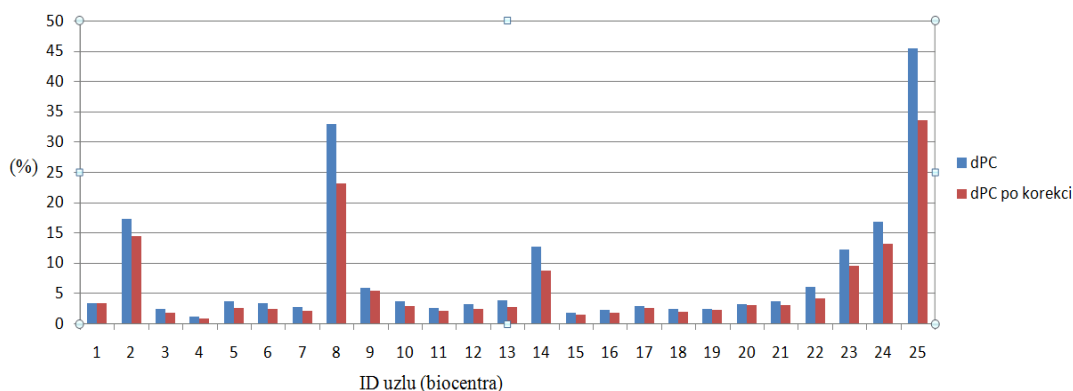
Disp. vzdálenosti	EC (IIC) [ha]	EC (PC) [ha]
1000 m	64.58	79.37
2000 m	84.82	98.48
5000 m	95.07	116.34

Tab. č. 2: Výsledky výpočtu ekvivalentní propojené plochy.

## 6.3. Vliv hranice na výpočet

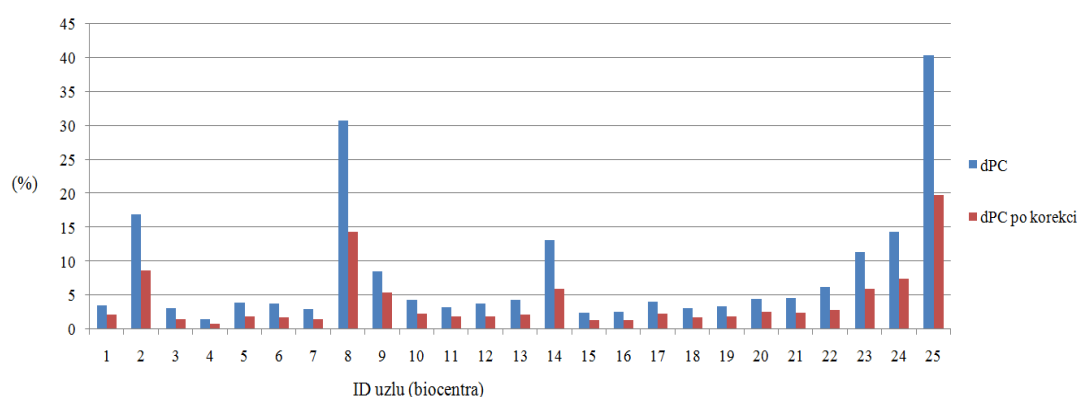
Po rozšíření území pro výpočet byly získány nové výsledky, které byly porovnány s těmi původními. Změny hodnot dPC pro jednotlivé disperzní vzdálenosti ukazují obrázky č. 20 - 22. Je dobře patrný trend, že s rostoucí disperzní vzdáleností a tedy s větší plochou vstupující do výpočtů, klesá důležitost všech ploch v zájmovém území. Nejvíce je tento jev patrný při výpočtu s disperzní vzdáleností 5000 metrů pro plochu č. 25, kde míra propojenosti klesla z 34.66 % na 7.05 %. Kompletní přehled porovnání výsledků pro jednotlivá biocentra je uveden v příloze č. 3. Pro lepší možnost porovnání jsou v této příloze uvedeny hodnoty průměrů a směrodatných odchylek

Vliv rozšíření území pro výpočet na hodnotu indexu PC (%) pro d = 1000 m



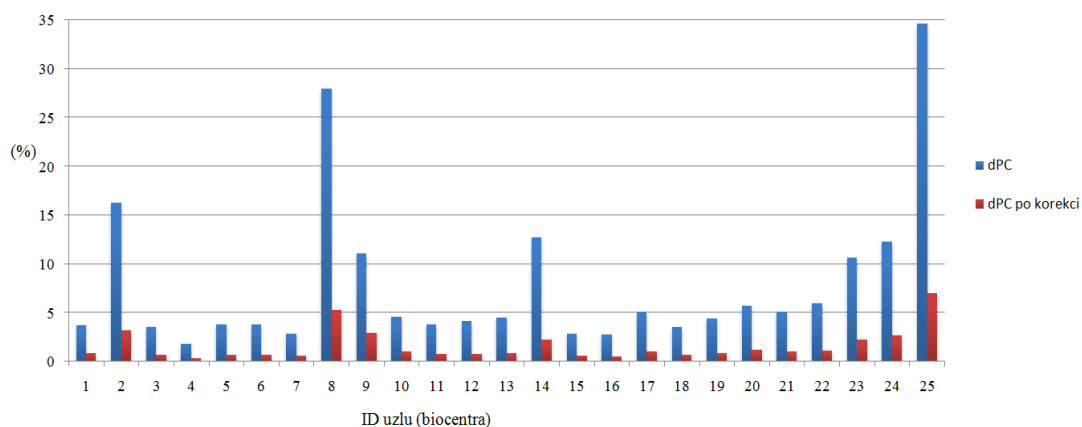
Obr. č. 20: Vliv rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 1000 m

Vliv rozšíření území pro výpočet na hodnotu indexu PC (%) pro d = 2000 m



Obr. č. 21: rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 2000 m

Vliv rozšíření území pro výpočet na hodnotu indexu PC (%) pro d = 5000 m



Obr. č.22: Vliv rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 5000 m

Z obrázků 18 - 20 je dobře patrné, že s rostoucí disperzní vzdáleností a tedy zvětšujícím se výpočtovým územím, klesá důležitost všech ploch. Tento jev je způsoben tím, že do výpočtu vstupuje řádově větší množství ploch, pro které je konektivita počítána, tudíž je každá z nich méně důležitá v rámci celého území. Největší pokles propojenosti můžeme pozorovat u ploch hodnotou indexu PC nad 10 % při původním výpočtu. Mapový výstup pro výsledky s upravenými daty je uveden jako příloha č. 4.

Rodíly mezi průměrnou hodnotou PC původního výpočtu a průměrnou hodnotou PC spočítanou s upravenými daty ukazuje Tab. č. 3.

Průměrné hodnoty indexu PC (%)		
Vzdálenost	PC	PC korekce
1000 m	7.87	6.04
2000 m	8.02	4.06
5000 m	7.91	1.6

Tab. č. 3: Vliv korekce výpočtů na průměrnou hodnotu indexu PC

Jak je uvedeno v metodice, bylo také zkoumáno, zda má změněný způsob výpočtu větší vliv na plochy blíže u hranic zájmového území. K tomuto porovnání byly postupu v metodice určeny okrajové plochy. Následně byly spočítány průměry podílů hodnot indexu PC pro oba výpočty. Tabulka č. 4 ukazuje výsledné hodnoty těchto podílů.

D	Všechna biocentra	Okrajové plochy	Neokrajové plochy
1000 m	0.80	0.87	0.76
2000 m	0.52	0.55	0.50
5000 m	0.20	0.21	0.20

Tab. č. 4: Průměrné podíly výsledných hodnot indexu PC

Z tabulky je patrné, že u okrajových ploch došlo k menšímu snížení hodnot indexu PC než u ploch neokrajových. Dá se také vyčíst, že rozdíl mezi jednotlivými hodnotami se snižuje s rostoucí disperzní vzdáleností. Z toho je možné usuzovat, že hranice zájmového území více ovlivňují výsledky indexu PC pro menší disperzní vzdálenosti. Tabulka se všemi hodnotami je uvedena v příloze č. 5.

## 7. Diskuse

V této kapitole budou řešeny dosud nezodpovězené otázky a nejasnosti, které se objevily při výpočtu konektivity v lokálním měřítku.

### Atributy biocenter

V rámci této práce, byla rozloha jednotlivých biocenter jediným kvalitativním údajem. Vzhledem k tomu, že v této práci nebyla řešena problematika prostupnosti krajiny mezi jednotlivými uzly, je rozloha určujícím faktorem pro výsledky. Biocentra s největší rozlohou jsou oběma použitými indexy považovány za nejpropojenější, i když mohou být méně kvalitními plochami z hlediska podmínek pro organismy. Saura (2013) uvádí, že ve velké části případů je velikost ploch limitujícím faktorem, protože je pro kvalitu habitatu rozhodující.

Autoři Bodin et Saura (2010) a Jordán et al. (2003) tvrdí, že rozloha ploch většinou není jediným údajem popisujícím jeho kvalitu a tudíž nemusí být jediným údajem vstupujícím do výpočtů konektivity. CONEFOR umožňuje ve vstupních datech pouze jeden kvalitativní údaj, při zahrnutí více kritérií posuzování kvality daných uzlů je tedy třeba tato kritéria spojit do jednoho číselného údaje. K tomu je dle Gurrutxagy et al. (2011) třeba postupovat jednotnou metodou přiřazování hodnoty jednotlivým habitům.

### Disperzní vzdálenosti

Vzhledem k faktu, že stanovené hodnoty vstupují do výpočtu jako průměrné, bylo při vytváření těchto modelových vzdáleností (disperzních schopností) a jejich přiřazování ke skupinám druhů vycházeno z předpokladu, že s velikostí těla živočichů rostou jejich disperzní schopnosti (Sutherland et al., 2000). Bowman et al. (2002) uvádí, že kvalitnější data o disperzních schopnostech jedinců je možné získat na základě velikosti jejich domovského okrsku. Jak je uvedeno v metodice této práce, použité disperzní vzdálenosti popisují skupinu druhů, které mohou mít rozdílně velké okrsky. Bylo tedy vycházeno čistě z předpokladu, že větší živočich má větší disperzní vzdálenost. Autoři Lowe et McPeck označují disperzi jako velmi těžko kvantifikovatelný prvek, který ovlivňuje biodiverzitu.

Disperzní vzdálenosti byly voleny s ohledem na velikost území, které je přibližně 10 km dlouhé a 4.5 km široké. Rozloha jednotlivých biocenter je od 1.3 ha do 21 ha. Gurrutxaga et al. (2011) pro svůj výpočet zvolil disperzní vzdálenosti od 1 km do 25 km. Biocentra pro která byla konektivita počítána však měla nejméně 5000 ha. Proti tomu Fourie et al. (2014) zvolil disperzní vzdálenosti od 50 do 1000 metrů pro zájmové území o rozloze 47 810 km<sup>2</sup>.

### **Stručný pohled na výsledky**

Saura (2013) uvádí, že pro druhy s nízkou mobilitou - disperzní schopností vzhledem ke struktuře krajiny (vzdálenosti habitů) je nejvíce určující kvalita habitatu, kde byli jedinci těchto druhů zaznamenáni. v této práci je za nízkou disperzní vzdálenost považováno 1000 metrů. Tento jev byl při porovnání s výsledky této práce prokázán i na lokální úrovni, kdy plochy s největší rozlohou byly také nejvíce propojené v rámci krajiny (nejvyšší hodnota PC). Z výsledků pro disp. vzdálenost 1000 metrů je také patrné, že index IIC klade větší důraz na rozlohu jednotlivých biocenter než index PC. To může být způsobeno mimo jiné faktem, že se jedná o binární index, který oproti pravděpodobnostnímu PC nepřipouští propojení dvou uzlů na vzdálenost větší než 1000 metrů.

Z výsledků této práce je patrné, že s rostoucí disperzní vzdáleností se snižuje vliv rozlohy biocenter na výsledku propojenosti. Propojenost největší plochy (ID 25) byla pro disperzní vzdálenost 1000 metrů 45.4 %, pro disp. vzdálenost 5000 metrů klesla o propojenost o více než 10 % na 34.67%, a to navzdory faktu, že při větší disperzní vzdálenosti je toto biocentrum propojeno s více okolními plochami. Tato práce ukázala, že v lokálním měřítku jsou výsledky stále ovlivněny kvalitou (rozlohou) jednotlivých biocenter. Může to však být způsobeno faktem, že ani při použití největší disperzní vzdálenosti nejsou všechna biocentra vzájemně propojena.

Jak je patrné z obrázků v kapitole Výsledky, biocentra s menší rozlohou získávají s rostoucími disperzními vzdálenostmi, až na výjimky, vyšší míru propojení. Trend je tedy opačný než u ploch, které vysokou míru propojenosti získaly především díky své velké rozloze.

## **Funkčnost biocenter v zájmovém území**

Zde budou komentovány výsledky získané dle indexu PC, protože je autory uváděn jako přesnější (Saura et Torné, 2012). Z celkového počtu 25 lokálních biocenter je podle kritérií stanovených v metodice této práce pouze 7 funkčních v rámci zachování konektivity krajiny. Z toho jsou dva dosud nerealizované návrhy. Možné zkreslení důležitosti ploch mohlo nastat kvůli využití rozlohy jako jediného kvalitativního údaje. Právě rozloha je však dle Saury et al. (2014) pro stepping stones klíčová. Celkem 14 biocenter bylo označeno jako nefunkční plochy z hlediska konektivity krajiny. Jedná se většinou o velmi malé plochy, s rozlohou menší, než je minimální hodnota pro lokální biocentra dle Kosejka et al. (2009). Tento nedostatek byl pozorován u 10 ze zmíněných 14 biocenter.

## **Vliv efektu umělých hranic na výpočet**

Hranice stanovené pro vymezení zájmového území přinášejí možné zkreslení výpočtu tím, že omezí počet propojení biocenter s plochami, které jsou mimo zájmové území, tudíž jsou vyřazeny z výpočtů. To může mimo jiné zvýšit již zmiňovaný vliv rozlohy jednotlivých ploch. Předpokládáno tedy bylo, že plochy blíže k této hranici jsou pro výpočet znevýhodněny proti plochám blíže ke středu zájmového území. Byl tedy proveden pokusný přepočítání s daty upravenými tak, jak je popsáno v metodice této práce.

Při tomto postupu se však objevily další nepřesnosti. Rozšíření území proběhlo o průměrnou disperzní vzdálenost, nikoli o maximální. K tomuto kroku bylo přistoupeno po dohodě se členy KAGÚP. Bylo totiž usouzeno, že by v případě rozšíření území o maximální vzdálenost, došlo k mnohonásobnému zvětšení výpočtového území, čímž by data pro stanoviště v zájmovém území ztratila vypovídací hodnotu. Hlavním problémem je, že při takovém výpočtu dochází ke snížení důležitosti všech ploch, kvůli navýšení jejich počtu (Saura et Torné, 2012). Může tedy být obtížné takto získaná data klasifikovat dle míry propojenosti, a to zejména pro výpočty s velkými disperzními vzdálenostmi. Při pohledu na výsledky upravených dat pro disperzní vzdálenost 5000 metrů (Obrázek 22) je patrné, že hodnoty propojenosti pro malá biocentra přestávají být vzájemně porovnatelná. Takovéto úpravy vstupních dat tedy nejsou vhodné pro výpočty konektivity krajiny pomocí softwaru CONEFOR na větších územích s malými stanovišti.

Největší vliv mělo odebrání hranice na výpočet s nejménší disperzní vzdáleností, kde není mezi jednotlivými uzly tolik propojení. Toto tvrzení je podloženo tím, že byl zjištěn největší rozdíl mezi průměrnými podíly okrajových a neokrajových ploch. v tomto výpočtu došlo také k nejmenšímu snížení hodnot indexu PC. Pro jedno biocentrum (ID 1) dokonce došlo k nárůstu hodnoty dPC oproti původní hodnotě, což si autor vysvětluje faktem, že v oblasti, kde se toto biocentrum nachází, jsou v dosahu nejmenší disperzní vzdálenosti další 3 stanoviště mimo zájmové území, které v původním výpočtu nebyly zahrnuty. Změnou výpočtu pro tento uzel došlo k navýšení počtu propojení s ostatními uzly z jednoho na čtyři.

### **Fragmentace zájmového území**

Problematika fragmentace krajiny již byla popsána v rešeršní části této práce. Fragmentace nemusí být způsobena pouze antropogenními vlivy, ale i velkou mírou disturbance jak uvádí například Jaeger et al. (2008). Program CONEFOR bere v potaz pouze kvalitu jednotlivých uzlů a nezohledňuje obtížnost pohybu mezi nimi. Tato data jsou však pro reálné zjištění konektivity krajiny velmi důležité, někdy totiž nejkratší cesta, kterou uvažují modely založené na teorii grafů, tou nejsnadnější a nejpoužívanější (Bodin et Saura 2010).

Tyto údaje lze při výpočtech pomocí softwaru CONEFOR zohlednit dvěma způsoby. Prvním způsobem je modifikace dat v tabulce atributů jednotlivých uzlů - ploch. Touto cestou nejsou z výpočtů kvůli bariérám vyřazena žádná propojení. Je však třeba použít sjednocenou metodu modifikace dat tak, aby nedošlo ke zkreslení (Saura, 2013). Druhou možností je úprava tabulky propojení mezi jednotlivými uzly. Touto cestou je možné například uměle prodloužit vzdálenost mezi jednotlivými plochami, čímž pro binární indexy může dojít k úplnému vyřazení propojení z výpočtu. Pro pravděpodobnostní indexy dojde ke snížení pravděpodobnosti využití tohoto propojení (Pascual-Hortal et Saura 2008).

Náročnost pohybu v krajině lze zjistit například pomocí vytvoření nákladového rastru v programu ArcGIS. Další možností je využití softwaru Linkage Mapper, který dokáže zobrazit nejvýhodnější trasy mezi jednotlivými plochami - habitaty ve formě rastru. Vstupními daty je nákladový rastr, kde každý druh povrchu má stanovenou hodnotu, představující obtížnost pohybu. Tento program však je dle McRae et al. (2012) vhodný pro větší území.

Pro potřeby této práce, tedy test, zda je program CONEFOR vhodný pro výpočty konektivity v lokálním měřítku a zjištění základních problémů nebyly po dohodě s vedoucí práce bariéry brány v potaz. Nebyla totiž nalezena žádná metodika určující, jak upravit vstupní data v závislosti na tom, které bariéry se v území vyskytují.

### **Výpočty konektivity v praxi, přínos softwaru CONEFOR**

Základem moderní ekologie je dle Anděla (2013) ochrana ekologických sítí. v této práci je jako nástroj této ochrany uvažován ÚSES na lokální úrovni, díky kterému je možné chránit nejen vlastní habitaty, ale také stepping stones, pro které je dle Saury et al. (2014) nutné, aby měly dostatečnou rozlohu a mohly tak plnit funkci propojovacích elementů v krajině. Výsledky prokázaly, že program CONEFOR je možné využít pro zjištění důležitosti jednotlivých ploch a tudíž jejich prioritizaci při ochraně prostupnosti krajiny. Hodgson et al (2009), Saura et Rubio (2010) a Fahring (2007) ve svých pracích uvádějí, že dostatek habitů je hlavním hnacím motorem biodiverzity, který je však omezen fragmentací krajiny. Zmínění autoři také označují zachování dostatečného množství habitů jako klíčové, z hlediska dlouhodobé ochrany přírody. Zde je možné uplatnit přínos ÚSES, je však třeba umět vybrat plochy, které jsou důležité pro zachování konektivity krajiny.

Pro výpočty konektivity krajiny je důležitá jednak kvalita jednotlivých ploch jak uvádí Cabeza (2003), ale také zvolená metoda výpočtu. Laita et al. (2011) považuje za nejsložitější na grafech založené metriky indexy IIC a PC a tudíž vhodné pro výpočty důležitosti jednotlivých ploch. Přesnost výsledků však záleží na kvalitě vstupních dat. Gurrutxaga et al. (2011) použili pro své výpočty fragmentace krajiny dopravní infrastrukturou kromě rozlohy jednotlivých biocenter také další kvalitativní údaje, jako například reálnou rozlohu habitů v jednotlivých uzlech. Tím bylo dosaženo výsledků, které více odpovídají skutečnému stavu.



## **Posouzení kvality přírodě blízkých ploch nezahrnutých jako prvky ÚSES**

V zadání této práce bylo stanoveno, že má být posouzeno, zda se v zájmovém území nacházejí plochy, nezahrnuté do ÚSES, které by však byly důležitější z hlediska konektivity krajiny. Tento úkol nebyl nijak řešen, protože v celém zájmovém území se nenachází žádná další přírodě blízká plocha, která by připadala v potaz jako habitat pro skupiny organismů uvedené v metodice.

## 8. Závěr

Hlavním cílem práce bylo vyhodnocení konektivity biocenter lokálního ÚSES pomocí softwaru CONEFOR a zjištění zda je možné tento program použít na tak malé území. Bylo počítáno se dvěma indexy konektivity krajiny - binárním indexem IIC a pravděpodobnostním indexem PC. Třetí metrikou byla ekvivalentní propojená plocha v zájmovém území, pomocí které byla vypočtena míra konektivity zájmového území jako celku.

Výsledky práce prokázaly, že program CONEFOR je možné použít i na malé území a pro výpočet konektivity relativně malých ploch. Výpočty také ukázaly, že hlavní podíl na hodnotách konektivity jednotlivých biocenter má jejich rozloha, která byla použita jako jediný dostupný kvalitativní údaj.

Bylo také prokázáno, že je možné použít tento program k budoucím návrhům prvků ÚSES za účelem jejich zkvalitnění z hlediska zachování konektivity krajiny tím, že umožňuje nalezení ploch, které jsou pro propojenost krajiny klíčové. K provedení přesných výpočtů je však třeba brát v úvahu kvalitu zkoumaných ploch a přítomnost bariér, které mohou ovlivňovat permeabilitu krajiny mezi jednotlivými stanovišti.

## 9. Literatura

114/1992 Sb., Zákon O ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů, Ministerstvo životního prostředí ČR

AOPK, 2015: Obecná ochrana přírody a krajiny - ÚSES, [online] dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/obecna-ochrana-prirody-a-krajiny/uses/>, cit. 10.5. 2015

Anděl P., Mináriková T., Andreas M., 2010: Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce, Evernia, Liberec, 137 s.

Anděl P., Belková H., Gorčicová I., Hlaváč V., Libosvár T., Rozínek R., Šíkula T., Vojar J., 2011: Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy, Evernia, Liberec, 154 s.

Anděl P., 2013: Fragmentace krajiny dopravní infrastrukturou a její vliv na migrační podmínky živočichů, Životné prostredie 47, 2, s. 90 – 94

Awade M., Boscolo D., Metzger J. P., 2012: Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests, Landscape ecology 27, s. 185 – 198

Baguette M., Van Dyck H., 2007: Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for disperzal

Baranyi G., Saura S., Podani J., Jordán F., 2011: Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices, Ecological indicators 11, s. 1301 - 1310

Benítez-Lopéz A., Alkemade R., Verweij P. A., 2010: The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis

Bennett A. F., 2003: Linkages in the Landscape - The role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation, IUCN, 262 s.

Bodin O., Saura S., 2010: Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments, Ecol Model 221, s. 2393 - 2405

Bowman J., Jaeger J. A. G., Fahrig L., 2002: Disperzal distance of mammals in proportional to home range size, Ecology 83(7), s. 2049 - 2055

- Buček A., 2012: Východiska a vývoj tvorby ekologických sítí v ČR, *Ochrana přírody* 2012, zvláštní číslo, s. 13 - 17
- Cabeza M., 2003: Habitat loss and connectivity of reserve network in probability approaches to reserve design, *Ecology Letters* 6(7), s. 665 - 672
- Calabrese M., Fagan W. F., 2004: A comparison-shopper's guide to connectivity metrics, *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (10), s. 529 - 536
- CENIA, 2015: Česká informační agentura životního prostředí, [online]: <http://geoportal.gov.cz/ArcGIS/services>, cit. 15. 5. 2015
- ČSÚ, 2015: Počet obyvatel v obcích SO ORP od roku 2001, Český statistický úřad, [online], dostupné z: [http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?voa=tabulka&cislotab=AGOBY6031PU\\_OB2.152&vo=null](http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?voa=tabulka&cislotab=AGOBY6031PU_OB2.152&vo=null), [cit. 25.3.2015]
- Damschen E. I., Haddad N. M., Orrock J. L., Tewksbury J. J., Levey D. J., 2006: Corridors increase plant species Richness at Large scales, *Science* 313,s. 1284 - 1286
- Dufek, J., Adamec, V., Jedlička J.,2004: Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou: ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341,[online],[cit. 2015-03-19], dostupné z: [http://www.vitejtenazemi.cz/archiv/krajina\\_cs/frag\\_doprava.pdf](http://www.vitejtenazemi.cz/archiv/krajina_cs/frag_doprava.pdf)
- EEA, 2011: Landscape fragmentation in Europe, Joint European Enviroment Agency and Federal office of the Environment report, 92 s., [online] dostupné z: <http://bookshop.europa.eu/en/landscape-fragmentation-in-europe-pbTHAL11002/>
- Fahrig L., 2007: Non-optimal animal movement in human-altered landscapes, *Functional ecology* 21, s. 1003 - 1015
- Fourie L., Rouget M., Lotter M., 2014: Landscape connectivity of the grassland biome in Mpumalanga, South Africa, *Austral Ecology* 40(1), s. 67 - 76
- Gurrutxaga M., Rubio L., Saura S., 2011: Key connectors in protected forest area network and the impal of highways: A transnational case study from the Cantebrien Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and urban planning* 101, s. 310 – 320

Holt R. D., McPeck M. A., 1996: Chaotic population dynamics favors the evolution of dispersal, *The American Naturalist*, Vol. 148, No. 4, s. 709 - 718

Howard W. E., 1960: Innate and Environmental Dispersal of Individual Vertebrates. *The American midland naturalist*, Vol. 63, No. 1, s. 152 – 161

Chetkewitz Ch. L. B., Clair C. C., Boyce M. S., 2006: Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process, *Annual Review of ecology evolution and systematics* 37, s. 317 - 342

Jaeger J. A. G., Bertiller R., Schwick Ch., Müller K., Steinmeier Ch., Ewald K. C., Ghazoul J., 2008: Implementing Landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development, *Environmental Management* 88, s. 737 - 751

Jordán F., Báldi A., Rácz I., Varga Z., 2003: Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation, *Landscape ecology* 18, 83 - 92

Kosejk J., Petříček V., Klápště J., Franková L., 2009: Realizace skladebných částí územních systémů ekologické stability (ÚSES), Omikron Praha

Krausman R. P., 1999: Some basic principles of habitat use, grazing behavior of livestock and wildlife, Idaho Forest, Wildlife and Range experiment Station Bulletin 70, s. 85 - 90

Landguth E. L., Hand B. K., Glassy J., Cushman S. A., Sawaya M. A., 2012: Unicorn: a species connectivity and corridor network simulator, *Ecography* 35, s. 9 - 14

Lowe W. H, McPeck M. A., 2014: Is dispersal neutral?, *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 29, No. 8, s 444 - 450

Luque S., Saura S., Fortin M. J., 2012: Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data, *Landscape ecology* 27, s. 153 - 157

McRae B. H., Hall S. A., Beier P., Theobald D. M., 2012: Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits, *PLoS ONE* 7(12), 12 s.

MZE, 1998: Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 327/1998 Sb., Příloha 1 - Charakteristika klimatických regionů

MZP, 2013: Metodické doporučení k posuzování fragmentace krajiny dopravními a liniovými stavbami, MŽP ČR, odbor ekologie krajiny a lesa, 2013

Pascual-Hortal L., Saura S., 2006: Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation, *Landscape ecology* 21, s. 959 - 967

Pereira M., Segurado P., Neves N., 2011: Using spatial network structure in landscape management: A case study with pond turtles, *Landscape and Urban planning* 100, s. 67 - 76

RICO, A., KINDLMANN, P., SEDLÁČEK, F. 2007: Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*. 2007, roč. 56, č. 1, s. 1–12

Ružičková J., 2010: Přírodní biotopy v ekologickej sieti a príklady ich riešenia v krajine, *Životné prostredie* 44(3), s. 134 - 137 [online], dostupné z:[http://147.213.211.222/sites/default/files/2010\\_3\\_134\\_137\\_ruzickova.pdf](http://147.213.211.222/sites/default/files/2010_3_134_137_ruzickova.pdf)

Saura S., Pascual-Hortal L., 2007: A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study, *Landscape and urban planning* 83 (2-3), s. 91 - 103

Saura S., Pascual-Hortal L., 2007a: CONEFOR Sensinode 2.2 User's manual, University of Lleida, 57 s.

Saura S., Rubio L., 2010: A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape, *Ecography* 33, s. 523 - 537

Saura S., Estreguil C., Mouton C., Rodríguez-Freire M., 2011: Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990 -2000), *Ecological Indicators* 11, s. 407 - 416

Saura S., Torné J., 2012: CONEFOR 2.6 User manual, University of Lleida, 19 s.

Saura S., 2013: Tools for analyzing landscape connectivity: methods and applications, ETSI Montes

Saura s., Bodin O., Fortin M. J., 2014: Stepping stones are crucial for species long distance dispersal and range expansion through habitat networks, *Journal of applied Ecology* 51: s. 171 - 182

Stevens V. M., Polus E., Wesselingh R. A., Schtickzelle N., Baguette M., 2004: Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*), *Landscape Ecology* 19: s. 829 - 842

Sutherland G. D., Harestad A. S., Price K., Lertzman K. P., 2000: Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals, *Conservation Ecology* 4(1), s. 16, [online], dostupné z: <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16/>

Taylor P. D., Fahrig L., Henein K., Merriam G., 1993: Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, vol. 68, No. 3, s. 571 - 573

Tews J., Brose U., Grimm V., Tielborg K., Wichmann M. C., Schwager M., Jeltsch F., 2004: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures., *Journal of Biogeography* 31, s. 79 - 92

VUMOP, 2015: eKatalog BPEJ spravovaný Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v.v.i., [online]: <http://bpej.vumop.cz/index.php>

## 10. Seznam tabulek a obrázků

### SEZNAM OBRÁZKŮ:

Obr. č. 1 Schéma grafu
Obr. č. 2: Binární a pravděpodobnostní propojení uzlů
Obr. č. 3: Zobrazení strukturních úrovní stanovištní sítě pomocí grafu
Obr. č. 4: Schéma tvorby cest a výpočtu maximální pravděpodobnosti pohybu mezi jednotlivými uzly
Obr. č. 5: Relativní příspěvek každé části indexu PC k hodnotě konektivity v závislosti na disperzní vzdálenosti
Obr. č. 6: Lokalizace zájmového území v rámci ČR a přehled katastrálních území
Obr. č. 7: Rozmístění lokálních biocenter v zájmovém území
Obr. č. 8: Tvorba vstupních tabulek pro program CONEFOR 2.6
Obr. č. 9: Nastavení programu CONEFOR 2.6
Obr. č. 10: Schéma vlivu hranice ZÚ na výpočet konektivity jednotlivých ploch
Obr. č. 11: Území rozšířené o průměrnou disperzní vzdálenost
Obr. č. 12: Rozloha jednotlivých biocenter v zájmovém území
Obr. č. 13: Hodnoty propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 1000 m
Obr. č. 14: Hodnoty propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 2000 m
Obr. č. 15: Hodnoty propojenosti biocenter pro disperzní vzdálenost 5000 m
Obr. č. 16: Porovnání propojenosti ploch dle PC pro jednotlivé disperzní vzdálenosti
Obr. č. 17: Porovnání propojenosti ploch dle IIC pro jednotlivé disperzní vzdálenosti
Obr. č. 18: Funkčnost lokálních biocenter v zájmovém území
Obr. č. 19: Výsledky důležitosti jednotlivých ploch (dA)
Obr. č. 20: Vliv rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 1000 m
Obr. č. 21: Vliv rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 2000 m
Obr. č. 22: Vliv rozšíření území na výpočet konektivity pomocí indexu PC pro disperzní vzdálenost 5000 m



SEZNAM TABULEK:

Tab. č. 1: Průměrné hodnoty indexů PC a IIC pro zkoumané disperzní vzdálenosti
Tab. č. 2: Výsledky výpočtů ekvivalentní propojené plochy
Tab. č. 3: Vliv korekce výpočtů na průměrné hodnoty indexu PC
Tab. č. 4: Průměrné podíly výsledných hodnot indexu PC

## **11. Přílohy**