

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování



**VYHODNOCENÍ KONEKTIVITY PRVKŮ ÚZEMNÍHO SYSTÉMU
EKOLOGICKÉ STABILITY NA KRÁLOVÉHRADECKU**

**ANALYSIS OF CONNECTIVITY OF TERRITORIAL SYSTEM OF LANDSCAPE
ECOLOGICAL STABILITY IN HRADEC KRÁLOVÉ REGION**

Diplomová práce

Vedoucí práce: **doc. Ing. Petra Šímová Ph. D.**

Diplomantka: **Bc. Lucie Jebavá**

Praha 2016

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Lucie Jebavá

Krajinné a pozemkové úpravy

Název práce

Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability na Královéhradecku

Název anglicky

Analysis of connectivity of territorial system of Landscape ecological stability in Hradec Králové region

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 autorky.

Metodika

Jedná se o jednu z pilotních prací na toto téma a autorka 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 diplomantka zasadí Saurovy metriky do kontextu dalších možností hodnocení konektivity biotopů. Pro vlastní analýzu bude zvolena vhodná disperzní vzdálenost či vzdálenosti, v souvislosti s měřítkem analýzy. Diplomantka 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 druhům se zvolenou disperzní vzdáleností a biotopovými nároky.

Doporučený rozsah práce

50 – 80 stran, mapky konektivity

Klíčová slova

jsou úkolem autorky

Doporučené zdroje informací

- 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: 959 – 967.
- SAURA S., ESTREGUIL CH., MOUTON C., RODRÍGUEZ-FREIRE M., 2011: Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests. *Ecological Indicators* 11: 407 – 416.
- 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: 91 – 103.
- 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: 523 – 537.
- SAURA S., TORNÉ J., 2009: Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135 – 139.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování

Elektronicky schváleno dne 24. 3. 2016

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 06. 04. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability na Královéhradecku vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Petry Šimové, Ph.D. a uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 18. 4. 2016

.....

Bc. Lucie Jebavá

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala vedoucí mé práce doc. Ing. Petře Šimové, Ph. D. za věnovaný čas, cenné rady a připomínky. Dále bych také ráda poděkovala své rodině a přátelům za podporu během celého studia.

Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability na Královéhradecku

Abstrakt

Práce se zabývá hodnocením konektivity lokálních biocenter v oblasti ORP Hradec Králové. Tato oblast je typická svou zemědělskou výrobou. Výpočty v softwaru Conefor proběhly pro tři skupiny živočichů s různými schopnostmi rozptylu, a to v několika fázích. Nejprve byly hodnoceny všechny prvky územního systému ekologické stability, dále byly rozděleny do tří skupin podle typu biotopu. V dalším kroku byly odstraněny nefunkční prvky. Nakonec byla konektivita vypočítána i pro nově navržená biocentra. Výstupy z programu Conefor poukazují na diskutabilnost vhodnosti použitých indexů. Diskutabilní je i míra konektivity lokálních biocenter ve zkoumaném území.

Klíčová slova: konektivita krajiny, Conefor, indexy konektivity, územní systém ekologické stability

Analysis of connectivity of territorial system of landscape ecological stability in Hradec Králové region

Abstract

The thesis deals with analysis of connectivity of a territorial system of landscape ecological stability in the Hradec Králové region. This area is also famous for its typical agricultural production. The calculations done in software Conefor were counted for three groups of animals with different dispersal possibilities. It was made in several phases. At first, the connectivity of all biocentres was counted then the connectivity without nonfunctional biocentres. In the next step was counted connectivity for three categories of biotopes and the same calculations were made for newly proposed biocentres. The results from software Conefor show that the indices are not so clear. Also the rate of connectivity in the study area is questionable.

Key words: connectivity of landscape, Conefor, indices of connectivity, territorial system of landscape ecological stability

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Cíle práce.....	8
	Dílčí cíle.....	8
3	Uvedení do problematiky.....	9
	3.1 Struktura krajiny.....	9
	3.2 Konektivita krajiny.....	12
	3.3 Fragmentace krajiny.....	16
	3.4. Ovlivnění biodiverzity.....	20
	3.5 Územní systém ekologické stability.....	22
	3.6 Disperzní pohyb organismů.....	28
	3.7 Conefor.....	29
4	Zájmové území.....	37
	4.1 Geomorfologická charakteristika.....	37
	4.2 Geologická charakteristika.....	38
	4.3 Klimatické podmínky.....	38
	4.4 Biogeografie.....	39
5	Metodika.....	40
	5.1 Data.....	40
	5.2 Disperzní vzdálenosti vybraných skupin živočichů.....	41
	5.3 Vstupní soubory.....	41
	5.4 Výpočet indexů konektivity.....	42
	5.5 Návrh nových prvků ÚSES.....	45
6	Výsledky.....	46
	6.1 Všechna lokální biocentra a funkční biocentra.....	46
	6.2 Výpočet indexů konektivity podle typu biotopu.....	48
	6.3 Výpočet indexů konektivity po navržení nových biocenter.....	50

7	Diskuze.....	53
7.1	Hodnocení konektivity krajiny v literatuře.....	53
7.2	Zhodnocení výsledků	53
7.3	Využití softwaru Conefor	54
7.5	Výpočet metrik konektivity krajiny	55
7.4	Atributy biocenter	56
7.6	Okrajový efekt	57
7.7	Disperzní vzdálenost	57
7.8	Metodika plánování ÚSES.....	58
8	Závěr	60
	Literatura	61
	Použitá data.....	72
	Seznam obrázků a tabulek.....	73
	Seznam příloh.....	73

Seznam použitých zkratk

ÚSES – Územní systém ekologické stability

WMS – Web Map Service

PC – Probability of Connectivity = Pravděpodobnostní index konektivity krajiny

IIC – Integral Index of Connectivity = Integrovaný index konektivity

EC(PC) / ECA(PC) – Equivalent Connected Area = Ekvivalentní propojená plocha

dPC - důležitost prvku pro udržení konektivity

1 Úvod

V současné době je jedním z nejvýznamnějších problémů krajiny její fragmentace, což je jev, při kterém se krajina rozpadá do stále menších a menších částí (Fazey et al., 2005). Ještě do nedávné doby se zvyšující počet obyvatelstva, rozvíjející se ekonomika a také stále mocnější technické nástroje a měnící se trendy životního stylu, to vše, ať přímo nebo nepřímo, vede k dělení dříve souvislých biotopů. Zejména pro živočichy s velkými prostorovými nároky může mít tento trend kritické důsledky (Klečka, 2013). Jedním z nejvýznamnějších problémů při disperzi živočichů krajinou jsou velké liniové stavby dálnic, rychlostních komunikací a rozsáhlých areálů ve volné krajině. Těmito stavbami se ztěžuje prostupnost krajiny pro organismy a tím dochází také ke snižování biodiverzity. V dnešní době je proto nutné dbát při plánování krajiny na její konektivitu neboli propojenost. Čím vyšší je míra konektivity, tím snadnější je rozptyl organismů. V České republice je ochrana konektivity krajiny zakotvena v zákonu o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb. Pro podporu konektivity krajiny je také užívána koncepce Územního systému ekologické stability.

Vhodným nástrojem pro hodnocení konektivity krajiny by mohl být software Conefor, který byl vyvinut prof. S. Saurou přímo pro hodnocení konektivity. Program je založen na teorii grafů, přičemž tento přístup je propagován v posledním desetiletí jako analytický nástroj ke studiu konektivity krajiny v souvislosti s pohybem živočichů (Bunn et al., 2000; Saura et Torné, 2009).

2 Cíle práce

Hlavním cílem této diplomové práce je vyhodnocení funkčnosti územního systému ekologické stability na lokální úrovni ve vybraném území a to na základě výpočtu indexů vyjadřujících míru konektivity krajiny. Dalším cílem je také vypočítat důležitost jednotlivých biocenter. Zároveň je nutné posoudit, zda všechny prvky ÚSES jsou zapotřebí v lokalitách, kde jsou umístěny nyní a jestli by nebylo vhodnější je vytvořit jinde. Dalším cílem je také navržení jiných, vhodnějších prvků ÚSES v dané lokalitě, které by přispěly ke zvýšení konektivity krajiny.

Dílčí cíle

- Seznámení s problematikou konektivity a fragmentace krajiny
- Zpracování literární rešerše
- Výběr zájmového území
- Získání dat lokálního ÚSES z úřadu obce s rozšířenou působností
- Seznámení se softwarem Conefor
- Výpočet potřebných krajinných metrik ke zhodnocení konektivity krajiny
- Navržení nových biocenter, které by zvýšily míru konektivity
- Opakovaný výpočet indexů konektivity po návrhu nových prvků ÚSES
- Výpočet indexů konektivity na základě tří typů biotopů v krajině
- Diskuze nad možnostmi využití softwaru Conefor při plánování ÚSES, posouzení metodiky plánování ÚSES

3 Uvedení do problematiky

3.1 Struktura krajiny

Krajina, která je podle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. definována jako část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky, je charakterizována určitými vlastnostmi a rysy. Jedním ze základních rysů krajiny je krajinná struktura, kterou se zabýval již Demek (1981). Jeho myšlenky pak byly dále rozvíjeny a struktura krajiny je i v dnešní době předmětem mnoha studií. Například Lausch et al. (2015) se ve své práci zabývá kvantifikací krajinné struktury pomocí modelů, dále Caplins et al. (2014) zkoumá vztah mezi strukturou krajiny a genetickou rozmanitostí a také prostorovou genetickou strukturou populací. Paliwal a Mathur (2014) pojednávají o způsobu využití dat dálkového průzkumu Země k popisu krajinné struktury. Výše zmíněné studie ukazují, že je možné krajinnou strukturu posuzovat z mnoha hledisek. Struktura krajiny má významný vliv na funkční vlastnosti krajiny, její prostupnost a obyvatelnost. Její změna se může projevit transformací energomateriálových toků a zároveň na již zmíněné prostupnosti krajiny.

Struktura krajiny úzce souvisí s další oblastí krajinné ekologie, jež se zabývá konektivitou krajiny z hlediska šíření živočichů a její fragmentací, která často přispívá ke zhoršení podmínek prostupnosti krajiny. Blíže bude tato problematika vysvětlena níže.

Termínem krajinná struktura je nejprve podle Demka (1981) označováno uspořádání složek a prvků v krajině a vazby mezi nimi, které dohromady vytvářejí z krajiny jakýsi komplex. Dále se touto problematikou zabývali Forman a Godron (1993), kteří definují strukturu krajiny jako rozložení energie, látek a druhů ve vztahu k tvarům, velikostem, počtům, způsobům a k uspořádání krajinných složek a ekosystémů. Lipský (2000) uvádí, že struktura krajiny je jedním z prvků rozhodujících o funkčních vlastnostech krajiny. Změny ovlivňující krajinu, a to časové i prostorové, pak mají vliv na průběh hmoty, tok energie v krajině a mimo jiné i na průchodnost krajiny. Mezi základní charakteristiky krajinné struktury patří také krajinná heterogenita, která je daná uspořádáním krajinných složek spolu

s dalšími vlastnostmi, jako je mozaikovitost, poréznost, kontrast, zrnitost, diverzita nebo tvar hranic (Forman, 1995).

Krajinnou strukturu je možno rozdělit na horizontální a vertikální, přičemž vertikální je tvořena složkami abiotickými, biotickými a socioekonomickými (Balej, 2011). Horizontální struktura krajiny je pak představována několika typy krajinných složek tvořících dohromady krajinnou mozaiku. Němec a Pojer (2007) rozlišují v krajině čtyři základní části, mezi něž patří uzlové body (ohniska), koridory, které propojují tyto ohniska a plošky, které dohromady reprezentují ucelené části krajiny, je zde vidět poměrně velká souvislost s rozdělením podle Formana a Godrona (1993), které je uvedeno níže. Uzlové body pak představují biocentra a koridory představují podle autorů biokoridory, blíže budou tyto skladebné prvky ÚSES popsány v kapitole 3.5.2 (Němec et Pojer, 2007).

Podle Formana a Godrona (1993) patří mezi základní skladebné prvky krajiny krajinná matrice, ploška a koridor.

3.1.1 Krajinná matrice

Krajinná matrice (= *matrix*) je nejrozsáhlejší element krajinné struktury. Jde o spojitou plochu s dominantní rolí v krajině a to ze strukturálního i funkčního hlediska. Často se matrice ze zjednodušeného pohledu považuje za homogenní, ale obvykle lze v jejím rámci rozlišit určité ekologicky diferencované plochy a elementy (Mimra, 1995). Jde o dynamický skladebný prvek krajiny, který se vyskytuje v různých hierarchických měřítcích.

Rozpoznání krajinné matrice v konkrétní krajině může být jednoznačné, avšak v mnoha případech velice obtížné. V krajině přírodní je matrice tvořena klimaxovým společenstvem, ale v krajině kulturní, která je značně mozaikovitá a fragmentovaná, je krajinná matrice mnohem více heterogenní a její určení značně obtížnější (Lipský, 1998).

Forman a Godron (1993) navrhují tři kritéria pro určování krajinné matrice. Prvním z nich je plošné zastoupení, kdy za matici je považována taková krajinná složka, která svou výměrou v krajině výrazně dominuje a je souvislá. Dalším kritériem pro určení krajinné matrice je spojitost, v tomto případě je za matici považována krajinná složka s vyšším stupněm spojitosti. Posledním kritériem je pak dynamika krajiny, kdy maticí je ta krajinná složka, která nejvíce ovlivňuje krajinné procesy – ovládá dynamiku krajiny.

3.1.2 Ploška

Ploška (= *patch*) neboli enkláva je plošný element povrchu, který má relativně homogenní charakter, jenž jí odlišuje od jejího sousedství. Plošky mohou mít velice rozmanitou velikost, tvar, původ či ostrost hranic. Mohou být velmi odlišného stáří a dynamiky vývoje. Základními rysy plošek jsou původ, velikost, a dále jejich počet a uspořádání v krajinné mozaice.

Tento typ krajinného prvku vzniká několika možnými způsoby, a proto existuje několik jeho typů, které se od sebe odlišují původem. Prvním z nich je důsledek plošně rozsáhlých disturbancí a ploška je pak zbytkem původní matrice v matici nově vzniklé. Dalším typem plošky jsou plošky zbytkové, které vznikají ponecháním zbytků původní krajinné složky (matrice), obklopených postupně přeměněným prostředím, jsou to například zbytky izolovaných lesů v zemědělské krajině. Dále rozpoznáváme plošky regenerující, které vznikají sukcesí z narušené krajinné matrice. V případě, že dojde k nerušenému sukcesnímu vývoji, budou mít však tyto plošky pouze omezenou životnost. Plošky zdrojové, které jsou dalším typem tohoto krajinného prvku, jsou existenčně vázané na relativně trvalý zdroj prostředí a jde například o prameniště, mokřad či krasové jezírko. Ploška může vzniknout také v případě, že dojde k zavlečení cizích prvků, nejčastěji organismů, do krajiny a v takovém případě nese název introdukovaná. Posledním typem krajinné plošky je typ přechodný, kdy je existence plošky podmíněna běžnými krátkodobými změnami faktorů prostředí, např. zamokřené plochy po jarním tání sněhu na loukách. Enklávy jsou (s výjimkou zdrojových) značně dynamické a jejich vývoj směřuje potenciálně k jejich zániku – ke splnutí s okolní maticí (Lipský, 1998). Pro určení enkláv v krajině byly ještě před dvěma dekádami nejvhodnější letecké snímky. Dnešní technologie však nabízí také hodnocení krajinné struktury také pomocí družicových snímků (Moreno et al., 2011).

3.1.3 Koridor

Pro koridor (= *corridor*) platí stejná definice jako pro plošku, avšak výrazně u něj převažuje jeho lineární rozměr. Koridory vznikají podobně jako plošky a vyznačují se specifickou funkcí v krajině. Mezi jejich nejdůležitější funkce patří umožnění a usměrnění pohybu ekologických objektů v krajině, bariérový (= filtrační) účinek, propojení plošek, působení na okolní matici, od níž se koridor výrazně liší a v poslední řadě poskytnutí útočiště, případně i trvalých existenčních podmínek některým druhům bioty.

Každý koridor nemusí splňovat všechny uvedené funkce. Přírodní i kulturní krajiny jsou prokány množstvím koridorů s různým původem, velikostí a významem (Lipský, 1998). Nejlépe se v krajině koridory, podobně jako plošky, identifikují z ortofot, případně z družicových snímků.

3.2 Konektivita krajiny

Konektivitou krajiny se zabývalo mnoho autorů již od sedmdesátých let 20. století, přičemž definice tohoto termínu se v jednotlivých případech mohou lišit (Tischendorf a Fahrig, 2000).

Merriam (1984) ve své práci uvedl, že pohyb organismů mezi ploškami není podmíněn jen funkcí organismu samotného, ale závisí právě na krajině, přes kterou se organismus musí pohybovat. Zavedl do užívání termín konektivita krajiny. Taylor et al. (1993) definují pojem konektivita krajiny jako stupeň míry toho, jak krajina usnadňuje nebo brání pohybu organismů mezi jednotlivými ploškami. Výše zmíněná definice zdůrazňuje závislost pohybu organismů na struktuře krajiny, tudíž je nutné strukturu krajiny popsat z úhlu pohledu organismů – nakolik jsou schopny se v daném typu krajiny pohybovat (Wiens et Milne, 1989). Kindlmann a Burel (2008) definují konektivitu krajiny jako „*schopnost, jakou se mohou organismy pohybovat v krajině*“. Tews et al. (2004) ve své práci uvádějí, že konektivita vyjadřuje míru propojení ploch s podobným původem, složením, vlastnostmi a funkcemi. Míra konektivity je vnímána každým organismem různě, při tom záleží na jeho velikosti, početnosti, motivaci k pohybu, schopnosti disperze, míře reprodukce a ekologických nárocích. Obecně je možné říci, že záleží na tom, jak velké měřítko struktury krajiny a stanoviště je pro něj nejvhodnější (Tews et al., 2004). Z výše zmíněných důvodů vyplývá, že výpočet konektivity krajiny může být značně proměnlivý vzhledem k variabilním proměnným, které do tohoto výpočtu vstupují.

3.2.1 Kategorie konektivity

Všechny definice konektivity lze rozdělit do dvou kategorií, a to na funkční a strukturní konektivitu. Konektivita funkční bere v úvahu behaviorální atributy organismů na jednotlivé krajinné prvky a na prostorovou konfiguraci krajiny (Tischendorf et Fahrig, 2000). Jde o situace, kdy se organismus nachází v nepřírodném prostředí a může dojít ke zvýšení rizika mortality či k jiným pohybovým vzorům apod. Dále tyto dvě základní skupiny konektivity

rozdělil Goodwin (2003) do deseti podkategorií: přítomnost / nepřítomnost koridorů, vzdálenost, množství stanovišť, prostupnost, úspěch v šíření, teorie grafů, pravděpodobnost pohybu, čas strávený hledáním nového stanoviště, míra imigrace a pozorování vymizelých jednotlivců. Strukturální konektivita vychází z krajinné struktury bez přímé návaznosti na behaviorální atributy jednotlivých druhů organismů (Collinge et Forman, 1998).

Fisher a Lindenmayer (2007) dělí konektivitu dokonce do tří následujících kategorií: konektivitu ekologickou, konektivitu habitatů a konektivitu krajiny. Přičemž konektivita ekologická je propojenost ekologických procesů na různých úrovních ekosystému a konektivita habitatů je zaměřena na míru propojenosti stanovišť s optimálními podmínkami pro určitý druh.

3.2.2 Hodnocení konektivity

Důležitým krokem při posuzování konektivity krajiny je zjištění velikosti měřítka, ve kterém druh reaguje na strukturu krajiny. Zároveň je potřebné určit, na které krajinné prvky daný živočich reaguje. Jak se například chová na hranicích plošek nebo v oblastech s rizikem mortality (Wiens, 1997).

Krajinnými složkami, které nejvíce přispívají ke konektivě krajiny, jsou koridory, jenž propojují dvě habitatové plošky skrz krajinnou matici (Beier et Noss, 1998). Tento výrok je pravdivý za předpokladu, že se organismy neodvážejí mimo svůj habitat. Do jaké míry koridory přispívají ke konektivě, je závislé na charakteru koridoru, charakteru matrice a reakce organismů na obě krajinné složky (Tischendorf et Fahrig, 2000).

V krajině je možné najít matrice, ve kterých dominují plošky, které pohyb usnadňují, tím dochází ke zvyšování krajinné konektivity. Je možné zde ale také najít matrice, ve kterých dominují plošky bránící pohybu a v tom případě je krajinná konektivita nižší (Kindlmann et Burel, 2008). Proto je hodnocení konektivity krajiny poměrně složité. Dále jsou uvedeny přístupy, se kterými je možné se setkat.

Jak bylo zmíněno výše v kapitole 3.2.1, konektivitu krajiny je možné rozdělit na strukturální a funkční (Kindlmann et Burel, 2008), z čehož vyplývá, že z těchto dvou rozdílných pohledů je možné konektivitu krajiny také měřit. V literatuře je možné najít široký konsensus o tom, že konektivita je druhově specifická, a měla by být měřena z funkčního hlediska. To

znamená, že nejen prostorové uspořádání krajiny, ale také disperzní vzdálenosti a behaviorální odezva sledovaného druhu na strukturu krajiny by měla být brána v úvahu (Adriaensen et al., 2003).

Při analýze konektivity krajiny můžeme získat dva typy výstupů, na jedné straně jsou to jednotlivé hodnoty indexů, které mohou vyjadřovat stupeň konektivity sledované oblasti. Tímto způsobem je možné charakterizovat aktuální stav konektivity v krajině, ale je třeba si uvědomit, že jde pouze o jednoduchý popis, který není nijak zvlášť relevantní pro některé specifické účely krajinného plánování. Na druhé straně může analýza funkční konektivity identifikovat nejkritičtější oblasti krajinných prvků, které jsou třeba pro udržení nebo zvýšení konektivity (Jordán et al., 2003; Pascual-Hortal et Saura, 2006).

3.2.2a Varianty měření konektivity

Saura (2009) uvádí, že konektivitu je možné měřit pomocí tří přístupů – jednoduchými prostorovými metrikami, pomocí prostorově explicitních populačních (metapopulačních) modelů nebo přístupem teorie grafů.

Jednoduché prostorové metriky

Jednoduché prostorové metriky se mohou snadno vypočítat pomocí GIS nebo širokým spektrem softwarů pro výpočet metrik krajinných matic (FragStats, Patch Analyst, V-LATE). Mnoho z nich počítá jen strukturální konektivitu nebo počítá funkční konektivitu spíše primitivnějším způsobem. Příkladem jednoduchých prostorových metrik může být například metrika nejbližšího souseda nebo koheze plošek. Používají se spíše pro popisné obecné analýzy (Saura, 2009).

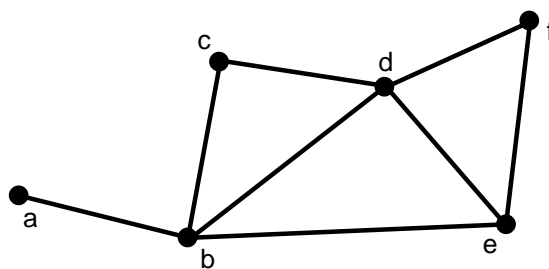
Explicitní populační (metapopulační) modely

Tento přístup je biologicky detailnější a uvažuje i dynamiku populací danou natalitou, mortalitou, emigračními a imigračními procesy v jednotlivých ploškách. Je třeba, aby byly využívány v případech, kdy analýza konektivity krajiny obsahuje hodnocení prostorových i časových trendů populace, zabývá se také demografickou dynamikou jako kolonizace a demografickým růstem nebo případy zániku populací (Saura, 2009). Metoda je velmi náročná na vstupní data a je využitelná pouze pro malá zájmová území (Calabrese et Fagan, 2004).

Teorie grafů

Přístup teorie grafů je propagován v posledním desetiletí (Urban et Keitt, 2001) jako analytický nástroj ke studiu konektivity krajiny v souvislosti s pohybem živočichů (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Zmiňované východisko teorie grafů je vhodné v případě, že je třeba prostorově explicitní posouzení konektivity, odhad významu jednotlivých plošek a koridorů pro konektivitu krajiny nebo v případě, že je třeba přizpůsobit různý stupeň detailů dostupných informací (Saura, 2009).

Krajinná mozaika a její složitá síť funkčních propojení je popsána a analyzována v softwaru Conefor (viz kapitola 3.7) přístupem založeným právě na teorii grafů (Saura et Torné, 2009). Typ grafu, který je zde uvažován, je složen z uzlů (*nods*) a propojení (*links*) mezi nimi tak, že každý spoj propojuje právě dva uzly (Urban et Keitt, 2001). Uzly představují vhodné habitaty, které jsou obklopeny plochou pro organismy nehostinných habitatů. Propojení mezi nimi pak symbolizují potenciální možnost rozptylu mezi dvěma uzly pomocí koridoru a cesta (*path*) je trasa z jednoho uzlu do druhého přes propojení v grafu (Saura et Pascual-Hortal, 2007a). Ve své základní podobě teorie grafů představuje matematický graf složený ze sítě habitatů s jejich atributovou informací o jejich prostorovém uspořádání a také o jejich propojení (Urban et Keitt, 2001).



Obr. 1: Příklad grafu složeného ze šesti uzlů a osmi propojení (zdroj: Urban et Keitt, 2001)

Struktura grafů a algoritmy na ní založené se prokázaly jako silný a efektivní způsob, jak prezentovat krajinnou mozaiku jako síť funkčně propojených plošek a také možnost provedení komplexní analýzy zabývající se krajinnou konektivitou (Pascual-Hortal et Saura, 2006). Grafy nabízejí možnost identifikace plošek, které jsou pro konektivitu důležité (Minor et Urban, 2008). Některé jednodušší metriky, které měří strukturální konektivitu, jsou příliš hrubé, aby bylo možné je považovat za ekologicky realistické. Pro ostatní, složitější metriky a modely vyžadující přímý odhad skutečné konektivity může být obtížnější získat vstupní data

popř. nastavovat vstupní parametry (Calabrese et Fagan, 2004). Teorie grafů kombinuje prostorová data o stanovištích, která jsou odvozená z analýzy geoprostorových dat s daty z nezávislých studií o disperzi druhů. Zahrnutí dat o disperzi druhů tedy vyžaduje zvýšené nároky na vstupní data (Calabrese et Fagan, 2004).

Pokud se zabýváme konektivitou habitatů, grafy nám mohou zajistit prostorově explicitní, avšak také variabilní reprezentaci krajiny jako komplexního celku. Mohou také pomoci při hodnocení důležitosti jednotlivých krajinných prvků a vést k ochranným nebo regeneračním záměrům (Minor et Urban, 2008).

3.2.2b Měření strukturální konektivity

Kindlmann a Burel (2008) shrnuli několik způsobů pro měření strukturální konektivity krajiny. Patří mezi ně: měření založená na přítomnosti, absenci nebo konfiguraci koridorů a ekoduktů, měření založená na vzdálenostech, teorie grafů, počet stanovišť v krajině, teorie perlokace. Pro účely této práce byla blíže popsána teorie grafů (viz kapitola 3.2.2a), protože se jedná o účinné nástroje reprezentace krajinné struktury a analýzy krajinné konektivity (Pascual-Hortal et Saura, 2006).

3.2.3c Měření funkční konektivity

Podobně jako v kapitole výše autoři Kindlmann a Burel (2008) uvádí několik možností i pro měření funkční konektivity: měření založená na pravděpodobnosti pohybu mezi ploškami, čas strávený hledáním nové habitatové plošky, frekvence opětovného pozorování vysídlených jedinců, frekvence imigrací, propustnost matrice.

3.3 Fragmentace krajiny

3.3.1 Definice fragmentace

Pojem fragmentace je odvozen z latinského slova *fragmentum*, což znamená úlomek nebo zlomek plnohodnotného celku (Groom et al., 2006). Novodobé trendy využívání krajiny úzce souvisí s rozpadem ucelených částí krajiny na menší segmenty, které ztrácejí své původní kvality a ekosystémové vazby (Fazey et al., 2005; Lindenmayer et Fisher, 2006). Zjednodušeně můžeme fragmentaci popsat jako úbytek konektivity krajiny (EEA, 2011).

Jaeger (2008) uvádí, že existují tři definice termínu fragmentace. Dle slovníku je fragmentace proces, který způsobuje rozčlenění krajiny na segmenty. Další, poměrně široká

funkční definice tvrdí, že jde o narušení ekologických vztahů mezi různými místy. V poslední, strukturální definici je fragmentace proces vytvářející bariéry proti pohybu živočichů – separuje plošky habitatů. Je však důležité dodat, že bariéry bránící pohybu zvěře je nutné posuzovat vždy individuálně s ohledem na ekologické nároky daného druhu.

Tento jev patří k závažným a složitým problémům ochrany přírody. V budoucnu může mít až katastrofické následky pro flóru, faunu a ekosystémy (Anděl et al., 2005). Fragmentace nebyla ještě donedávna vnímána veřejností ani odborníky jako závažná hrozba pro biodiverzitu. Jde o poměrně nově popsany jev, který v Česku získává význam teprve v posledních dvou dekadách (Anděl et al., 2010). Proces fragmentace krajiny a fragmentace populací, patří podle Mika a Hoška (2009) k nejvýznamnějším negativním vlivům lidské činnosti na živou přírodu.

3.3.2 Bariéry

Fragmentace krajiny je způsobena bariérami. Jsou to překážky, které rozdělují původní území na menší dílčí části tak, že pohyb organismů je již natolik nedostatečný, aby mohlo být území považováno za jeden celek (Anděl et al., 2005). Největší podíl na fragmentaci krajiny mají bariéry antropogenní povahy, jejichž masivní nárůst v nedávné době způsobuje množství problémů. Mimo antropogenní bariéry je možné v krajině najít také bariéry přírodní povahy, jde o vodní toky, bariéry tvořené orografií apod. Bariérou může být také souvislý pás biotopu, který je ale pro daný druh nepříznivý. Mezi základní vlastnosti bariéry patří délka a propustnost (Anděl et al., 2005).

Každá kulturní krajina je rozdělena do řady heterogenních segmentů. Zásadní otázkou je vzájemné propojení segmentů umožňující přirozenou migraci živočichů (Romportl et al. 2009). Bariéry rozdělující krajinu na jednotlivé fragmenty jsou dvojího typu. Prvním typem jsou bariéry plošné, druhým pak bariéry liniové. Podle Anděla et al. (2010) jsou plošné bariéry dále děleny na několik typů. Patří mezi ně osídlení, oplocené areály a nevhodné biotopy. Přičemž klíčovou roli v konektivitě krajiny hraje osídlení, kam se mimo jiné zahrnují i hospodářské a komerční areály. Negativním dopadem na migraci má zejména kontinuální zástavba v údolích vodních toků, která tvoří dlouhou bariéru. Další, v krajině velmi významnou překážkou, jsou oplocené areály. Jde především o elektrické ohradníky, které jsou v některých případech dlouhé i několik kilometrů a výrazně ztěžují průchodnost krajiny

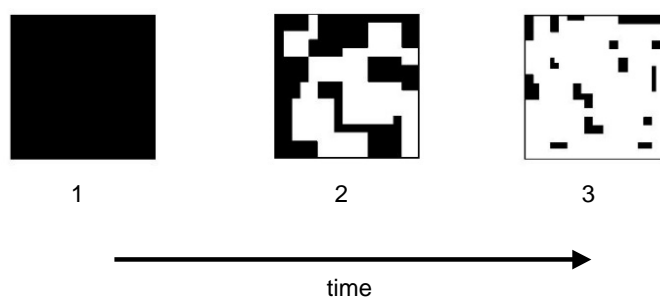
zejména velkým savcům. Posledním typem plošných bariér ovlivňujících fragmentaci jsou nevhodné biotopy, které jsou posuzovány individuálně s ohledem na ekologické nároky jednotlivých druhů živočichů. Nároky se při tom mění jak v průběhu roku, tak i v průběhu života (Anděl et al., 2010).

Za procesy liniové fragmentace krajiny mohou být považovány silniční a železniční sítě a široké vodní toky (Jaeger et al., 2008; Anděl et al., 2010; Li et al., 2010). V případě výstavby nové komunikace nebo rekonstrukce komunikace stávající, se posuzuje vliv na životní prostředí (*Environmental Impact Assessment = EIA*), (Anděl, 2013). Podle Anděla et al. (2010) se nejčastěji řeší tři problematické oblasti. Jde o vytváření nových dopravních koridorů v dosud nenarušené krajině, kumulace dílčích bariér vedoucí až k uzavření migračních tras a přímé nebo nepřímé narušení prvků existující ekologické sítě. Zvláště vysoce frekventované komunikace, jako jsou dálnice a rychlostní silnice, jejichž hustota v krajině stále roste, představují pro pohyb mnoha druhů živočichů významné a často nepřekonatelné bariéry (Iuell et al. 2003). V dnešní době nedochází k výstavbě zcela nových železnic, pouze k jejich případnému rozšiřování. Vodní toky, přestože většinou v krajině fungují jako migrační koridory, se nepřiměřenými zásahy do lužních lesů či břehové vegetace a také nevhodným využitím přilehlé krajiny stávají migrační bariérou. V Česku šířka vodních toků nepředstavuje takový problém, jelikož toky dosahují větších, nepřekonatelných šířek pouze minimálně. Avšak nevhodné stavební řešení břehů tj. betonové či kamenné zdi, znemožňuje přístup do vody a tak se stávají i malé vodní toky nepřekonatelnými. Je však možné říci, že takto regulované toky se ve většině případů nachází v zastavěných oblastech, a proto jejich vliv na migraci není tak patrný. (Anděl et al., 2010). K výše zmíněným bariérám je nutné zařadit také plochy bezlesí, chráněná ložisková území a dobývací prostory a dále připravované průmyslové zóny (Romportl et al. 2009).

Z důvodů zmíněných výše se zmenšují biotopy vhodné pro život živočichů a míra konektivita krajiny je značně snížena. Fahrig (2003) uvádí hlavní dopady fragmentace na krajinu. Patří mezi ně zmenšení plochy habitatu, zvýšení počtu plošek, kde nejsou druhy schopny přežít a zvýšení izolace mezi ploškami.

3.3.3 Proces fragmentace

Fragmentaci krajiny lze označit za vysoce dynamický a proměnlivý jev, a to z důvodu neustálé výstavby komunikací, zvyšování intenzity dopravy a tím i změny stupně fragmentace krajiny (Anděl et al., 2005). V krajině mohou být během fragmentace pozorovány dva typy procesů, které se navzájem prolínají, čímž zvyšují svůj efekt. Prvním z procesů je zmenšení plochy vhodných stanovišť, druhým pak jejich rozpad do menších a izolovanějších plošek, které následně ztrácejí potenciál k plnění základní ekologické funkce (Jaeger et al., 2005). Procesem fragmentace se postupem času snižuje kvalita krajiny (Anděl et al., 2005).



Obr. 2: Proces fragmentace v závislosti na čase (zdroj: Fahrig, 2003)

3.3.4 Kvantifikace fragmentace krajiny

Snahy o praktické řešení problému fragmentace jsou komplikovány skutečností, že fragmentaci lze jen obtížně exaktně definovat a kvantifikovat. Je poměrně složité postihnout, které území je nadměrně fragmentované a které nikoliv. Dalším problémem je otázka, jak měřit míru fragmentace a jak hodnotit dopad budoucích záměrů. Z důvodu různých ekologických nároků živočišných i rostlinných druhů, které v krajině najdeme je zřejmé, že exaktní odpovědi na výše zmíněné otázky neexistují (Anděl et al., 2005).

Kvantifikace stupně fragmentace je možná pomocí různých metrik, jež porovnávají stupeň fragmentace v různých časových horizontech (Kopecký a Soukup, 2009). Na základě krajinných metrik je možné vypočítat specifické prostorové charakteristiky plošek nebo celé krajinné mozaiky. Pro výpočet charakteristik prostorového uspořádání krajiny bylo vyvinuto množství indexů (Walz, 2011). Mezi tyto indexy patří index počtu plošek (*Number of Patches*), celkové délky okrajů (*Total Edge*), hustoty okrajů (*Edge Density*), index průměrného tvaru plošky (*Mean Shape Index*) apod. (McGarigal, 2002; Uuemaa et al., 2009; Šímová et Gdulová, 2012).

3.4. Ovlivnění biodiverzity

Dle Langloise et al. (2001) je považována struktura krajiny za jeden z nejvýznamnějších faktorů, které ovlivňují biodiverzitu. V Evropě jsou neurbanizované části povrchu z velké části tvořeny zemědělskou půdou, což ovlivňuje míru biodiverzity. Homogenní zemědělské krajině se některé druhy dokázaly přizpůsobit, ale přesto je nutné, aby pro udržení evropské biodiverzity bylo zachováno heterogenní prostředí (Hedrick et al., 2007). Homogenní krajina umožňuje přežít zejména druhům adaptovaným a tolerantním, čímž dochází ke ztrátě druhového bohatství krajiny (Miko et Hošek, 2009).

V předchozích dobách se mnoho studií zabývalo výzkumem důležitosti konektivity krajiny pro konkrétní druhy, ale jen málo z nich se zabývalo důležitostí konektivity pro biotická společenstva a ukazatele biodiverzity. Konektivita je důležitým faktorem při vysvětlování prostorového rozložení taxonů, nicméně je důležité podotknout, že význam konektivity je pro každý taxon různý (Šprtová, 2013). Krajinná konektivita má zásadní význam pro přežití druhu (Fahrig et Merriam, 1994) a tím ovlivňuje také stupeň biodiverzity dané oblasti.

Fragmentací krajiny se zmenšuje vnitřní prostředí stanovišť, což může ohrožovat existenci druhů, které jsou na toto vnitřní prostředí vázány (Sklenička, 2003), a může docházet k vyhynutí rozdělených populací (Fahrig et Merriam, 1994). Druhy ohrožené tímto způsobem však mohou přežít v případě, pokud jsou schopny disperze v ostatních ploškách tvořících dohromady v krajině síť (Merriam, 1984).

Krajinná struktura a míra její fragmentace jsou v posledních staletích určující pro prostorový charakter, intenzitu a úspěšnost migrací. Proto není nijak překvapující, že právě snižující se konektivita habitatů s rostoucím bariérovým efektem liniových staveb v poslední době kriticky limitují dříve funkční provázanost jednotlivých oblastí s výskytem zájmových druhů (Romportl et al., 2009). Výsledná struktura krajiny představuje mozaiku malých a izolovaných plošek, které jsou zcela obklopeny kulturní krajinou (Groom et al., 2006). Fragmentace má negativní vliv nejen na strukturu krajiny, ale také na populace či celá společenstva (Anděl et al., 2005).

Z dlouhodobějšího hlediska má fragmentace krajiny za následek snižování biodiverzity (Hilty et al., 2006). Fragmentace tedy vede k redukci velikosti populací a má za následek zvýšení rizika vymírání lokálních populací a omezení osidlování izolovaných fragmentů (Kiviniemi a Eriksson, 2002). Tento problém se týká druhů, které mají vysoké nároky na svůj biotop (Anděl et al. 2005). Rychle postupující fragmentací jsou nejvíce postiženy ty skupiny živočichů, které jsou vázány na zachovalé přírodní prostředí, mají velké nároky na velikost domovských okrsků a pravidelně či příležitostně migrují (Anděl et al., 2010).

Zaměření studií zabývajících se fragmentací je poměrně různorodé. Například Fahrig a Merriam (1994) se zabývají efektem fragmentace na přežití populací, Hilty et al. (2006) pojednává o důležitosti obnovení konektivity fragmentované krajiny a z toho vyplývajícím zachování biodiverzity v krajině. Jaeger (2000) se pro změnu zabývá možnostmi měření míry fragmentace.

Groom et al. (2006) rozlišují ekologické efekty fragmentace na následující kategorie: efekt plochy a izolace, matrix efekt a okrajový efekt, ekologický efekt komunikací, genetická degradace. Efekt plochy a izolace souvisí s teorií ostrovní biogeografie (Macarthur et Wilson, 2001), která vysvětluje vztah počtu druhů k velikosti území a k jeho izolovanosti. Tato teorie umožňuje charakterizovat a predikovat chování ostrovních společenstev. Příklad ostrovní biogeografie může být použit i pro problematiku fragmentace krajiny (Cook et al., 2002). O okrajovém efektu lze hovořit v oblastech rozhraní dvou různých struktur. Lokality s malými plochami stanovišť vykazují poměrně výrazné okrajové efekty. Se silícím vlivem okrajového efektu roste zároveň biodiverzita na přechodu dvou prostředí (Santos-Filho et al., 2008). Genetická degradace hrozí v případě narušení nebo úplném přerušení migračních tras živočichů, kdy dochází k izolaci malé populace (Dufek et al., 2004).

Kompenzaci negativních důsledků fragmentace na biodiverzitu může být právě snaha o zvýšení konektivity (Donald et Evans, 2006).

3.5 Územní systém ekologické stability

3.5.1 Charakteristika Územního systému ekologické stability

V České republice je pro ochranu konektivity krajiny užívána koncepce Územního systému ekologické stability (dále ÚSES). Koncepce ÚSES se řadí mezi 150 podobných projektů světových ekologických sítí, můžeme ji zařadit mezi nejpropracovanější (Klečka, 2013). Podle zákona 114/1992 Sb. je ÚSES „*vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu*“. Skládá se z účelně vybraných ekologicky významných segmentů doplněných o další skladebné části (Löw, 1995). Celý systém pak dohromady musí splňovat základní funkční a prostorové parametry. Jde o rozmanitost potenciálních přírodních ekosystémů v řešeném území a jejich prostorové vazby. Nezbytné je také přizpůsobení systému aktuálnímu stavu krajiny. Žádoucí také je, aby systém vyhovoval společenským limitům (Míchal, 1994).

3.5.2 Členění ÚSES

Podle převažující funkce dělíme skladebné části ÚSES na biocentra, biokoridory a interakční prvky. ÚSES je členěn také do tří hierarchických úrovní a to na lokální, regionální a nadregionální. Vzhledem k zaměření této práce se budeme zabývat pouze lokálním ÚSES. Jeho hodnocení a vymezování spadá do kompetence obcí s rozšířenou působností.

3.5.2a Biocentra

Biocentrum neboli centrum biotické diverzity je jednou ze skladebných součástí ÚSES. Jedná se o ekologicky významný segment krajiny, který svou velikostí a stavem ekologických podmínek umožňuje trvalou existenci druhů i společenstev přirozeného genofondu krajiny. Biocentra je možné dělit podle několika hledisek. Pro tuto práci je stěžejní hledisko funkčnosti, které dělí biocentra na existující (funkční, částečně funkční, málo funkční), částečně existující (nedostatečně funkční), chybějící (nefunkční).

Jako existující biocentra lze označit takové segmenty krajiny, jejichž plocha odpovídá určeným minimálním parametrům nebo je větší, přičemž funkčnost existujících biocenter je závislá na současném stavu zastoupených ekosystémů. Podle toho pak dělíme biocentra na optimálně funkční, která mají se svými přírodními a přirozenými společenstvy vysoký stupeň ekologické stability na celé ploše biocentra. Takový by měl být cílový stav všech biocenter zařazených do ÚSES. Mezi částečně funkční biocentra lze zařadit ta, v nichž přírodní

nebo přirozená společenstva zaujímají alespoň část plochy. Málo funkční biocentra jsou taková, která zahrnují pouze ekosystémy se středním stupněm ekologické stability (Vyhláška 395/92).

Částečně existující biocentra jsou segmenty krajiny, v nichž plocha stabilních společenstev nedosahuje minimálních prostorových parametrů. Je zde proto nutnost považovat je za nedostatečně funkční a navrhnout zvětšení plochy o společenstva s vysokým současným stupněm ekologické stability. Chybějící biocentra jsou navrhované skladebné části ÚSES, ve kterých jsou zastoupeny ekosystémy s nízkým stupněm ekologické stability. Je nutné je změnit tak, aby v budoucnu umožňovaly existenci druhů přirozeného genofondu.

Dále je možné biocentra dělit podle vzniku a vývoje ekosystému (přírodní nebo antropicky podmíněná), reprezentativnosti (reprezentativní, unikátní). Jinou možností dělení biocenter je dělení podle rozmanitosti ekotopů (homogenní, heterogenní), podle rozmanitosti současných biocenóz (jednoduchá, kombinovaná) či podle typu formace (lesní, křovinná, atp.). Zároveň je také možné biocentra rozdělit podle geoekologických vazeb (konektivní, izolovaná) nebo podle biogeografické polohy (centrální, kontaktní).

3.5.2b Biokoridory

Biokoridor nebo také biotický koridor je prvkem ÚSES, který propojuje biocentra. Je velmi významným prvkem podporujícím a umožňujícím migraci, šíření a vzájemné kontakty organismů. Biokoridory tedy zajišťují tok biotických informací v krajině. Na rozdíl od biocenter však nemusí trvale umožňovat existenci všech druhů zastoupených společenstev. Funkčnost biokoridorů je podmíněná prostorovými parametry (délka a šířka), stav ekologických podmínek a struktura i druhové složení biocenóz.



Obr. 3: Ekodukt (biokoridor) přes dálnici D11 (zdroj: WMS Ortofoto ČÚZK, 2016)

Na lokální úrovni jako biokoridory nejčastěji fungují ekologicky významná liniová společenstva. Jejich význam v kulturní krajině však není omezen pouze na umožnění migrace organismů. Rovnocennou funkcí je také fragmentace homogenních a rozlehlých ploch ekologicky nestabilních antropogenně změněných ekosystémů.

Význam biokoridorů je odlišný pro různé druhy organismů, a to především v závislosti na způsobu jejich šíření a pohybu. Pro některé druhy jsou biokoridory v kulturní krajině nezbytné, pro mnoho živočichů jsou také nezbytnou součástí teritoria. Nejsouvislejší síť biokoridorů je v kulturní krajině tvořena především vodními toky spolu s litorálními pásmy a břehovými porosty. Funkce a také význam biokoridorů se odvíjí od biocenter, která jsou pomocí biokoridorů propojována.



Obr. 4: Ekodukt u Suchdola nad Odrou (zdroj: Klečka, 2013)

Stejně jako biocentra lze biokoridory rozdělovat podle funkčnosti, vzniku a vývoje ekosystémů, rozmanitosti ekotopů, rozmanitosti současných biocenóz, typu formace. Na rozdíl od biocenter je však důležité členit biokoridory podle konektivity, a to na biokoridory souvislé a přerušované. Souvislý biokoridor je po celé své délce tvořen společenstvy s vysokým stupněm ekologické stability. Biokoridor přerušovaný je rozdělen jednou nebo několika propustnými bariérami, čímž se narušuje jeho celistvost. Podle podobnosti spojovaných biocenter dělíme biokoridory na modální a kontrastní. Přičemž modální biokoridory propojují biocentra se stejnými nebo podobnými společenstvy, naopak biokoridory kontrastní spojují biocentra s výrazně odlišnými společenstvy a zajišťují kontakty a migraci pouze některých druhů organismů (Vyhláška 395/1992; Maděra et Zimová, 2005).

3.5.2c Interakční prvky

Kromě biocenter a biokoridorů jsou základními skladebnými prvky ÚSES také interakční prvky. Jedná se o ekologicky významné krajinné prvky a ekologicky významná liniová společenstva, která vytváří existenční podmínky pro rostliny i živočichy a významně ovlivňují fungování ekosystémů kulturní krajiny.

Na lokální úrovni ÚSES zprostředkovávají interakční prvky příznivé působení biocenter a biokoridorů na okolní krajinu, která bývá ve většině případů ekologicky méně stabilní. Interakční prvky slouží živočichům jako základna, místo úkrytu, rozmnožování a také jako orientační prvek v kulturní krajině. Všemi výše zmíněnými jevy podmiňují interakční prvky vznik regulačních mechanismů, které zvyšují ekologickou stabilitu krajiny.

V interakčních prvcích nacházejí vhodné prostředí pro život například opylovači kulturních rostlin a predátoři, kteří omezují hustotu populací škůdců zemědělských a lesních kultur. Typickým příkladem interakčního prvku je například ekotonové společenstvo na okraji lesů, remízky či skupiny stromů. Dále mezi ně lze zařadit i solitérní stromy v polích, drobná prameniště nebo aleje. Hustota sítě interakčních prvků přímo ovlivňuje stabilizační působení ÚSES.

Interakční prvky mají ve většině případů menší rozlohu než biocentra a biokoridory a jsou velmi často prostorově izolovány. Je možné je dělit do dvou kategorií, na existující a navržené (Vyhláška 395/1992; Maděra et Zimová, 2005).



Obr. 5: Nově vysázený interakční prvek (zdroj: Klečka, 2013)

3.5.3 Zajištění ekologické stability

Koncepce územního zajištění ekologické stability, skládající se z vymezování kostry ekologické stability jako souboru existujících a relativně ekologicky stabilních segmentů krajiny je rozvíjena v České republice již od konce sedmdesátých let 20. století (Buček, 2012). Podle zákona o ochraně přírody a krajiny 117/1992 Sb. je ekologická stabilita definována jako „*schopnost ekosystému vyrovnávat změny působené vnějšími činiteli a zachovávat své přirozené vlastnosti a funkce*“. Jako hlavní projev ekologické stability můžeme uvést ekologickou rovnováhu, což je dynamický stav, který je udržován pomocí regulačních mechanismů a vzájemných vnitřních vazeb organismů s prostředím. Jde o přirozený stav vývoje, do něž se ekosystémy po narušení samy spontánně navracejí (Löv, 1995).

Ekologicky významné segmenty krajiny jsou takové části krajiny, které mají relativně vyšší vnitřní ekologickou stabilitu a mají velký význam pro její zajištění. Soubor takovýchto segmentů pak dohromady tvoří výše zmíněnou kostru ekologické stability. Dělí se podle prostorově strukturních kritérií na ekologicky významné prvky, ekologicky významné krajinné celky, ekologicky významné krajinné oblasti a na ekologicky významná liniová společenství (Löv, 1995).

Hodnocení ÚSES z hlediska jeho stabilizační funkce provádí orgán ochrany přírody průběžně a obsahuje zejména upřesnění hranic, úroveň biologické diverzity, hodnocení druhové skladby porostů a schopnosti ekosystému odolávat znečištění, erozi či jiné fyzikální nebo chemické zátěži. Výsledkem hodnocení je určení, zda je ÚSES vyhovující, tedy schopný plnit bez dalších opatření stabilizační funkce v krajině, nebo nevyhovující, tedy vyžadující vymezení či doplnění biocenter a biokoridorů (Vyhláška 395/1992).

3.5.4 ÚSES v rámci obecné ochrany přírody a krajiny

Vymezení ÚSES stanovuje a hodnotí orgány územního plánování a ochrany přírody ve spolupráci s orgány vodohospodářskými, orgány ochrany zemědělského půdního fondu a státní správy lesního hospodářství. Ochrana ÚSES patří mezi povinnosti všech vlastníků a uživatelů pozemků, které tvoří jeho základ a jeho vytváření je veřejným zájmem, na němž se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát. Podrobnosti vymezení a hodnocení ÚSES a podrobnosti plánů, projektů a opatření v procesu jeho vytváření stanovuje Ministerstvo životního prostředí České republiky obecně závazným právním předpisem (Zákon 114/1992 Sb).

Od konce 70. let 20. století je možné pozorovat také snahy o ochranu celistvých území pomocí různých legislativních nástrojů také na celoevropské úrovni zaváděním soustavy NATURA 2000 (Anděl et al., 2005).

3.5.5 Plán a projekt ÚSES

Vymezení všech tří úrovní ÚSES stanovují orgány ochrany přírody v plánu ekologické stability. Tento plán obsahuje tři části, z nichž první částí je mapový zákres existujících a navržených biocenter a biokoridorů s vyznačenými zvláště chráněnými částmi přírody, v měřítku 1 : 10 000 a větším pro lokální ÚSES. Další část obsahuje popis a tabulky. Charakterizuje funkční a prostorové ukazatele, zejména rozmanitost ekosystémů, charakteristiky zvláště chráněných částí přírody, prostorové vazby, nezbytné prostorové údaje (minimální plochy biocenter, maximální délky biokoridorů a jejich minimální nutné šířky). Poslední částí plánu ÚSES je bližší odůvodnění včetně návrhů rámcových opatření k zachování a zlepšení stavu ÚSES. Plán ÚSES je podkladem pro projekty územního systému ekologické stability, pro zpracování územně plánovací dokumentace, pro lesní hospodářské plány a pro vodohospodářské a jiné dokumenty obnovy a ochrany krajiny.

Projekty k vytváření ÚSES jsou souborem přírodovědné, technické, ekonomické, organizační a majetkoprávní dokumentace. Podkladem pro zpracování projektu je schválená územně plánovací dokumentace nebo výše zmíněný plán ÚSES, zpracování projektu provádějí odborně způsobilé osoby (Vyhláška 395/1992).

Minimální rozloha [ha]	
lesní společenstva	3
mokřadní společenstva	1
luční společenstva	3
skalní společenstva	0.5
stepní lada	1
kombinovaná	3

*Tabulka 1: Minimální velikost lokálních biocenter podle typu společenstva
(zdroj: Klečka, 2013, upraveno)*

	maximální délka [m]	minimální šířka [m]
lesní společenstva	2000	15
luční společenstva	1500	20
vodní a mokřadní společenstva	2000	20

*Tabulka 2: Minimální prostorové parametry lokálních biokoridorů
(zdroj: Klečka, 2013, upraveno)*

3.6 Disperzní pohyb organismů

Pohyb patří mezi přirozené vlastnosti živočichů, Baguette a Van Dyck (2007) uvádějí, že disperzní pohyb organismů je závislý na struktuře krajiny, kde probíhá, a proto je také ovlivněn fragmentací krajiny. Dělí se na dvě kategorie. První z nich je migrace, což je hromadný pohyb jedinců stejného druhu určitým směrem z jednoho místa na jiné. Tento pohyb bývá podmíněn geneticky a dále je určována celá řada vnitřních a vnějších jevů, které tento pohyb způsobují. Migrace se dělí například na potravní, rozmnožovací a podobně (Slavík et al., 2012).

Druhým typem pohybu je pak rozptyl, jehož výsledkem je disperse. Rozptyl je definován jako jednosměrný pohyb z jedné lokality na druhou, při kterém se jedinci nevrací zpět (Tkadlec, 2008). Jde o víceméně náhodné šíření organismu, které umožňuje kolonizovat nová stanoviště. Jedná se o velmi komplexní jev, na němž se podílí současně mnoho druhově specifických znaků, vnitřních charakteristik jedinců a také vnějších vlivů prostředí (Clobert et al., 2001). Disperzní vzdálenost je považována za evolučně daný a druhově specifický znak, který se však může lišit mezi populacemi. Je podmíněna množstvím znaků živočichů, ale může vykazovat určitou míru plasticity například vlivem vnějších podmínek, mezi které patří typ a kvalita prostředí (Wiens, 2001). Ke zjišťování disperzních vzdáleností jednotlivých druhů živočichů slouží několik metod, např. kroužkovací metody, radiotelemetrie, one-year time-lagged model (Holubová, 2012). Bylo zjištěno, že největší počet přesunů probíhá na malé vzdálenosti a poměrně strmě klesá jejich počet se vzdáleností od centra šíření (Winkler et al., 2005).

3.7 Conefor

3.7.1 Charakteristika softwaru

Conefor je jednoduchý software umožňující kvantifikaci významu stanovišť a jejich propojení pro udržení nebo zvýšení míry konektivity krajiny pomocí struktury grafů. Tento program je koncipován jako nástroj pro podporu rozhodování v krajinném plánování a pro zachování přirozeného prostředí prostřednictvím stanovení a určení kritických míst konektivity (Saura et Pascual-Hortal, 2007a). Krajinnou mozaiku a její důmyslnou síť je možné popsat a analyzovat pomocí přístupu teorie grafů. Typ grafu je uvažován jako množství bodů a jejich spojení tak, že každý článek propojuje dva uzly (Fuller et Sarkar, 2006).

Conefor přistupuje ke konektivě krajiny z funkční perspektivy (Saura et Pascual-Hortal, 2007), což znamená, že do výpočtů vstupuje nejen prostorové uspořádání struktury krajiny, ale také disperzní vzdálenosti živočichů a jejich behaviorální reakce na fyzické prvky struktury krajiny (Tischendorf et Fahrig, 2001).

Vstupními daty jsou pro Conefor tedy struktura a rozložení krajinné mozaiky a disperzní možnosti požadovaných druhů. Oba vstupy jsou složeny z číselných souborů, které mohou být získány z *Toolboxu* v softwaru *ArcGIS*, či z textového nebo tabulkového programu (Saura et Pascual-Hortal, 2007a). Soubory výstupu mohou mít různé podoby, přičemž nejvýznamnější je výstup s důležitostí každého jednotlivého uzlu pro udržení celkové konektivity krajiny, podle výpočtu různých indexů. To umožňuje vytvořit jakýsi žebříček plošek podle jejich přínosu ke konektivě, který je stanoven objektivními kritérii – vypočtenými indexy (Saura et Pascual-Hortal, 2007b).

Teoretický základ softwaru

Teorie grafů

Viz kapitola 3.2.2a

Habitatová dostupnost

Pojem habitat můžeme chápat jako biotop nebo místo výskytu druhu, avšak je možné si pod tímto pojmem představit také prostor nebo stanoviště (Saura et Torné, 2009). Struktura grafů a habitatová dostupnost jsou dva poměrně nedávno vzniklé a doplňující se přístupy k analýze krajinné konektivity (Saura et Rubio, 2010). Koncept habitatové dostupnosti je založen na tom,

že ploška (habitat) je prostor, kde společně s propojeními mezi ploškami dochází ke konektivě. Tato konektivita je zde měřitelná (Pascual-Hortal et Saura, 2006), tím se liší od striktního a tradičního způsobu měření konektivity způsobem, který bere v úvahu konektivitu pouze mezi různými ploškami, nikoliv přímo v nich. Bylo navrženo, aby krajinná konektivita byla posuzována v širším pojetí dostupnosti habitatu, protože poté je možné ji úspěšně integrovat do aplikací pro plánování a péči o krajinu (Saura et Torné, 2009).

Dostupnost habitatů je důležitým faktorem, který reguluje vzorce rozptylu druhů a přežití populací v určitých oblastech (Flather et Bevers, 2002). Koncept habitatové dostupnosti zahrnuje dvě základní krajinné složky, které jsou mezi sebou korelované. Jedná se o habitatový pokryv (*habitat cover*) a habitatovou konektivitu (*habitat connectivity*), (Pascual-Hortal et Saura, 2006). Habitatová dostupnost kombinuje čistě topologické prvky s ekologickými charakteristikami krajinných prvků, což odpovídá požadavku na vývoj dokonalejších topologických metrik k identifikaci konektivity (Ricotta et al., 2000).

Aby byl habitat snadno dostupný pro organismus, případně pro celou populaci, je nutné zajistit vhodné propojení. Z tohoto důvodu může být nízká dostupnost habitatu způsobena špatným propojením, tento jev se dá počítat pomocí integrálního indexu konektivity nebo pravděpodobnostního indexu (Saura et Torné, 2009).

3.7.2 Indexy

V posledních letech bylo pro sledování míry konektivity vyvinuto mnoho indexů, které mají různý teoretický základ a požadavky na vstupní informace o sledovaném území. Software Conefor nabízí možnosti výpočtu indexů, které můžeme rozdělit do dvou skupin. První skupinou jsou binární indexy, druhou pak indexy pravděpodobnostní. Pomocí všech indexů je možné měřit funkční konektivitu a to za použití různých vstupních informací. Vyšší hodnota indexu ve všech případech kromě jediného (*Number of Components index*) znamená vyšší konektivitu. Obě skupiny indexů vycházejí ze stejně připravených vstupních dat (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

Množství studií, které aplikovaly metriky založené na teorii grafů do analýzy krajinné konektivity, v posledních několika letech exponenciálně vzrostlo (Bodin et Norberg, 2007). Grafy jsou však pouze strukturou uspořádání dat, podobně jako vektorová nebo rastrová reprezentace dat v případě geoinformačních systémů. Díky takto uspořádané struktuře dat

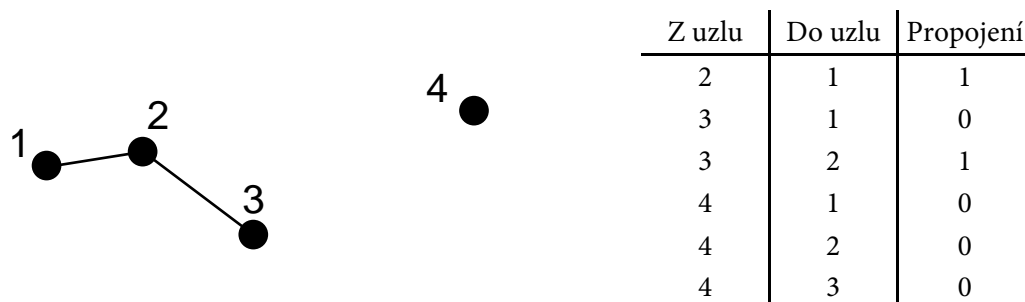
můžeme získat mnoho různých výstupů různé kvality. Klíčovým problémem není zdůvodnění, proč používat strukturu grafů, ale jak měřit konektivitu v případě, že krajina je pomocí nich modelována (Saura et Rubio, 2010).

Některé indexy konektivity založené na teorii grafů mohou být nekonzistentní nebo nejednoznačné (Pascual-Hortal et Saura, 2006), mohou zajišťovat informaci pouze o tom, jaká je konektivita mezi komponentami habitatové dostupnosti (*Flux index*), (Saura et Pascual-Hortal, 2007b) a většině indexů se nepodaří zahrnout do výpočtu také ohniskové plošky jako místa, kde je míra konektivity nejvyšší (*Area-Weighted Flux index*), (Urban et Keitt, 2001). K překonání všech výše zmíněných problémů byl vyvinut integrální index konektivity a pravděpodobnostní index konektivity krajiny (Saura et Pascual-Hortal, 2007a, Pascual-Hortal et Saura, 2006).

Pouze tyto dvě krajinné metriky, integrální index konektivity (IIC) a pravděpodobnostní index konektivity (PC), prokázaly všechny požadované vlastnosti. Oba indexy jsou založeny na struktuře grafu a na konceptu měření habitatové dostupnosti v krajinném měřítku (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

3.7.2a Indexy binární

Indexy binární jsou oproti indexům pravděpodobnostním jednodušší z hlediska výpočtu. Jejich princip je z většiny založen na porovnání vzdáleností mezi jednotlivými uzly a prahovou hodnotou představující disperzní vzdálenost živočichů, přičemž rozlišujeme dvojí vzdálenost mezi uzly - euklidovskou a nákladovou (Adriaensen et al., 2003).



Obr. 6: Princip binárních indexů (zdroj: Saura a Pascual-Hortal, 2007a, upraveno)

Number of Links (NL)

Pomocí tohoto indexu lze vypočítat celkový počet propojení mezi všemi uzly (tj. ploškami) v krajině (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

Number of Components (NC)

Komponenta je soubor uzlů, ve kterém existuje propojení mezi každým párem uzlů. V tomto případě neexistuje funkční vztah mezi uzly z různých komponent. Izolovaný uzel je pak komponentou sám o sobě. Počet komponent je nepřímo úměrný konektivě krajiny, tj. čím méně bude komponent, tím vyšší bude konektivita krajiny (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

Harary Index (H)

Tento index je založen na celkovém počtu uzlů (které náleží různým komponentám) a počtu jejich vzájemných propojení (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

$$H = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, j \neq i}^n \frac{1}{nl_{ij}}$$

n ... celkový počet uzlů tj. plošek v krajině

a_i ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

a_j ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

nl_{ij} ... počet propojení mezi lokalitami a jejich nejkratší cesta i a j , kdy $nl_{ij} = \infty$

Class Coincidence Probability (CCP)

V případě, že atributem uzlu je rozloha, CCP je definován jako pravděpodobnost, že dva náhodně vybrané uzly jsou součástí jedné komponenty nebo může být definován jako pravděpodobnost, že dva živočichové náhodně umístění v prostředí se najdou navzájem vzhledem k množině uzlů a propojení (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

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

NC ... celkový počet komponent v krajině

c_i ... atribut celého komponentu (suma atributů všech uzlů v daném komponentu)

A_C ... celkový atribut uzlů (suma atributů stanovišť ve zkoumané oblasti)

Landscape Coincidence Probability (LCP)

Tento index je velmi podobný výše zmíněnému CCP indexu, liší se však použitím celkového atributu analyzované oblasti A_L namísto celkového atributu uzlů A_C . Pokud tedy uvažujeme, že atributem je například rozloha, vypočítá se jako suma rozloh jednotlivých uzlů dané komponenty dělená rozlohou celého zájmového území (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

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

NC ... celkový počet komponent v krajině

c_i ... suma všech atributů všech uzlů, které patří do dané lokality

A_L ... maximální krajinný atribut, který je konstantně ve stejných jednotkách, jako c_i

Integral Index of Connectivity (IIC)

Index IIC je autory doporučován jako nejlepší z binárních indexů pro analýzu konektivity krajiny (Pascual-Hortal et Saura, 2006), protože obsahuje několik vylepšení v porovnání s ostatními binárními indexy (Saura et Pascual-Hortal, 2007a). IIC index je založen na dosažitelnosti biotopů a modelu binární sítě. Neposuzuje pravděpodobnost disperze mezi všemi páry uzlů, ale pouze binární hodnoty (1 v případě, že mezi uzly je možné propojení, 0 v případě, že propojení možné není), (Bodin et Saura, 2010).

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

n ... celkový počet uzlů tj. plošek v krajině

a_i ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

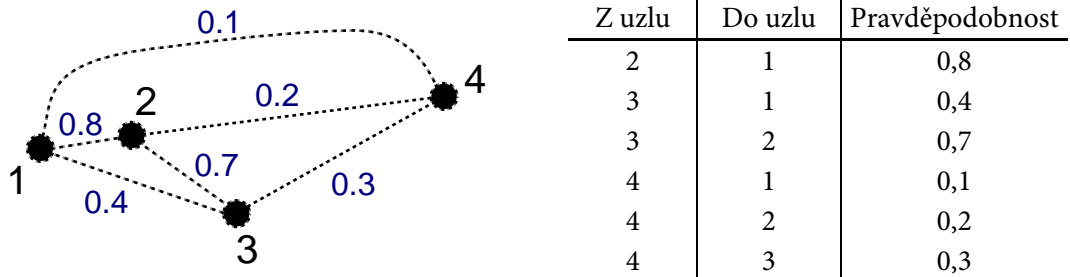
a_j ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

nl_{ij} ... počet propojení mezi lokalitami i a j , kdy $nl_{ij} = 1$ je hlavní propojení a $nl_{ij} = 0$ za předpokladu, že je i stejné jako j

A_L ... maximální krajinný atribut, který je ve stejných jednotkách, jako a_j

3.7.2b Indexy pravděpodobnostní

Indexy pravděpodobnostní pracují na základě pravděpodobnosti disperse mezi jednotlivými uzly, přičemž pravděpodobnost může být vypočtena pro euklidovskou i nákladovou vzdálenost (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).



Obr. 7: Princip pravděpodobnostních indexů
(zdroj: Saura et Pascual-Hortal, 2007a, upraveno)

Flux (F)

Flux index pracuje s celkovým počtem uzlů a pravděpodobností přímého disperzního pohybu mezi všemi páry uzlů (Saura et Pascual-Hortal, 2007a).

$$F = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_{ij}$$

n ... celkový počet uzlů tj. plošek v krajině

p_{ij} ... pravděpodobnost přímého disperzního pohybu mezi uzly i a j

Area-Weighted Flux (AWF)

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

n ... celkový počet uzlů tj. plošek v krajině

p_{ij} ... pravděpodobnost přímého disperzního pohybu mezi uzly i a j

a_i ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

a_j ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

Probability of Connectivity (PC)

Pravděpodobnostní index konektivity krajiny je metrika založená na teorii grafů a habitatové dostupnosti, která kvantifikuje funkční konektivitu. Je definován jako pravděpodobnost, že dva uzly náhodně umístěné v krajině případnou do stejné oblasti a jsou propojeny vzájemně mezi sebou (Saura et Pascual-Hortal, 2007b). Základ indexu vychází z měření pravděpodobnosti náhodného umístění dvou živočichů v krajině, kteří se nacházejí v oblastech, jenž jsou spolu navzájem propojeny (Bodin et Saura, 2010). PC také zvyšuje výkon indexu IIC a to především s ohledem na bohatší model funkční konektivity, při tom není ovlivněn přítomností sousedních plošek z analyzovaných datových sad (Saura et Pascual-Hortal, 2007b).

Nabývá hodnot od 0 do 1 a jeho hodnota roste s rostoucí mírou konektivity. Velmi nízké hodnoty PC indexu lze získat v případě, že habitatové plošky a celková rozloha plošek je velmi malá v porovnání s rozlohou celého zájmového území (Neel 2008).

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p^{*ij}}{A_L^2}$$

n ... celkový počet uzlů tj. plošek v krajině

a_i ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

a_j ... atributy uzlů (plocha, kvalita, typ, apod.)

A_L ... maximální krajinný atribut, který je ve stejných jednotkách, jako a_j

p^{*ij} ... maximální produkt pravděpodobnosti mezi i a j

3.7.2c Výpočet důležitosti jednotlivých krajinných prvků

Software Conefor umožňuje také výpočet důležitosti jednotlivých krajinných prvků podle jejich přínosu k celkové konektivě krajiny. Jde o výpočet, který zjišťuje změny míry konektivity na základě odebrání jednotlivých uzlů z krajiny (procentuální podíl kolísání PC nebo IIC), (Urban et Keitt, 2001; Saura et Pascual-Hortal, 2007b). Do výpočtu důležitosti jednotlivých uzlů vstupují všechny součásti, jimiž uzel přispívá ke konektivě krajiny, vychází se při tom z indexů IIC a PC (Saura et Torné, 2012). Nejvýznamnější krajinné prvky budou ty, které po odstranění způsobí veliký pokles míry celkové konektivity (Urban et Keitt, 2001).

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC - PC_{remove,k}}{PC} = 100 \times \frac{\Delta PC_k}{PC}$$

dPC_k ... důležitost prvku k pro udržení konektivity

PC ... hodnota indexu PC včetně prvku k

$PC_{remove,k}$... hodnota indexu PC po odebrání prvku k

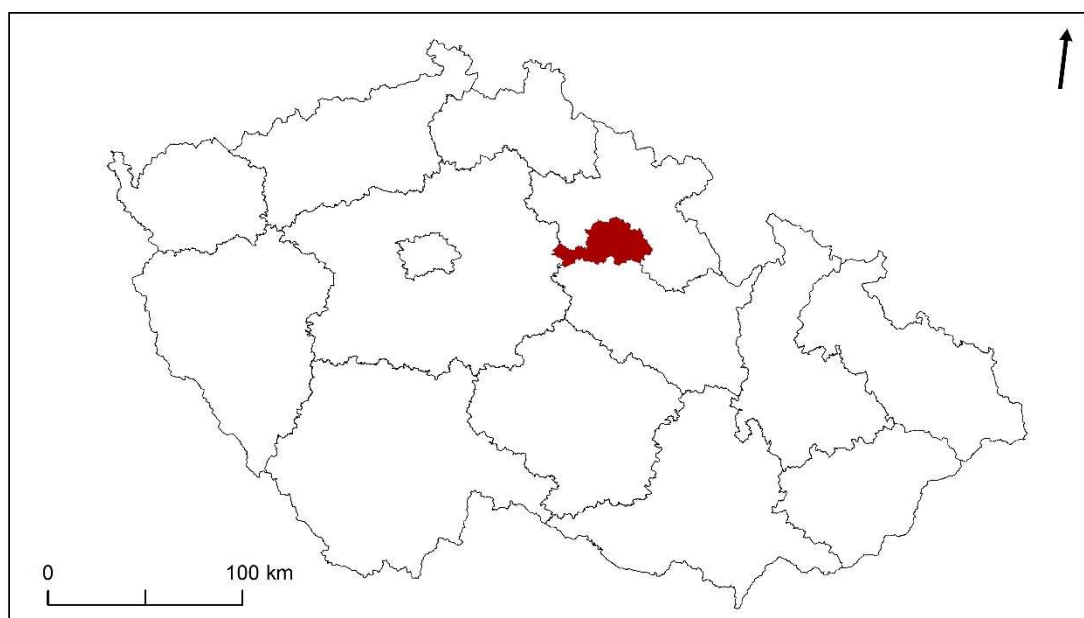
3.7.2d Celkový index konektivity

Dalším shrnujícím prvkem, který je možné vypočítat v případě, že byl v softwaru Conefor vypočítán index IIC nebo PC, je celkový index pro zájmové území (EC). Jedná se o přehledový index pro všechny uzly ve sledovaném území, jenž odpovídá ekvivalentní propojené ploše za předpokladu, že atributem uzlů je rozloha stanovišť. EC vyjadřuje rozlohu jedné plochy, která by poskytla stejnou hodnotu indexů PC či IIC (v případě, že by byly vypočítány na základě všech habitatů), (Saura, 2011). Index EC je v softwaru Conefor pojmenován jako ECA (*Equivalent Connected Area*), při výpočtu záleží na tom, z jaké ho indexu (PC nebo IIC) chceme danou metriku vypočítat. Níže můžeme vidět příklad, jak je vypočítán index ECA v případě, že vycházíme z PC (odmocnina čitatele indexu PC).

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

4 Zájmové území

Správní obvod ORP Hradec Králové se nachází v jižní části Královéhradeckého kraje a zahrnuje celkem 81 obcí, rozkládá se na ploše 67 744 ha. Tento region leží v úrodné nížinné oblasti Východolabské tabule a je charakteristický kvalitním životním prostředím. Královéhradecko je jádrovou oblastí hospodářství se širokým zemědělským zázemím, zemědělská půda zabírá v regionu 68,9 %, lesní půda pouze 16,8 %.



Obr. 8: ORP Hradec Králové v rámci České republiky (zdroj: vlastní, data: ArcČR 500)

4.1 Geomorfologická charakteristika

Z geomorfologického hlediska je území ORP v jižní části rovinaté, jedná se o sedimentární tabule - většinou o akumulární roviny s rozsáhlými údolními nivami menších toků a plošinami říčních teras. U okrajů je plošina tektonicky porušená a můžeme zde najít svědecké vrchy, plošiny a hřbety ploché pahorkatiny. V západní části – mezi Chlumcem nad Cidlinou a Hradcem Králové lze z geomorfologického hlediska rozpoznat mírně zvlněnou pahorkatinu se širokými, často kotlinovitými údolními, v oblasti teras jsou typické plošiny, místy na spraších slabě skloněné roviny. Výrazným útvarem je Hořický hřbet. Východní část zájmového území

je popsána jako území s monotónním reliéfem, kde převažují terasové plošiny, členěné nepříliš četnými nevýraznými údolími. Osu ploch tvoří ploché údolí Orlice ohraničené na jihu svahem. K jihu tato část spadá do Pardubické kotliny.

4.2 Geologická charakteristika

Z geologického hlediska lze území rozdělit do dvou výraznějších a odlišných celků, a to na území na západ od Hradce Králové po Chlumec nad Cidlinou a východně od krajského města až po Třebechovice pod Orebem.

V západní části území geologicky převažují slíny, místy tvrdé slínovce, západně od Cidliny a severně od Hradce Králové se rozkládají rozsáhlé pokryvy spraší. Na jihu v okolí Cidliny se nacházejí kyselé terasové štěrkopísky až písky, často s tenkým pokryvem váového písku na povrchu. Značný rozsah mají nivní sedimenty, místy slatiny nebo pánevní pěnovce.

Ve východní části území převažuje jednoduchá a specifická geologická stavba. Na podkladu z turonských slínů se zachovaly terasové plošiny tvořené kyselými říčními štěrkopísky, místy s tenkým pokryvem váových písků. Dále jsou zde přítomny nivní sedimenty řek, přecházející někde do slatin.

Horninové prostředí určilo i využití nerostů (štěrkopísky, písky, cihlářské hlíny) v území. Těžba převažuje zejména na jihu ORP jako těžba štěrků a písků v prostorech podle větších komunikací. Významná jsou vymezená ložiska cihlářské hlíny severně od Hradce.

4.3 Klimatické podmínky

Zájmové území leží dle Quitta (1971) převážně v teplé klimatické oblasti (T2), jen okrajové části území se nacházejí na okrajích oblastí mírně teplých (MT 11, MT 10 a MT 9). Území je chladnější směrem k jihozápadu, srážky stoupají směrem k východu a tímto směrem také klesají průměrné teploty. Průměrná teplota je okolo 7,5°C, srážky 588 – 680 mm/rok. Region je tedy převážně teplý, s dobrou dotací srážek, zimy zde převažují bez sněhu. Místy se mohou vyskytnout omezené teplotní inverze.

4.4 Biogeografie

ORP Hradec Králové je podle různých autorů biogeograficky, fyto geograficky a ekologicky zařazeno do termofytika (oblasti teplomilné květeny) a mezofytika. Z pohledu přírodních lesních oblastí do oblasti polabské. Protože region náleží k českému termofytiku, odpovídá tomu také pronikání teplomilných druhů s těžištěm rozšíření mimo střední Evropu (ÚAP – Úřad územního plánování Hradec Králové, 2014).

5 Metodika

5.1 Data

Ke zpracování této diplomové práce bylo vybráno území ORP Hradec Králové. Při zpracování bylo třeba využít i jiných, zejména volně dostupných dat.

- Vektorová vrstva prvků ÚSES v zájmovém území ORP Hradec Králové z datového modelu pro digitální zpracování sledovaných jevů územně analytických podkladů v GIS (verze 4.2) z roku 2014 byla poskytnuta odborem územního plánování úřadu obce s rozšířenou působností v Hradci Králové.
- Dále bylo využito WMS prohlížecké služby (Ortofoto, ZM 10) poskytované Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním, a to pro určení hranice funkčnosti lokálního biocentra, jelikož atributy výše zmíněné vrstvy obsahovaly několik stupňů funkčnosti resp. nefunkčnosti prvku (málo funkční, částečně funkční, nedostatečně funkční, nefunkční). A dále také pro zařazení biocentra do skupiny biotopů.
- K vytvoření hranic zájmového území a pro mapové výstupy byla využita vektorová vrstva katastrálních území a ORP České republiky ArcČR 500.
- Pro urychlení určení typu biotopu byla využita Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD) z Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka.
- Dále byla také využita data CORINE Land Cover z roku 2012, ze kterých byly vybrány některé krajinné pokrivy.

5.1.1 Příprava dat

Získaná data bylo nutné nejprve upravit pro další využití. V prvním kroku bylo nutné vyselektovat pouze lokální biocentra, která vstupují do analýzy konektivity krajiny a to zcela všechny včetně těch, které měly atribut nefunkční. Odstranění nefunkčních nebo nedostatečně funkčních biocenter pro druhý výpočet proběhlo na základě atributu funkčnosti a také na základě vizuálního zhodnocení. Pokud se v polygonu alespoň z cca 30 % nacházel krajinný pokryv, který by mohl představovat biocentrum, byl zařazen do kategorie funkčních prvků.

Editací tak byla vyselektována pouze funkční nebo částečně funkční biocentra, která vstoupila do druhého kroku výpočtu indexů konektivity.

5.2 Disperzní vzdálenosti vybraných skupin živočichů

Podle Saury et al. (2011) je možné konektivitu krajiny hodnotit na základě několika disperzních vzdáleností, je však třeba nezanedbat měřítko dané analýzy, jelikož je zřejmé, že pro větší vzdálenosti aplikované na menší zkoumané území by míra konektivity vycházela vysoká, avšak výsledek by byl zkreslený. Disperzní vzdálenosti by měly odpovídat mediánům disperzních vzdáleností lesních druhů, které mají různé možnosti rozptylu (jsou například závislé na změnách struktury krajinné matrice). Indexy konektivity krajiny byly spočteny celkem pro tři různé disperzní vzdálenosti, charakteristické pro skupiny savců a také některé zástupce z třídy ptáků.

Drobní savci mají podle dostupné literatury disperzní vzdálenost 500 – 1 000 m, přičemž do našeho výpočtu byla zahrnuta hodnota 1 km. Do této skupiny patří například rejsek obecný (*Sorex araneus*), hraboš polní (*Microtus arvalis*) nebo na vodní a mokřadní společenstva vázaný rejsec vodní (*Neomys fodiens*) či myška drobná (*Micromys minutus*).

Střední savci jsou schopni se rozptýlit do vzdálenosti 1 000 – 2 000 m, opět byla pro výpočet vybrána horní hranice tohoto rozmezí. Mezi zástupce této skupiny můžeme zařadit například zajíce polního (*Lepus europaeus*), kunu lesní (*Martes martes*) nebo ježka západního (*Erinaceus europaeus*).

Skupina velkých savců má podle zdrojů disperzní vzdálenost 3 000 – 5 000 m, do výpočtu tedy vstoupila hodnota 5 km. V této skupině můžeme najít např. srnce obecného (*Capreolus capreolus*), prase divoké (*Sus scrofa*) nebo jelena evropského (*Cervus elaphus*). Dále k této disperzní vzdálenosti můžeme přiřadit také zástupce z třídy ptáků vázaných na vodní a mokřadní společenstva jako jsou například čáp bílý (*Ciconia ciconia*) nebo volavka popelavá (*Ardea cinerea*) (Hlaváč et Anděl, 2001; Anděra et Horáček, 2005; Saura et al., 2011).

5.3 Vstupní soubory

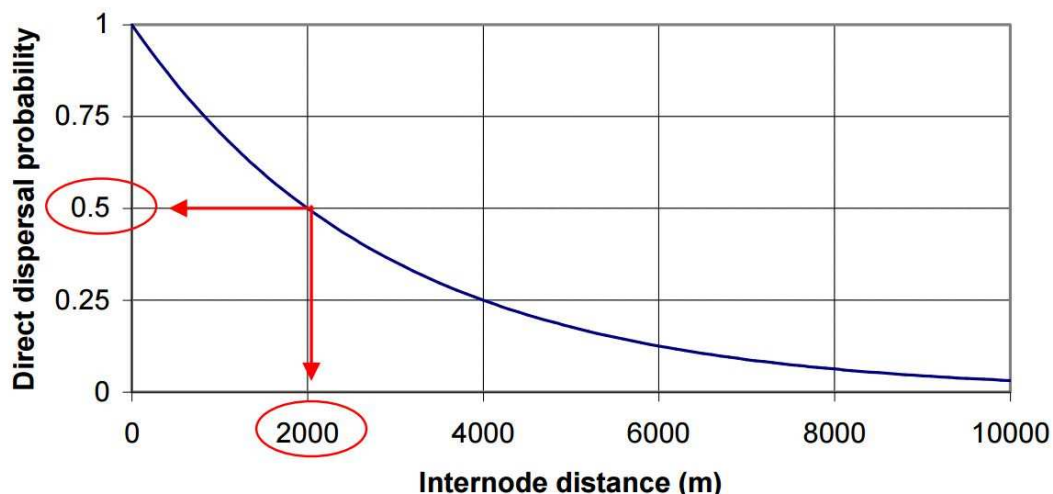
Pro software Conefor je nejprve nutné připravit vstupní data v podobě dvou textových souborů, přičemž jeden představuje seznam všech uzlů (biocenter) s unikátním

identifikátorem, druhý pak obsahuje vzdálenosti mezi všemi uzly navzájem. Tyto soubory je možné vytvořit pomocí extenze *Conefor Inputs Tool* v *ArcMap*. Při použití nástroje je nutné zadat pouze vstupní polygonovou vrstvu a také pole atributů. V našem případě bylo zvoleno pole *Shape_Area*, jelikož výpočet konektivity je založen na určitém atributu biocentra – v této práci na jejich rozloze. Vzdálenosti byly vypočítány od okrajů, nikoliv z centroidů plošek, což je další možnost při nastavení parametrů aplikace. Vstupní soubory byly vytvořeny nejprve pro všechna biocentra bez ohledu na jejich funkčnost, dále byla výše popsaným způsobem vybrána pouze funkční nebo částečně funkční biocentra a z nich byly také vytvořeny vstupní soubory pro *Conefor*.

5.4 Výpočet indexů konektivity

5.4.1 Výpočet indexů konektivity mezi všemi lokálními biocentry a mezi funkčními biocentry

Do výpočtu byly zařazeny indexy PC a IIC, jelikož jsou autory programu *Conefor* doporučovány jako nejvhodnější pro hodnocení konektivity (Pascual-Hortal et Saura, 2006). Do výpočtu indexů vstupují výše popsané vstupní soubory vytvořené pomocí *Toolboxu Conefor Inputs* a také další parametry, které je nutné nastavit.



Obr. 9: Pravděpodobnost přímé disperze – klesající exponenciální funkce vzdálenosti mezi uzly. V tomto případě odpovídá vzdálenosti 2000 m pravděpodobnosti 0.5 (Saura et Pascual-Hortal, 2007a)

Při samotném výpočtu je v uživatelském rozhraní softwaru potřeba nastavit hodnotu disperzní vzdálenosti (v našem případě 1000 m, 2000 m a 5000 m) a také pravděpodobnost přímé disperze, kterou Saura a Pascual-Hortal (2007a) nebo Neel (2008) stanovují na 0.5, jak můžeme vidět v obrázku 9 na předchozí straně. Tato hodnota byla použita i v rámci této práce. Dále je nutné doplnit hodnotu A_L , což je v tomto případě rozloha celého území, kde je konektivita zkoumána, přitom je třeba dbát na shodnost jednotek ve vstupních souborech.

5.4.2 Výpočet indexů konektivity podle typu biotopu

Všechna lokální biocentra byla dále rozdělena zjednodušeně do tří skupin podle typu biotopu. Bylo však nutné podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al, 2001) spojit několik typů biotopů do jedné skupiny, protože vzhledem ke způsobu určování bez terénního průzkumu by bylo nemožné určit jednotlivé typy biotopů zvlášť. Vymezené skupiny biotopů byly následující: vodní toky a nádrže spolu s pobřežní vegetací, mokřady a bažinami (bylo zahrnuto také bezprostřední okolí představující biocentrum) viz obrázek 10. Další skupinou byly biotopy luk a pastvin, lesní lemy, případně intenzivně obhospodařované louky tedy trvalé travní porosty viz obrázek 11. Poslední sledovanou kategorií biotopů byly lesní a křovinné porosty viz obrázek 12.



*Obr. 10: 1. skupina biotopů - vodní toky a nádrže, pobřežní vegetace, mokřady a bažiny
(Podkladová mapa: WMS ortofoto ČÚZK 2016)*

Největším problémem při určování typu biotopu byl fakt, že ne vždy území biocentra pokrývalo pouze jeden typ biotopu, což můžeme vidět také např. v obrázku 10, kde je podle polygonové vrstvy ÚSES biocentrum nejen v trvalém travním porostu, ale také v jeho okolí, které je však již tvořeno ornou půdou, což je málo pravděpodobný krajinný pokryv pro

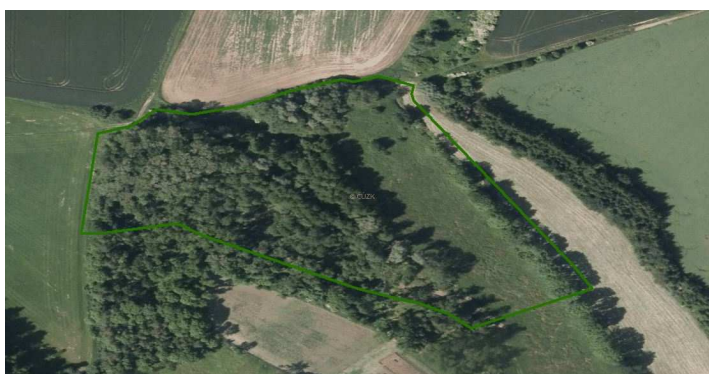
biocentrum. Dále bylo v některých případech obtížné určit, do které skupiny biotopů by se měl prvek ÚSES zařadit, protože byl tvořen pokryvem, který odpovídal dvěma kategoriím. V tomto případě rozhodovala rozloha jednotlivých typů, jak můžeme vidět v obrázku 13, lesní porosty zde zaujímaly větší rozlohu, proto bylo biocentrum přiřazeno ke skupině lesních porostů nikoliv travních biotopů.



Obr. 11: 2. skupina biotopů – trvalé travní porosty (louky a pastviny), (podkladová mapa: WMS ortofoto ČÚZK 2016)



Obr. 12: 3. skupina biotopů – lesní a křovinné porosty (podkladová mapa: WMS ortofoto ČÚZK 2016)



Obr. 13: Problematické zařazení prvku ÚSES do skupiny biotopů (podkladová mapa: WMS ortofoto ČÚZK 2016)

5.5 Návrh nových prvků ÚSES

Nová lokální biocentra byla navržena částečně na základě metodiky pro navrhování prvků ÚSES vedoucí ke zvýšení ekologické stability krajiny a usnadnění dostupnosti krajiny pro volně žijící živočichy a částečně na základě vlastního úsudku, jelikož metodika pro plánování místního ÚSES je značně rozsáhlá, komplikovaná a dalece přesahuje rámec této diplomové práce. Společně s navrhováním nových prvků ÚSES byly také upravovány plochy stávajících lokálních biocenter. Při navrhování nových biocenter je třeba vycházet také z rozmanitosti potencionálních přírodních ekosystémů. Jedná se o společenstva, která by v krajině vznikla v případě, že by zde nepůsobily vlivy činnosti člověka (Buček, 2012). Vzhledem ke způsobu vytipování nových lokalit pro biocentra byla většina biocenter z kategorie lesních společenstev a lučních společenstev. Vytváření prvků vodních a mokřadních společenstev se zdá být do jisté míry omezeno, ale ve skutečnosti jde o relativně levný a přitom velmi účinný prostředek, jak v krátké době výrazně zvýšit biodiverzitu v dané lokalitě (Klečka, 2013).



Obr. 14: Upravená lokální biocentra – všechny tří kategorie

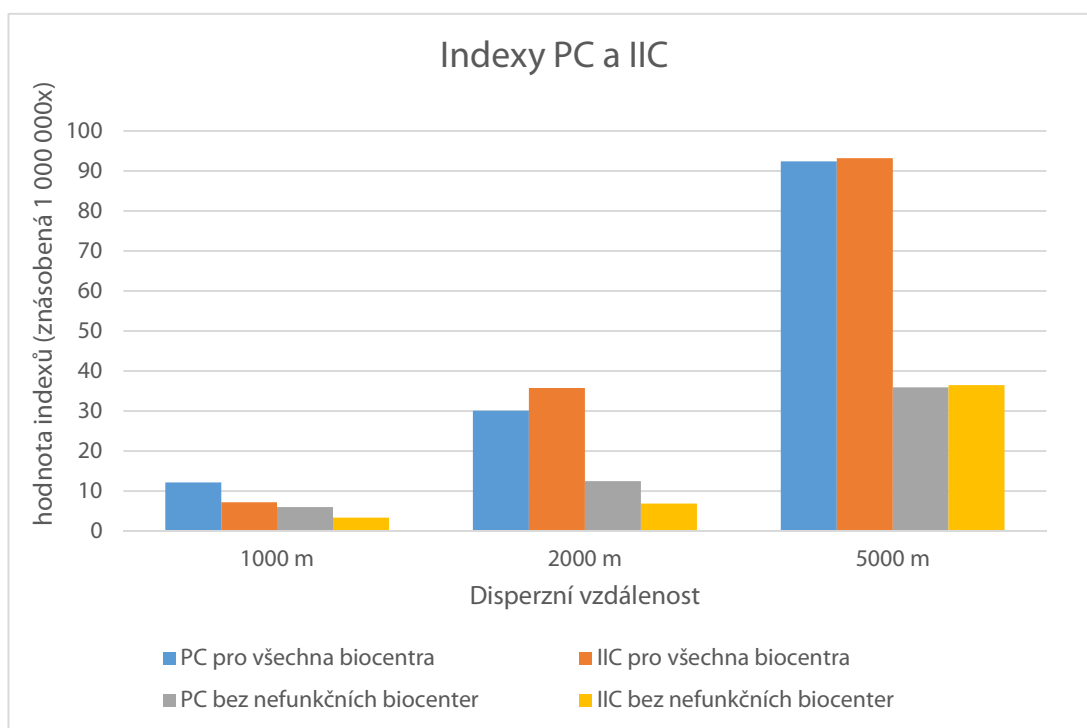
Počet nově navržených prvků zhruba odpovídal původnímu počtu biocenter, jak bylo zmíněno výše, byly navrženy nejen nové prvky, ale také upraveny hranice stávajících nejčastěji u lesních společenstev.

Podobně jako v předchozích případech byly i pro takto vytvořenou podkladovou vrstvu vypočítány indexy konektivity krajiny PC a IIC, a také byla vypočtena důležitost jednotlivých plošek k udržení konektivity.

6 Výsledky

6.1 Všechna lokální biocentra a funkční biocentra

Jak bylo zmíněno v kapitole 5.4.1, do analýzy konektivity byla zahrnuta nejprve všechna lokální biocentra bez ohledu na jejich funkčnost. Následně byla odebrána biocentra s atributem *nefunkční* a opět proběhl výpočet. Ihned po přezkoumání výsledků prvního výpočtu bylo patrné, že indexy konektivity v zájmovém území jsou velice nízké, někdy v řádech až sta tisícin. Pro kontrolu byly indexy spočítány pro malé území, kde lokální biocentra zaujímala přes 20 % rozlohy. Tento výpočet vykázal daleko vyšší hodnotu indexu PC i IIC. V následujícím grafu na obrázku 15 můžeme vidět hodnoty indexů PC a IIC vypočtené pro všechna biocentra a po odstranění nefunkčních biocenter, avšak hodnoty na ose *y* jsou znásobeny milionem pro lepší názornost.



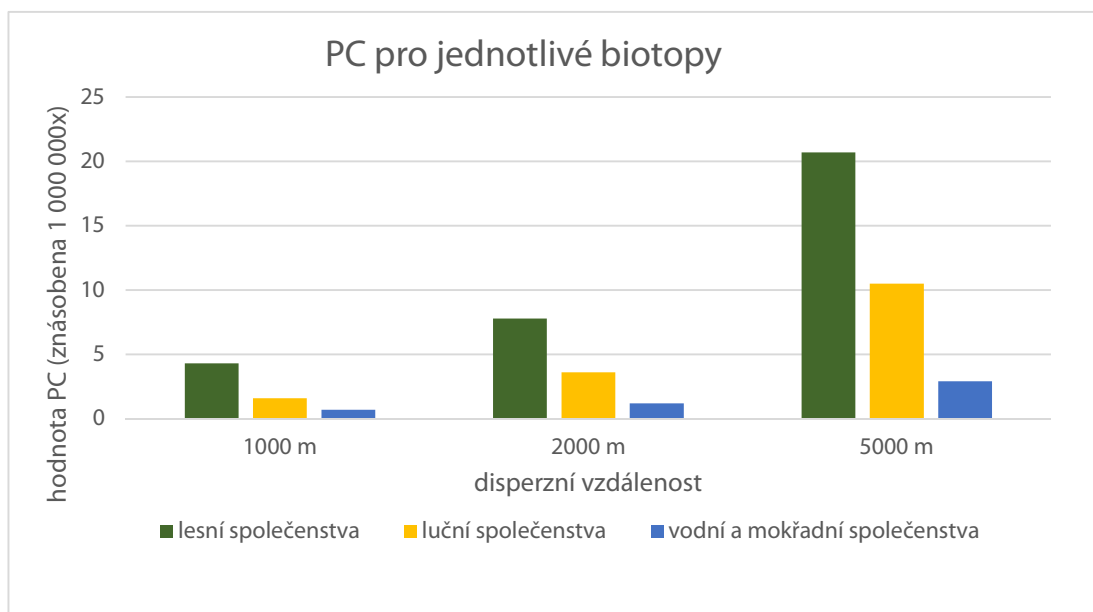
Obr. 15: Indexy PC a IIC vypočtené 1. pro všechna biocentra, 2. jen pro funkční biocentra

Jak můžeme vidět v obrázku 15, hodnoty indexů spočtených po vyřazení nefunkčních biocenter značně klesly. Výsledek prvního výpočtu ukazuje ideální případ, kdy všechna biocentra v zájmovém území byla považována za funkční. Druhý výpočet však ukazuje reálnější situaci, protože byla vyřazena biocentra nefunkční, která v prvním výpočtu figurovala jako funkční. Proto můžeme výsledek druhého výpočtu považovat za bližší skutečnosti.

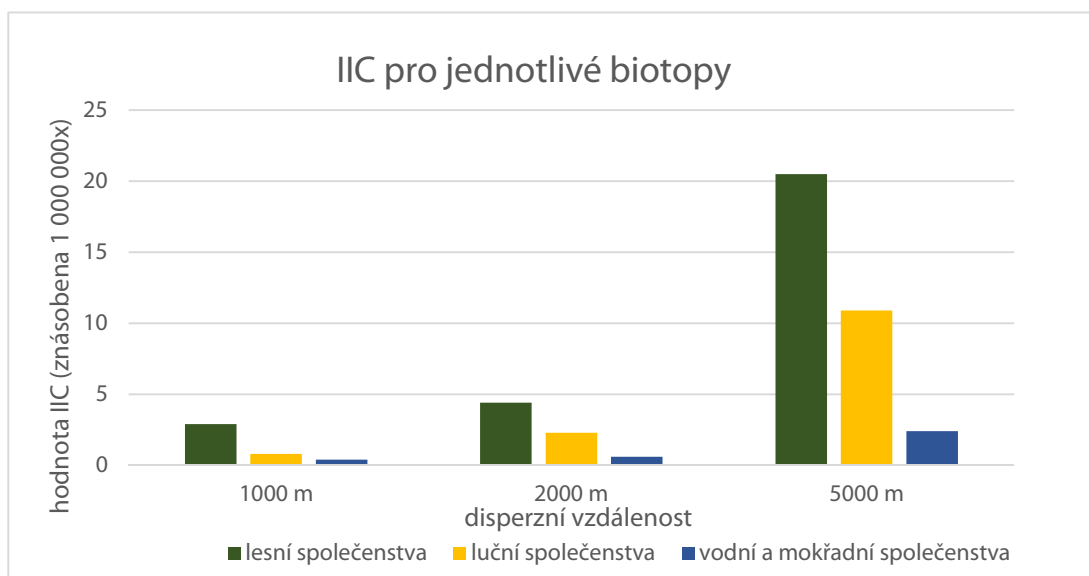
Dále byla do výsledků zahrnuta také důležitost jednotlivých plošek – hodnota dPC, která ukazuje, jaký význam pro udržení konektivity krajiny daná ploška má. Jak již bylo zmíněno výše v kapitole 3.7.2c, jde o výpočet, který zjišťuje změny míry konektivity na základě odebrání jednotlivých uzlů z krajiny (procentuální podíl kolísání PC nebo IIC), (Urban et Keitt, 2001). Vzhledem k velkému počtu biocenter je jejich podíl na konektivě krajiny velmi malý, u většiny biocenter se jedná o 0,2 – 0,4 %. Výsledky tohoto výpočtu můžeme vidět v příloze 2, kde jsou znázorněna biocentra i s jejich hodnotami dPC. Vzhledem k nečitelnosti mapy pro celé ORP (příloha 1) byla vytvořena modelová mapa pro deset vybraných katastrálních území, kde je demonstrována možnost hodnocení výsledků ze softwaru Conefor. Je však nutné si uvědomit, že hodnoty v těchto katastrálních územích jsou spočteny pro celé ORP. V případě, že by hodnoty dPC byly spočteny pouze pro vybraná katastrální území, byly by mnohem vyšší, jelikož na udržení konektivity by se podílel menší počet plošek. Tato katastrální území byla vybrána také z důvodu jejich polohy v rámci ORP, nacházejí se totiž přibližně ve středu ORP, vypočtené hodnoty tudíž nejsou zatíženy chybou okrajového efektu.

V příložených mapách můžeme vidět, že se změnami disperzních vzdáleností se mění podíl jednotlivých biocenter na konektivě. Například v katastrálním území Radíkovice nebo Horní Přím mají biocentra při zjišťování konektivity pro disperzní vzdálenost 1 km větší hodnotu dPC než pro vzdálenost 2 km. Naopak například v katastrálním území Svobodné Dvory nebo v jednom ze dvou biocenter ve Stěžerech je jev opačný, kdy při disperzní vzdálenosti 2 km mají biocentra větší hodnotu dPC než při vzdálenosti 1 km. Při změně výpočtu z disperzní vzdálenosti 2 km na 5 km můžeme pozorovat v Dolním Přímu nebo Stěžerech opět nárůst hodnot dPC.

6.2 Výpočet indexů konektivity podle typu biotopu



Obr. 16: Index PC vypočtený pro jednotlivá společenstva

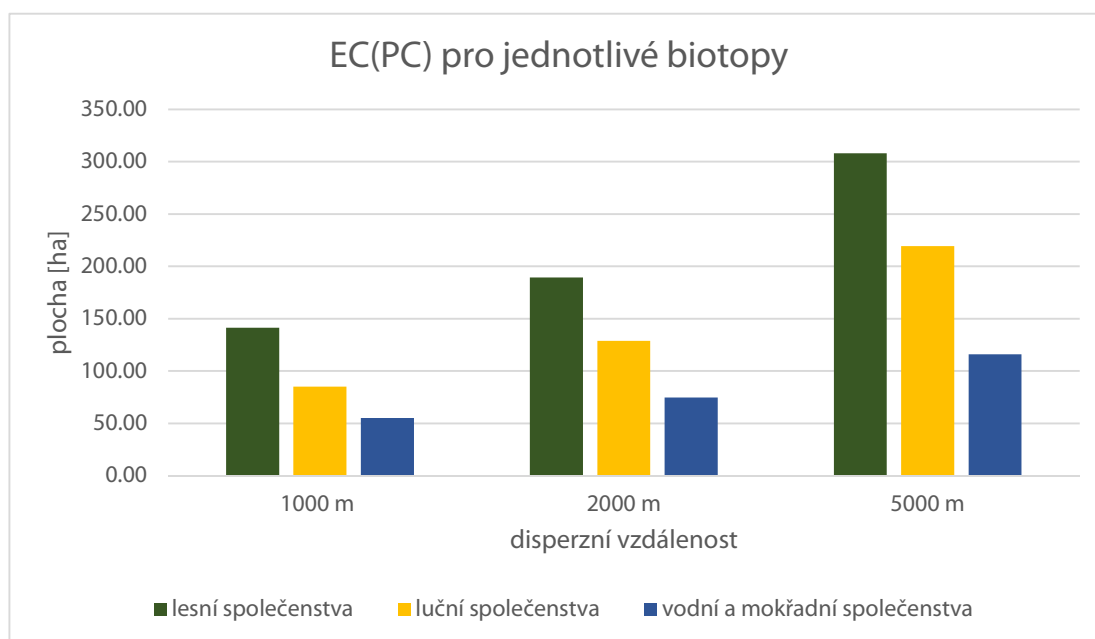


Obr. 17: Index IIC vypočtený pro jednotlivá společenstva

V grafech na obrázcích 16 a 17 výše můžeme vidět, že hodnoty indexů PC i IIC jsou proměnlivé spolu s typem biotopu a také s disperzní vzdáleností, která do výpočtu vstupuje.

Obrázek 18 zobrazuje graf ekvivalentních propojených ploch, které znázorňují, jak by musela být velká jedna ploška ve zkoumaném území, pro dosažení stejné hodnoty indexu

konektivity (např. PC), (Saura et al., 2011). EC vypočtená na základě PC poskytuje podrobnější charakterizaci souvislostí mezi ploškami než na základě IIC (Saura et Pascual-Hortal, 2007a), proto byla použita i v našem výpočtu. Graf ekvivalentních propojených ploch svým tvarem koresponduje s výše uvedenými grafy na obrázku 16 i 17.



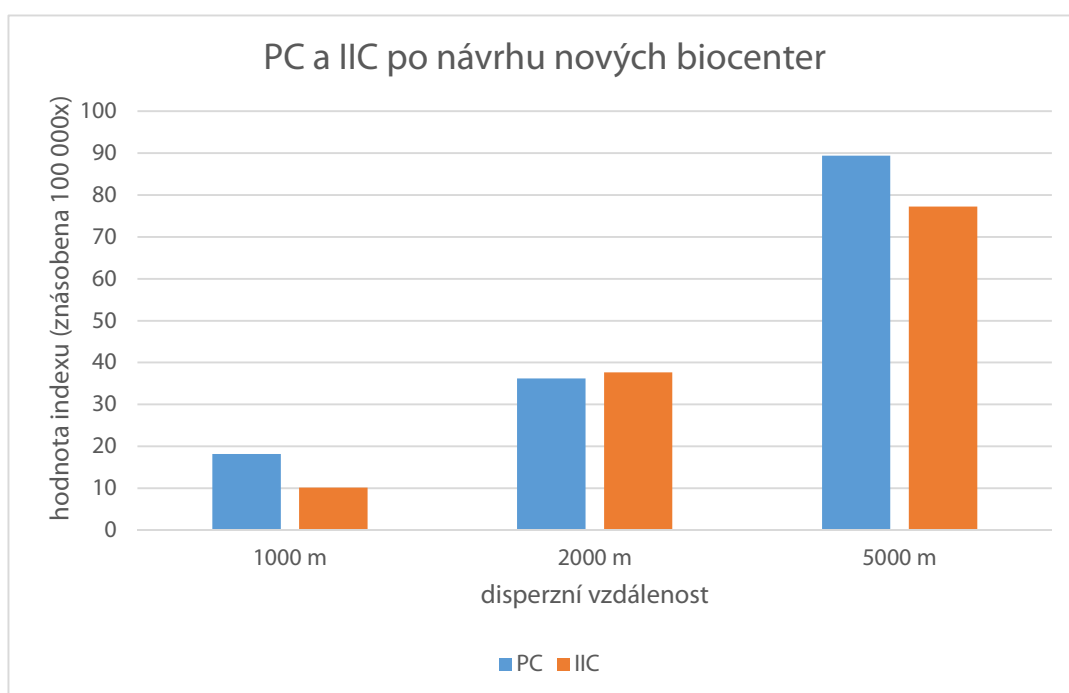
Obr. 18: Ekvivalentní propojená plocha (PC) pro jednotlivé biotopy

Podobně jako v předešlém případě můžeme vidět v příloze 3 hodnoty dPC, tentokrát spočtené zvlášť pro jednotlivé typy biotopů. Vizualizace v mapě je shodná pro všechny biotopy pro větší přehlednost a opět je nutné připomenout, že hodnoty dPC platí v rámci celého území ORP nikoli pouze ve vybraných katastrálních území. V mapě můžeme vidět, že nejvyšší hodnoty dPC dosahují biotopy vodní a mokřadní, a to pro všechny disperzní vzdálenosti. Je to způsobeno nejspíše tím, že v krajině zaujímají nejmenší rozlohu, a proto udržení konektivity závisí na každém prvku. Naopak celkem proměnlivé hodnoty dPC u lesních a lučních společenstev pro různé disperzní vzdálenosti. V katastrálním území Horní Příim nebo Rosnice u Všestar můžeme pozorovat zvyšující se hodnotu dPC pro lesní společenstva spolu s rostoucí disperzní vzdáleností. Stejný jev je možné pozorovat u biocentra patřícího do kategorie lučních společenstev v katastrálním území Stěžery.

6.3 Výpočet indexů konektivity po navržení nových biocenter

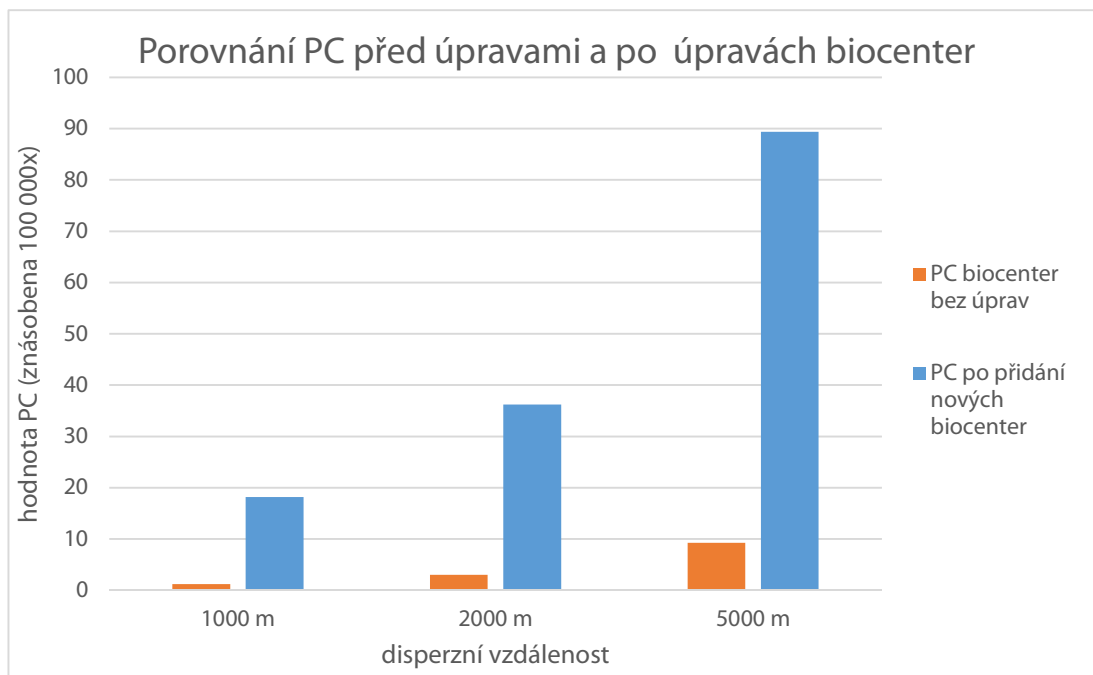
6.3.1 Indexy PC a IIC celkově pro všechna biocentra

Po návrhu nových biocenter byly opět výpočítány indexy PC, IIC. Do výpočtu byly nejprve zahrnuty všechny plošky. Výsledky můžeme vidět shrnuté v následujícím grafu. Na základě hodnot vypočtených indexů můžeme konstatovat, že po navržení nových prvků ÚSES se konektivita krajiny zvýšila. Toto porovnání můžeme vidět v grafu na obrázku 19.



Obr. 19: PC a IIC pro nově navržená biocentra

Jak můžeme vidět v obrázku 20, navržením nových biocenter se konektivita krajiny zvýšila, a to téměř patnáctinásobně v případě disperzní vzdálenosti 1 000 m, dvanáctinásobně při vzdálenosti 2 000 m a téměř desetinásobně při největší zkoumané disperzní vzdálenosti. Zároveň můžeme říci, že ekvivalentní propojená plocha EC(PC), se oproti výpočtu z původních biocenter zvětšila, což poukazuje na to, že konektivita krajiny se zvýšila po navržení nových biocenter proto, že došlo ke značnému nárůstu rozlohy prvků ÚSES (zhruba 2,5x).

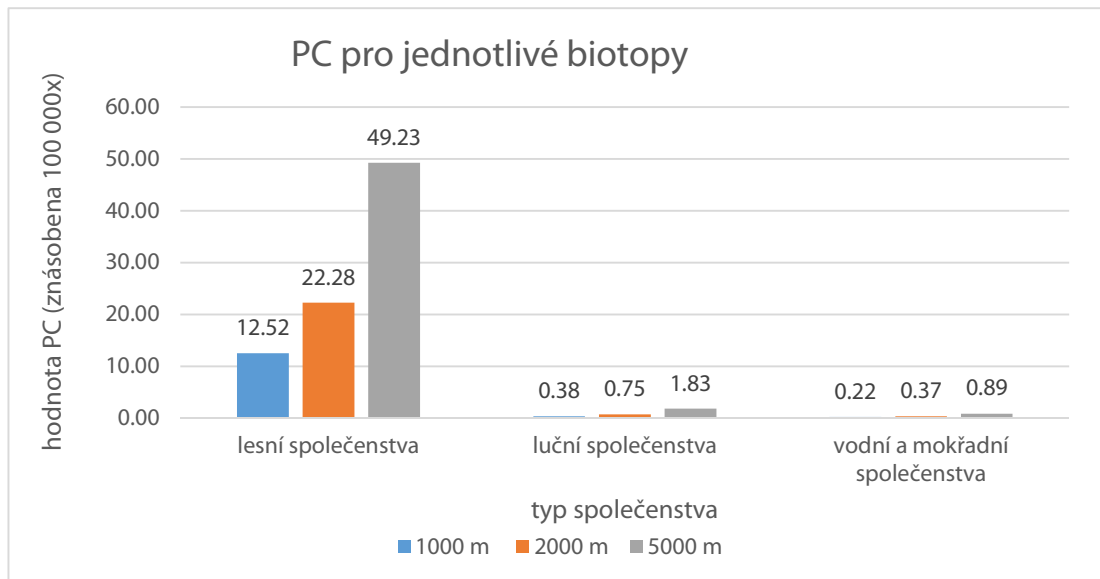


Obr. 20: Porovnání hodnoty PC z původních biocenter a po přidání nových biocenter

V příloze 4 můžeme vidět hodnoty dPC pro nově navržená biocentra bez ohledu na typ biotopu a také biocentra, která byla na základě atributu nefunkčnosti vyřazena a nahrazena jinými prvky ÚSES. V mapě můžeme vidět, že vyřazených biocenter bylo poměrně velké množství. Nová rozlehlejší biocentra, která vznikla rozšířením stávajících prvků ÚSES v lesních porostech (Horní Příím, Rosnice u Všestaru a Probluz) mají vysokou hodnotu dPC pro všechny tři disperzní vzdálenosti. U nově navrženého biocentra v Hrádku u Nechanic můžeme zaznamenat zvyšující se hodnotu dPC v závislosti na zvětšující se disperzní vzdálenosti.

6.3.2 Výpočet indexů konektivity podle typu biotopu

Podobně jako při výpočtu zahrnujícím všechna biocentra byly i v této části výpočtů s nově navrženými biocentry vypočítány metriky konektivity krajiny pro jednotlivá společenstva. Hodnoty indexu PC i IIC se značně zvýšily, stále však vzhledem k malému poměru celkové plochy biocenter k rozloze ORP měly malou hodnotu, proto musely být pro názornost a ukázkou v grafu vynásobeny 100 000x. Jak můžeme vidět v obrázku 21, největší hodnotu PC mají lesní společenstva, která jsou také nejrozšířenějším typem biotopu v zájmovém území a přesto, že druhé dva typy mají v území taktéž hojné početní zastoupení, jejich rozloha je daleko menší, proto je také index PC tak malý.



Obr. 21: Hodnota PC (vynásobená 100 000x) pro jednotlivá společenstva

V příložené mapě (příloha 5) můžeme vidět nárůst hodnoty dPC spolu s disperzními vzdálenostmi u velkých lesních biocenter. Podobný jev je patrný i u menších biocenter zařazených do kategorie lesních společenstev, u biocenter vodních a mokřadních společenstev i lučních společenstev.

7 Diskuze

7.1 Hodnocení konektivity krajiny v literatuře

Tématikou hodnocení konektivity krajiny se zabývá v dnešní době mnoho autorů. Velmi podobným tématem, jako u této diplomové práce se zabývali například Maiorano et al. (2015), kteří ve své studii hodnotili soustavu Natura 2000 v souvislosti s biodiverzitou. Zkoumali, zda jedna z největších sítí chráněných území na světě, která byla zřízena Evropskou unií právě pro zachování druhové rozmanitosti, je dostatečně propojena s národními chráněnými oblastmi. Podobně i Dempe et al. (2012) se zabývali soustavou Natura 2000, avšak na rozdíl od předchozí zmíněné studie se tato zabývala vlivem klimatických změn na konektivitu soustavy. Santini et al. (2016) se jako první zabývali konektivitou celosvětové sítě chráněných území na šesti kontinentech. Podobně jako výše zmíněná studie Maorana et al. (2015) se biodiverzitou v souvislosti s konektivitou zabýval také Devi et al. (2013). V tomto případě se jednalo o konektivitu lesních plošek v Indii a při hodnocení byl využit index IIC a také důležitosti jednotlivých plošek na udržení konektivity dIIC. Index PC, který je rovněž součástí této práce, byl použit například při zhodnocení dopadů silniční sítě na konektivitu krajiny v jihozápadní Číně (Fu et al., 2010). Velmi podobnou tematikou, jako byla řešena v této práci - hodnocením ÚSES na základě Saurových indexů konektivity, se v nedávné době zabývaly také dvě práce na Katedře aplikované geoinformatiky a územního plánování Fakulty životního prostředí na České zemědělské univerzitě v Praze. Tyto práce hodnotily ÚSES na úrovni několika katastrálních území, v čemž můžeme nalézt jeden z hlavních rozdílů s touto prací (Hauer, 2015; Hnátek, 2015). Dalším rozšířením je také rozdělení jednotlivých biocenter podle typu biotopu a návrh nových biocenter. Autoři zde nediskutují možnou závislost mezi hodnotami vypočtených indexů a rozlohou jednotlivých plošek.

7.2 Zhodnocení výsledků

Výsledky programu Conefor ukázaly, že je možné použít výpočty ke zhodnocení důležitosti jednotlivých lokálních biocenter a ta s nejmenším vlivem na míru konektivity krajiny označit jako nevyhovující. Tyto vyloučené plošky by mohly být nahrazeny jinými, které by po

provedení výpočtů prokázaly, zda se na konektivité krajiny podílí více nebo méně než plošky původní. Jak je zmíněno již v charakteristice softwaru Conefor, jedná se o program podporující rozhodování při plánování v krajině (Saura et Torné, 2009). Avšak výsledky poukázaly na to, že existuje závislost mezi důležitostí plošky pro udržení konektivity a její rozlohou. Tento problém bude řešen dále v této kapitole.

Vzhledem k tomu, že území je tak obrovské a prvky ÚSES v něm zauímají pouze malou rozlohu (necelá 2 %), vypočtené indexy konektivity vykazují příliš malé hodnoty. Podobně tomu bylo i v práci, kterou se zabývali Bodin et al. (2006), kde byly v zemědělské krajině roztroušeny stovky plošek lesů, avšak dohromady tyto plošky tvořily pouze 3,5 % celkové rozlohy sledovaného území. Podobně také Neel (2008), který se zabýval výskytem endemických druhů, dosáhl podobně malých hodnot, protože plošky habitatů zauímaly pouze malý podíl celého zkoumaného území.

Z výsledků, kterých bylo dosaženo výpočtem s biocentry rozdělenými podle typu biotopu, je patrné, že hodnoty indexů jsou ovlivněny plošným zastoupením jednotlivých biotopů. Nejvíce jsou zde zastoupena lesní společenstva, nejméně vodní a mokřadní biotopy, proto je patrná sestupná tendence hodnoty indexů při jedné disperzní vzdálenosti pro tato společenstva v závislosti na jejich plošném zastoupení v krajině (obr. 16, 17, 18).

7.3 Využití softwaru Conefor

Program Conefor neuvažuje ve svých výpočtech míru fragmentace krajiny, pokud není do výpočtu zahrnut frikční povrch. Do výpočtů v případě této práce nevstupuje snadnost prostupnosti krajiny a jsou zcela zanedbány jakékoliv bariéry, které by při rozptylu živočichů mohly hrát zásadní roli. Problém indexu PC spočívá v samotné struktuře krajiny – v její heterogenitě. Prostupnost krajinné matrice se liší podle typu land-use, a proto by bylo velice výhodné použít výpočet, který by zahrnoval nákladovou vzdálenost (Fu et al., 2010). Coulon et al. (2004) ve své práci uvádějí, že použití minimální nákladové vzdálenosti je vhodné především v případě, že je konektivita zkoumána v heterogenní krajině. Například Saura et al. (2011) ve své práci zabývající se konektivitou lesů Evropy zahrnuli obtížnost rozptylu v krajině tak, že přiřadili různým krajinným pokryvům určité odporové hodnoty, z čehož byly následně vypočteny nejméně nákladné trasy pro čtyři různé disperzní vzdálenosti. Mapa nákladových

vzdáleností, která v sobě zahrnuje veškeré bariéry v krajině ať už liniové nebo areálové, by tedy tuto problematiku vyřešila. Velmi by k tomu mohl být nápomocný *Toolbox Linkage Mapper* v *ArcMap*, kde je možné si na základě různých parametrů vytvořit rastr frikčních povrchů, který je dále zahrnut do analýzy. Toto řešení by bylo vhodné při řešení většího zájmového území. Pro hodnocení konektivity, kde je zohledněna nákladová vzdálenost existuje kromě *Toolboxu Linkage Mapper* řada softwarů. Mezi tyto programy patří například *Circuitscape* nebo *Graphlab* (Foltete et al., 2012; McRae et kol., 2014). Pro vytvoření reálného frikčního povrchu je zapotřebí relevantních dat. Za tato data jsou v tomto případě považována data krajinného pokryvu, která by dostatečně detailně popisovala prostupnost krajiny.

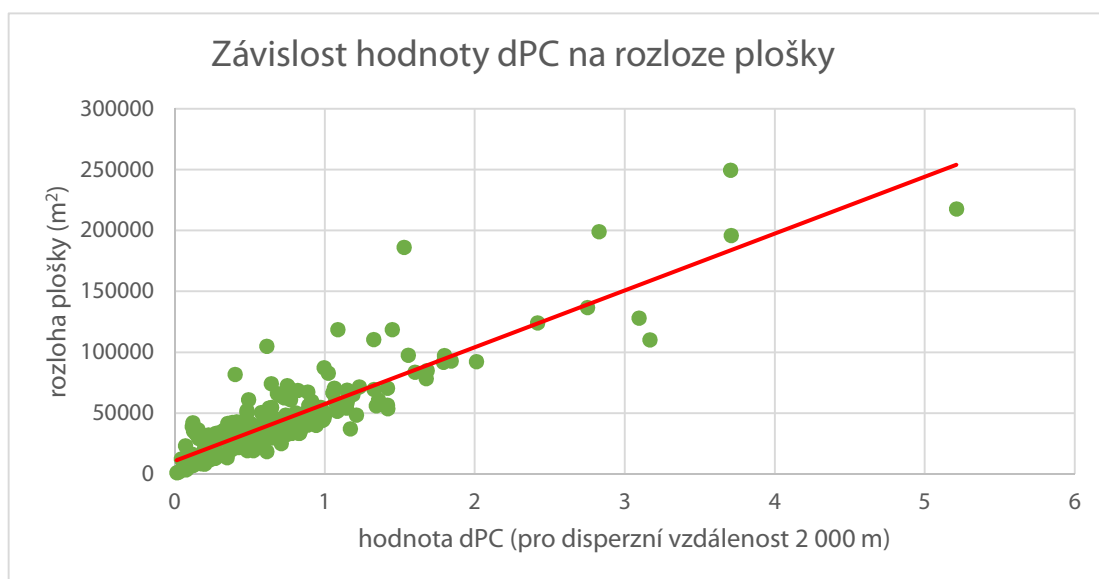
7.4 Výpočet metrik konektivity krajiny

Cabeza (2003) uvádí, že kromě kvality plošky je ve výpočtu zásadní také metoda výpočtu. Za nejvhodnější jsou považovány metriky založené na teorii grafů IIC a PC, jejichž výsledkem jsou také hodnoty důležitosti jednotlivých plošek (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Laita et al., 2011).

Index IIC v sobě integruje topologické vlastnosti (Pascual-Hortal et Saura, 2008), klade větší důraz na plochu jednotlivých stanovišť než index PC. To je způsobeno tím, že IIC je index binární. Z toho důvodu při výpočtu například disperzní vzdálenosti 1 km neuvažuje propojení mezi ploškami vzdálenými více než 1 km. Index PC řeší více charakteristik plošek a to jejich rozlohu, rozmístění v rámci území a vzdálenost mezi nimi. V této práci měla však na výsledné hodnoty indexů konektivity největší vliv rozloha biocenter. Ferrari et al. (2007) zmiňuje, že jednou z potencionálních kritik těchto dvou vybraných indexů je právě to, že mohou mít tendence přiřazovat větším plochám větší význam, což jsme mohli pozorovat i v případě této práce. Tento jev můžeme vidět kromě hodnot indexů IIC a PC i u hodnot dPC. V obrázku 22 je po proložení přímkou pomocí lineární regrese patrné, že s rostoucí rozlohou plošky roste také hodnota dPC. Saura (2013) uvádí, že právě rozloha plošky má velký vliv na celkovou konektivitu krajiny, a proto je většinou právě rozloha limitujícím faktorem použití indexů.

Obrázek 22 ukazuje případ, kdy jsou hodnoty indexů korelované s rozlohou plošek. V tomto případě však do výpočtu vstupovala jako atribut pouze plocha. Můžeme se domnívat,

že pokud by byla do analýzy konektivity zahrnuta například kvalita biocenter, výsledné hodnoty indexů by byly mnohem reálnější a méně ovlivněné rozlohou.



Obr. 22: Závislost hodnoty dPC na rozloze plošky (výpočet pro všechna biocentra, disperzní vzdálenost 2 km)

7.5 Atributy biocenter

Atributem biocenter, který vstupoval do výpočtu, byla v této práci jejich rozloha. Podobně Awade a Metzger (2008) ve své práci do výpočtu konektivity jako atribut plošky zahrnují její rozlohu. Výpočet by mohlo být rozšířen například zahrnutím kvality plošky z hlediska vhodnosti pro daný druh, případně další možné parametry, jak doporučují Bodin a Saura (2010). Dále by bylo možné mezi atributy plošek zahrnout například stáří porostů, jako ukazatel kvality plošky. Gurrutxaga et al. (2011) ve své práci zahrnuli do parametrů reálnou plochu habitatů v jednotlivých uzlech. Saura (2013) navíc uvádí, že pro druhy s horšími možnostmi disperze je kvalita plošky zásadní. Absence atributů kvality biocenter snižuje vypovídající hodnotu výsledků, protože jak již bylo výše zmíněno, kvalita plošky je při výpočtu zásadní (Cabeza, 2003).

7.6 Okrajový efekt

Dosažené výsledky byly zajisté také ovlivněny hranicí území, jelikož obdržená data obsahovala pouze prvky ÚSES uvnitř hranic ORP, hodnocená konektivita byla určitým způsobem zkrácená. Do výpočtu totiž nevstupovaly veškeré možnosti propojení a okrajové plošky tak byly svým způsobem zbaveny možnosti propojení s více ploškami. Je třeba si uvědomit, že živočichové takto uměle vytvořenou hranicí nejsou vůbec omezeni a nejvíce ti, kteří mají větší disperzní vzdálenost. V ideálním případě by tedy bylo vhodné zajistit data také z okolních ORP, aby zde okrajový efekt nebyl vůbec patrný. Zde však narážíme zase na problém s tím, že v případě zahrnutí více plošek do analýzy konektivity, by se snížily hodnoty důležitosti jednotlivých plošek. A to protože jejich význam by se rozložil mezi větší množství plošek (Saura et Torné, 2012).

7.7 Disperzní vzdálenost

Dalším tématem, které by v diskuzi mělo být zmíněno je zajisté určení disperzní vzdálenosti. V první řadě je nutné připomenout, že už samotný odhad těchto vzdáleností ze zoologického hlediska je poměrně složitou problematikou. Z grafů na obrázcích 16, 17 a 18 je patrné, že velký podíl na konektivitě krajiny má právě disperzní vzdálenost. Čím větší je její hodnota, tím více je krajina pro daného živočicha propojená. V této práci jsou vzdálenosti rozptylu zvoleny nejen na základě možností organismů, ale také v závislosti na velikosti zkoumaného území. Například Saura et al. (2011) ve své studii, ve které zkoumal konektivitu lesů na celém evropském kontinentu, použil disperzní vzdálenosti 1, 2, 5, 10 a 25 km. Přičemž použití hodnot 10 a 25 km by bylo v této práci zbytečné. Pokud ale přihlédneme k tomu, že autoři této práce pracovali s lesy celé Evropy, jsou tyto hodnoty samozřejmě pochopitelné. Podobné vzdálenosti (1, 5, 10 a 25 km) použili i Gurrutxaga et al. ve své studii zabývající hodnocením klíčových ploch lesa v souvislosti se sítí komunikací v oblasti mezi Kantábberským pohořím a západními Alpami. Rozloha zkoumané oblasti byla opět o mnoho větší a do hodnocení vstupovaly lesní plochy o velikosti nejméně 5 000 ha, proto opět zvolené hodnoty odpovídají účelu studie.

7.8 Metodika plánování ÚSES

Dodržování minimálních prostorových rozměrů biocenter představuje jednu ze základních podmínek vymezení ÚSES. Tyto parametry však nepředstavují ideální podobu prostorového uspořádání ÚSES, ale jsou stanoveny minimalisticky, aniž by vždy garantovaly jeho optimální funkčnost (Klečka, 2013). S tím souvisí i případy kdy jsou biocentra lesních společenstev představována čtverci, které sice odpovídají svými parametry minimální velikostí lokálního ÚSES, ale jejich funkčnost je diskutabilní. Zajisté by bylo možné toto biocentrum zvětšit a tím zvýšit konektivitu, protože z pohledu živočicha má význam celý porost, ne jen určený čtverec navržený „od stolu“. Při plánování by se mělo více dbát na celkové možnosti, ne jen na minimální rozměry. Zde však narážíme na problém s vymezením prvků výrazně nad stanovené minimální parametry. Toto lze provést pouze v konkrétních případech, což je například zahrnutí zvláště chráněného území nebo evropsky významné lokality, jelikož neodůvodněné vymezení několikanásobně nadlimitních skladebných částí oproti minimálním parametrům je koncepčně chybné, a to zejména z hlediska dalšího využití a rozvoje území (Klečka, 2013). Vymezení hranic prvků se řeší nad katastrálními mapami a jde o složitější proces, než by se mohlo zdát. Je nutné vyjasnit vlastnické poměry, vhodnost výkupů, návrh investičních zdrojů pro realizaci, realizační projekt prvku a také nutnost následného managementu (MŽP, 2012). V tomto případě hovoříme o zakládání úplně nových prvků ÚSES.

Jak bylo výše zmíněno, plánování ÚSES se týká z většiny vlastníků půdy, kteří mají mnoho důvodů, proč nedat souhlas k vytvoření prvku ÚSES na jejich pozemku. Často dochází k napětí mezi zájmy o péči o životní prostředí na jedné straně a zájmy vlastníků na nerušeném výkonu vlastnických práv na straně druhé (Maděra a Zimová, 2005). Překvapivě obtížné je také získat souhlas k vytvoření prvku i na státních pozemcích (kromě zvláště chráněných území) a to i přesto, že ÚSES je označen v zákonu označen za veřejný zájem. Realizace prvků ÚSES se tak u většiny provádí na pozemcích obecních (Klečka, 2013). Optimálním řešením z majetkoprávního hlediska jsou komplexní pozemkové úpravy, v jejichž rámci jsou pozemky pro plnění funkce ÚSES vyčleněny a geometricky odděleny (Zimová et al., 2000).

Přestože obecně je zdůrazňováno to, aby ÚSES byl tvořen především přirozenými společenstvy, lokálním biocentrem může být například hospodářský les s přirozenou

dřevinnou skladbou a s upraveným hospodařením (Zimová et al., 2000). V intenzivně využívané zemědělské krajině, v zemědělsko-lesní krajině, kde převládají jehličnaté monokultury a v krajině urbanizované můžeme najít zbytků přirozených společenstev většinou velmi málo. Proto je nutné uplatnit princip relativního výběru a do kostry ekologické stability zde zařadit i území z hlediska biodiverzity méně hodnotná (Buček, 2012).

8 Závěr

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit konektivitu biocenter lokálního ÚSES v ORP Hradec Králové. K hodnocení byly využity indexy IIC a PC, jejichž hodnoty pro stávající stav ÚSES byly velmi nízké, protože biocentra zaujímají necelá 2 % rozlohy celého hodnoceného území. Vzhledem ke zjištěné korelaci mezi vypočtenými hodnotami indexů IIC, PC, hodnotami důležitosti biocenter dPC a rozlohou jednotlivých biocenter indexy nemají vypovídající hodnotu o tom, zda jsou stávající prvky ÚSES v ORP Hradec Králové navrženy tak, aby byly dostatečně propojené a zajišťovaly tak vhodné habitaty pro živočichy. Na základě výsledků můžeme říci, že bez dat, která by obsahovala informace o kvalitě jednotlivých biocenter a jejich použití k výpočtu, není možné využít Saurovy indexy tak, aby výsledné hodnoty indexů nebyly v tak velké míře ovlivněny rozlohou prvků ÚSES.

Literatura

- **ADRIAENSEN F., CHARDON J. P., DE BLUST G., SWINNEN E., VILLALBA S., GULINCK H. et MATTHYSEN E., 2003:** The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233 - 247.
- **ANDĚL, P., 2013:** Landscape Fragmentation Caused by Traffic and its Impact on Wildlife Migration. *Životné prostredie* 47: 90 – 94.
- **ANDĚL P., GORČICOVÁ I., HLAVÁČ V., MIKO L. et ANDĚLOVÁ H., 2005:** Hodnocení fragmentace krajiny dopravou - metodická příručka. AOPK ČR, Praha, 67 s.
- **ANDĚL P., MINÁRIKOVÁ T. et ANDREAS M., 2010:** Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s.
- **ANDĚRA M. et HORÁČEK I., 2005:** Poznáváme naše savce – 2. Doplněné vydání. Sobotáles, Praha, 327 s.
- **AWADE M. et METZGER J. P., 2008:** Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863–871.
- **BAGUETTE M. et VAN DYCK H., 2007:** Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22: 1117 – 1129.
- **BALEJ M., 2011:** Landscape Ecology and Landscape Metrics – Potential and/or Risk for Landscape Assessment. *Životné prostredie* 45: 171 – 175.
- **BEIER P. et NOSS R. F., 1998:** Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation biology*, č. 12: 1241 – 1252.
- **BODIN Ö., TENGÖ M., NORMAN A., LUNDBERG J. et ELMQVIST T., 2006:** The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Application* 16: 440–451.
- **BODIN Ö. et NORBERG J., 2007:** A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscape. *Landscape Ecology* 22: 31–44.

- **BODIN Ö. et SAURA S., 2010:** Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments, *Ecological Modelling and software* 221: 2393 – 2405.
- **BUČEK A., 2012:** Východiska a vývoj tvorby ekologických sítí v ČR. *Ochrana přírody* 4: 13 – 17.
- **BUNN A. G., URBAN D. L. et KEITT T. H., 2000:** Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265–278.
- **CABEZA M., 2003:** Habitat loss and connectivity of reserve network in probability approaches to reserve design, *Ecology Letters* 6: 665 – 672.
- **CALABRESE J. M. et FAGAN W. F., 2004:** A comparison-Shopper's Guide to Connectivity Metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 529 - 536.
- **CAPLINS A. S., KGELBERT K. J., CIOTIR C., ROLAND J., MATTER S. F. et KEYGHOBADI N., 2014:** Landscape structure and the genetic effect of a population collapse. *Proceedings of The Royal Society* 281, Online: <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/royprsb/281/1796/20141798.full.pdf>, cit. 28. 10. 2015.
- **CLOBERT J., DANCHIN E., DHONDT A. A. et NICHOLS J. D., 2001:** *Dispersal*. Oxford University Press, New York: 121 – 142.
- **COLLINGE S. K. et FORMAN R. T. T., 1998:** A conceptual model of land conversion processes – predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* 82: 66–84.
- **COOK W. M., LANE K. T., FOSTER B. L. et HOLT R. D., 2002:** Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5: 619–623.
- **COULON A., COSSON J. F., ANGIBAULT J. M., CARGNELUTTI B., GALAN M., MORELLET N., PETIT E., AULAGNIER S. et HEWISON A. J. M., 2004:** Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual – based approach. *Molecular Ecology* 13: 2841–2850

- **ČÚZK (2016):** Prohlížečí služba WMS: Ortofoto. Online: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx, cit. 11. 4. 2016.
- **ČÚZK (2016):** Prohlížečí služba WMS: ZM 10. Online: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx, cit. 11. 4. 2016.
- **DEMEK, J., 1981:** Nauka o krajině. Ústav aplikované ekologie - Univerzita J. E. Purkyně v Brně, Praha, 234 s.
- **DEMPE V. H., BITTNER T., JAESCHKE A. et BEIERKUHNLEIN C., 2012:** Potential effects of climate change on the coherence of protection area networks: concept for the Natura 2000 network in Germany. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44: 101-107.
- **DONALD P. F. et EVANS A. D., 2006:** Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43: 209– 218.
- **DUFEK J., ADAMEC V. et JEDLIČKA J., 2004:** Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou: ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341. In: Centrum dopravního výzkumu. Online: <http://www.cdv.cz/fragmentacelokalit-dopravni-infrastrukturou-ekologicke-efekty-a-mozna-reseni-v-projektu-cost-341/>, cit. 24. 8. 2015.
- **EEA, 2011:** Landscape fragmentation in Europe, Joint European Environment Agency and Federal office of the Environment report, 92 s., Online: <http://bookshop.europa.eu/en/landscape-fragmentation-in-europe-pbTHAL11002/>, cit. 24. 8. 2015.
- **FAHRIG L., 2003:** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution and systematics* 34: 487–515.
- **FAHRIG L. et MERRIAM G., 1994:** Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.
- **FAZEY I., FISCHER J. et LINDENMAYER D. B., 2005:** Who does all the research in conservation? *Biodiversity and conservation* 14: 917–934.
- **FERRARI J. R., LOOKINGBILL T. R. et NEEL M. C., 2007:** Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landscape Ecology* 22: 1315 - 1323.

- **FISCHER J. et LINDENMAYER D. B., 2007:** Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- **FLATHER C. H. et BEVERS M., 2002:** Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *Am Nat.* 159: 40 – 59.
- **FOLTETE J. C., CLAUZEL C. et VUIDEL G., 2012:** A software tool dedicated to the modelling of landscape network. *Environmental Modelling & Software* 38: 316 - 327.
- **FORMAN R. T. T. (2005):** Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions, Cambridge university press, 610 s.
- **FORMAN R. T. T. et GODRON M., 1993 :** Krajinná ekologie. Academia, Praha, 583 s.
- **FU W., LIU S., DEGLORIA S. D., DONG S. et BEAZLEY R., 2010:** Characterizing the “fragmentation-barrier“ effect of road network on landscape connectivity: a case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95: 122 – 129.
- **FULLER T. et SARKAR S., 2006:** LQGraph: A Software Package for Optimizing Connectivity in Conservation Planning. The University of Texas at Austin, Online: <http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/LQGraph.pdf>, cit. 24. 8 2015.
- **GOODWIN B., J., 2003:** Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology* 18: 687-699.
- **GROOM M. J., MEFFE G. K. et CAROLL C. R., 2006 :** Principles of conservation biology. Třetí vydání. Sinauer Associates, Sunderland, 793 s.
- **GURRUTXAGA M., RUBIO L. et SAURA S., 2011:** Key connectors in protected forest area network and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and urban planning* 101: 310 – 320.
- **HAUNER M., 2015:** Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability mikroregionu Zlonicko. Diplomová práce, Fakulta Životního prostředí, ČZU v Praze, Praha, 58 s.

- **HILTY J. A., LIDICKER W. Z. et ADINA M., 2006** : Corridor ecology: the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation. Island Press, Washington, 323 s.
- **HOLUBOVÁ K., 2012**: Vztahy mezi funkčními znaky, velikostí domovských okrsků a schopností šíření ptáků. Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Praha, 40 s.
- **HEDRICK F., MAEFAIT J. P., VAN WIGERDEN W., SCHWEIGER O., SPEELMANS M., AVIRON S., AUGENSTEIN I., BILLETER R., BAILEY D., BUKACEK R., BUREL F., DIEKOTTER T., DIRKSEN J., HERZOG F., LIIRA J., ROUBALOVA M., VANDOMME V. et BUGTER R. 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.
- **HNÁTEK M., 2015**: Vyhodnocení konektivity prvků územního systému ekologické stability mikroregionu Chrudimsko. Diplomová práce, Fakulta Životního prostředí, ČZU v Praze, Praha, 58 s.
- **CHYTRÝ M., KUČERA T. et KOČÍ M., 2001**: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha, 304 s.
- **IUELL B., BEKKER G. J. et CUPERUS R., 2003**: Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publishers, Brusel, 169 s.
- **JAEGER J. A. G., 2000**: Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
- **JAEGER J. A. G., 2008**: Using measures of landscape fragmentation for cumulative effects assessment. Online:
http://www.iaia.org/IAIA08Calgary/documents/CE_Jaeger_Using%20measures%20of%20landscape%20fragmentation%20for%20CEA.pdf?AspxAutoDetectCookieSupport=1 , cit. 25. 8. 2015.
- **JAEGER J. A. G., BOWMAN J., BRENNAN J., FAHRIG L., BERT D., BOUCHARD J., CHARBONNEAU N., FRANK K., GRUBER B. et VON TOSCHANOWITZ K. T., 2005**: Predicting when animal populations are at risk from

roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329–348.

- **JORDÁN F., BÁLDI A., ORCI K. M., RÁCZ I. et 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.
- **KINDLMANN P. et BUREL F., 2008:** Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.
- **KIVINIEMI K. et ERIKSSON O., 2002:** Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. *Diversity & Distributions* 8: 21-29
- **KLEČKA J., 2013:** ÚSES v Moravskoslezském kraji. Občanské sdružení Hájenka, Kopřivnice, 43 s.
- **KOPECKÝ M. et SOUKUP T., 2009:** Využití technologie GIS a prostorových databází při výpočtu fragmentace krajiny. *Geoinformatika pro praxi. Prezentace v power point*, Brno.
- **KRÁLOVÉHRADECKÝ KRAJ, 2009:** Základní charakteristika území. Online: <http://mapy.kr-kralovehradecky.cz/prumzony/cz/HK-zakladni-charakteristika.htm>, cit. 26. 3. 2016.
- **LAITA A., MÖNKKÖNEN M. et KOTIAHO J. S., 2011:** Assessing the functional connectivity of reserve networks in continuously varying nature under the constraints imposed by reality. *Biological Conservation* 144: 1297–1298.
- **LANGLOIS J. P., FAHRIG L., MERRIAM G. Et ARTSOB, H., 2001:** Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. *Landscape Ecology* 16: 255-266.
- **LAUSCH A., BLASCHKE T., HAASE D., HERZOG F., SYRBE R. U., TISCHENDORF L. et WALZ U., 2015 :** Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling* 295: 31 – 41.
- **LI T., SHILLING F., THORNE F., LI F., SCHOTT H., BOYNTON R. et BERRY A., 2010:** Fragmentation of China's landscape by roads and urban areas. *Landscape Ecology* 25: 839-853.

- **LINDENMAYER D. B. et FISCHER J., 2006:** Habitat fragmentation and landscape change. Island Press, Washington, 344 s.
- **LIPSKÝ Z. 1998:** Krajinná ekologie pro student geografických oborů. Karolinum, Praha, 129 s.
- **LIPSKÝ Z., 2000:** Sledování změn v kulturní krajině. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 71 s.
- **LÖW J., 1995:** Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. 1. vyd. Brno, 122 s.
- **MACARTHUR R. H. et WILSON E. O., 2001:** The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203 s.
- **MADĚRA P. et ZIMOVÁ E., 2005:** Metodické postupy projektování lokálního ÚSES. Multimediální učebnice, Mendelova zemědělská univerzita, Brno.
- **McGARIGAL K., 2002:** Landscape pattern metrics. Online: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.2002.pdf>, cit. 26. 8. 2015.
- **McRAE B., SHAH V. et MOHAPATRA T., 2014:** Circuitspace 4 User Guide. The Nature Conservancy, Online: http://docs.circuitscape.org/circuitscape_4_0_user_guide.html, cit. 14. 4. 2016.
- **MAIORANO L., AMORI G., MONTEMAGGIORI A., RONDININI C., SANTINI L., SAURA S. et BOITANI L., 2015:** On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*: 986 - 997.
- **MERRIAM G. 1984:** Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt, J. and Agger, P. (eds), *Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning*. Roskilde Univ., Denmark: 5–15.
- **MÍČHAL I., 1994:** Ekologická stabilita. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Brno, 275 s.
- **MIKO L. et HOŠEK M., 2009:** Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. AOPK ČR, Praha, 114 s.
- **MIMRA M., 1995:** Struktura krajiny. *In: LIPSKÝ Z., 1998: Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Karolinum, Praha, 129 s.

- **MINOR E. S. et URBAN D. L., 2008:** A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology* 22: 297–307.
- **MORENO M., SACO P. M., WILLGOOSE R. et TONGWAY D. J., 2011:** Assessing landscape structure and pattern fragmentation in semiarid ecosystems using patch-size distributions. *Ecological Applications* 21: 2793–2805.
- **MŽP, 2012:** Metodická pomůcka pro vyjasnění kompetencí v problematice územních systémů ekologické stability. *Věstník Ministerstva životního prostředí* 12, 92 s.
- **NEEL M. C., 2008:** Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological conservation* 141: 938 – 955.
- **NĚMEC J. et POJER F., 2007:** Krajina v České republice. Consult, Praha, 402 s.
- **PALIWAL A. et MATHUR V. B., 2014:** Spatial pattern analysis for quantification of landscape structure of Tadoba – Andhari Tiger Reserve, Central India. *Journal of Forestry Research* 25: 185 – 192.
- **PASCUAL-HORTAL L. et 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: 959-967.
- **PASCUAL-HORTAL L. et SAURA S., 2008:** Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127: 23 - 31.
- **QUITT E., 1971:** Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav Československá akademie věd. Brno: 73 s.
- **RICOTTA C., STANISCI A., AVENA G. C. et BLASI C. 2000:** Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Commun. Ecol.* 1: 89–94.
- **ROMPORTL D., ANDĚL P., ANDREAS M., GORČICOVÁ I., HLAVÁČ V., MINÁRIKOVÁ T., STRNAD M. et ZIEGLEROVÁ A., 2009:** Metodika mapování migračních koridorů pro velké savce. ÚSES – zelená páteř krajiny 2009, Online: www.uses.cz/data/sbornik09/Romportl.pdf, cit. 20. 8. 2015.

- **SANTINI L., SAURA S. et RONDINI C. 2016:** Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions* 22: 199–211.
- **SAURA S., 2009:** Quantitative methods for analyzing and integrating connectivity in landscape planning. *Econnect International Workshop Restoring the web of life*. Grenoble, 31 s.
- **SAURA S., 2013:** Tools for analyzing landscape connectivity: methods and applications. *Universidad Politecnica Madrid, Madrid*, 169 s.
- **SAURA S. et PASCUAL-HORTAL L., 2007a:** CONEFOR Sensinode 2.2 User's manual, *University of Lleida*, 57 s.
- **SAURA S. et PASCUAL-HORTAL L., 2007b:** 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: 91 – 103.
- **SAURA S. et TORNÉ J., 2009:** Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*: 135 – 139.
- **SAURA S., ESTREGUIL CH., MOUTON C. et RODRÍGUEZ-FREIRE M., 2011:** Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990 – 2000). *Ecological Indicators* 11: 407 – 416.
- **SAURA S. et 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: 523 – 537.
- **SAURA S. et TORNÉ J., 2012 :** CONEFOR 2.6 User manual, *University of Lleida*, 19 s.
- **SANTOS-FILHO M., DA-SILVA D. J. et SANAOTTI T. M., 2008:** Edge effect and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forests in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 703 – 710.
- **SHANTALA DEVI B. S., MURTHY M. S. R., DEBNATH B. et JHA C. S., 2013:** Forest patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory. *Ecological Modelling* 251: 279 - 287.
- **SKLENIČKA P., 2003:** *Základy krajinného plánování*. Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.

- **SLAVÍK O., VANČURA Z., MUSIL, J., HORKÝ P., LAUERMAN M., BŮŽEK D. et BŮŽEK M., 2012:** Migrace ryb, rybí přechody a způsob jejich testování. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 141 s.
- **ŠÍMOVÁ P., GDULOVÁ K., 2012:** Landscape indices behavior: A review of scale effects. *Applied Geography* 34: 385-394.
- **ŠPRTOVÁ L., 2013:** The Importance of Landscape Structure and Habitat Quality for Biodiversity of Invertebrates. Diplomová práce, Univerzita Palackého Olomouc, Olomouc, 31 s.
- **TAYLOR P. D., FAHRIG L., HENEI K., MERRIAM G., 1993:** Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–572.
- **TEWS J., BROSE U., GRIMM V., TIELBÖRGER K., WICHMANN M. C., SCHWAGER M. et JELTSCH F., 2004:** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- **TISCHENDORF L. et FAHRIG L., 2000:** On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19.
- **TKADLEC E., 2008:** Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 400 s.
- **URBAN D. et KEITT T., 2001:** Landscape connectivity: a graph – theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205–1218.
- **UUEMAA E., ANTROP M., ROOSAAL E., MARJA R. et MANDER Ü., 2009:** Landscape metrics and indices: An overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research* 3.1: 1 – 28.
- **ÚŘAD ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ HRADEC KRÁLOVÉ, 2014:** Územně analytické podklady. Online: <http://www.hradeckralove.org/file/8569>, cit. 26. 3. 2016.
- **WALZ U., 2011:** Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. Online: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-3>, cit. 23. 8. 2015.
- **WIENS J. A., 1997:** Metapopulation dynamics and landscape ecology. *In:* HANSKI I., 1998: Metapopulation dynamics and landscape ecology. *Nature* 396: 41-49.

- **WIENS J. A., 2001:** The landscape context of dispersal. *In:* CLOBERT J., DANCHIN E., DHINDT A. A., NICHOLS J. D. (eds.), 2001: Dispersal. Oxford University Press, New York: 96-109.
- **WIENS J. A. et MILNE B. T., 1989:** Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3: 87–96.
- **WINKLER D. W., WREGE P. H., ALLEN P. E., KAST T. L., SENECAS P., WASSON M. F. et SULLIVAN P. J., 2005:** The natal dispersal of tree swallows in a continuous mainland environment. *Journal of Animal Ecology* 74: 1080-1090.
- **ZÁKON 114/1992 Sb.,** o ochraně přírody a krajiny. *In:* Sbírka zákonů České republiky. roč. 2010, č. 18.
- **ZIMOVÁ E., HARTL P., HUDEC K., CHLÁDEK F., JELÍNEK B., KREJČÍ J., LACINA D., MACKŮ J., ONDRUŠKA P., OPRAVIL J., UNAR J., ÚRADNÍČEK L. et WEBER M., 2000:** 5. Experimentální zakládání skladebných částí územního systému ekologické stability. *Péče o krajinu II. Ústav aplikované ekologie LF ČZU Kostelec nad Černými lesy*, 43 s.

Použitá data

- **ARCDATA s. r. o., 2014:** ArcČR verze 3.2 – digitální geografická databáze, Praha.
- **CENIA, 2014:** CORINE Land Cover 2012 databáze České republiky, Praha.
- **HYDROSOFT VELESLAVÍN s. r. o., LABORATOŘ GIS – ČVUT Fakulta architektury, 2013:** Datový model pro digitální zpracování sledovaných jevů územně analytických podkladů v GIS verze 4.2, Praha.
- **VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. MASARYKA, 2006:** Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD), Praha.

Seznam obrázků a tabulek

Obr. 1: Příklad grafu složeného ze šesti uzlů a osmi propojení.....	15
Obr. 2: Proces fragmentace v závislosti na čase.....	19
Obr. 3: Ekodukt (biokoridor) přes dálnici D11.....	23
Obr. 4: Ekodukt u Suchdola nad Odrou.....	24
Obr. 5: Nově vysázený interakční prvek	25
Obr. 6: Princip binárních indexů (zdroj: Saura a Pascual-Hortal, 2007a, upraveno)	31
Obr. 7: Princip pravděpodobnostních indexů.....	34
Obr. 8: ORP Hradec Králové v rámci České republiky	37
Obr. 9: Pravděpodobnost přímé disperze – klesající exponenciální funkce vzdálenosti mezi uzly. V tomto případě odpovídá vzdálenosti 2000 m pravděpodobnosti 0.5.....	42
Obr. 10: 1. skupina biotopů - vodní toky a nádrže, pobřežní vegetace, mokřady a bažiny.....	43
Obr. 11: 2. skupina biotopů – trvalé travní porosty (louky a pastviny)	44
Obr. 12: 3. skupina biotopů – lesní a křovinné porosty	44
Obr. 14: Upravená lokální biocentra – všechny tři kategorie.....	45
Obr. 15: Indexy PC a IIC vypočtené 1. pro všechna biocentra, 2. jen pro funkční biocentra.	46
Obr. 16: Index PC vypočtený pro jednotlivá společenstva	48
Obr. 17: Index IIC vypočtený pro jednotlivá společenstva.....	48
Obr. 18: Ekvivalentní propojená plocha (PC) pro jednotlivé biotopy	49
Obr. 19: PC a IIC pro nově navržená biocentra	50
Obr. 20: Porovnání hodnoty PC z původních biocenter a po přidání nových biocenter	51
Obr. 21: Hodnota PC (vynásobená 100 000x) pro jednotlivá společenstva	52
Obr. 22: Závislost hodnoty dPC na rozloze plošky (výpočet pro všechna biocentra, disperzní vzdálenost 2 km).....	56
Tabulka 1: Minimální velikost lokálních biocenter podle typu společenstva	27
Tabulka 2: Minimální prostorové parametry lokálních biokoridorů.....	28

Seznam příloh

Příloha 1: Rozmístění lokálních biocenter v rámci ORP

Příloha 2: Hodnoty dPC pro původní biocentra – vybrané katastry

Příloha 3: Hodnoty dPC pro jednotlivé biotopy – vybrané katastry

Příloha 4: Hodnoty dPC pro nově navržená biocentra – vybrané katastry

Příloha 5: Hodnoty dPC pro jednotlivé biotopy nově navržených biocenter – vybrané katastry