

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



Konektivita – klíč k ochraně druhové rozmanitosti? Příkladová studie  
společenstev motýlů izolovaných stepních fragmentů na Hané

Bc. Lukáš Ruffer

Diplomová práce

předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
na získání titulu Mgr. v oboru  
Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

Olomouc 2022



Ruffer L. (2022): Konektivita – klíč k ochraně druhové rozmanitosti? Příkladová studie společenstev motýlů izolovaných stepních fragmentů na Hané. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 54 pp.

### **Abstrakt**

Porozumění vztahu krajinné struktury a biologické rozmanitosti je jedním z významných cílů managementu ochrany přírody. Krajinnou strukturu lze vyjádřit pomocí konektivity. Přírodní fragmenty suchých trávníků na Prostějovsku a Olomoucku reprezentují vhodná stanoviště ostrovního typu pro studium významu konektivity a biologické rozmanitosti. S využitím modelové skupiny vybraných 28 druhů ve dne aktivních motýlů (Papilionoidea a Zygaenidae), tzv. cílových druhů (s vazbou na xerothermní otevřená stanoviště), byla studována krajinná konektivita zájmové oblasti. Zdrojové plochy cílových druhů představuje celkem 27 fragmentů suchých trávníků. Vzájemná konektivita těchto izolovaných xerothermních fragmentů, byla kalkulována pomocí modelu rastrové konektivity. Na základě výpočtu S-A závislosti lze usoudit, že zdrojové plochy jsou z hlediska cílových druhů vysoce izolované ( $z = 0,64$ ). Tento vztah S-A závislosti koresponduje s grafickou vizualizací rastrové konektivity, na které je patrné vyznívání konektivity zdrojových ploch na poměrně krátkém gradientu (cca do 2 km). V rámci modelu rastrové konektivity byly kalkulovány odpory různých typů ploch. Mezi typy, které podporují konektivitu suchých trávníků, patří plochy jako skály a umělé lomy, nesouvislá zástavba, sady, zahrady, listnaté lesy a křoviny. Významné jsou rovněž typy ploch liniového charakteru, konkrétně dopravní sítě a nepřirodní vodní toky (typu melioračních kanálů). Naopak vysokou mírou odporu v šíření cílové skupiny disponují hospodářské jehličnaté a smíšené lesy a vodní toky přirozeného rázu. Vzájemná blízkost cílových ploch a prostupná krajina mezi nimi představuje zásadní parametry pro úspěšné posílení konektivity a tedy podpoření druhové rozmanitosti cílové skupiny ve dne aktivních motýlů. V tomto ohledu mají potenciál liniové krajinné prvky, jako jsou komunikace a meliorační kanály. Tyto prvky jsou všudypřítomné a při adekvátní úpravě doprovodné vegetace mohou významně podpořit konektivitu zdrojových ploch.

**Klíčová slova:** rastrová konektivita, denní motýli, disperze, S-A závislost, Haná.

Ruffer L. (2022): Connectivity – the key to protecting species diversity? A case study of butterflies and burnets on isolated steppe fragments of the Haná region. Diploma Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University Olomouc, 54 pp., in Czech.

### **Abstract**

Understanding the relationship between landscape structure and biodiversity is one of the significant targets of conservation biology. Landscape structure can be described by connectivity – fragments of natural dry grasslands in Prostějovsko and Olomoucko (i.e. target area, part of Central Moravia region, Czechia) represent appropriate island-type habitats for study of importance of connectivity and biodiversity. Using a model group of 28 selected species of butterflies (Papilionoidea) and burnets (Zygaenidae), the so-called target species (associated with xerothermic open habitats), the landscape connectivity of the area of interest was studied. The resource areas of the target species are represented by a total of 27 fragments of dry grasslands. The mutual connectivity of these isolated fragments was calculated by raster connectivity model. Based on the species-area relationship (SAR), source habitats are highly isolated in term of target species ( $z = 0.64$ ). SAR corresponds with the graphic visualization of raster connectivity model, which the connectivity disappears within short gradient about 2 km. Types of landscape cover resistances were calculated using the model. Types, that support connectivity of dry grasslands, are quarries, disjointed urban areas, parks, gardens, deciduous forests and scrubs. Linear surface types are also important, specifically the transport network and non-natural watercourses (such as drainage channels). On the other hand, coniferous and mixed forests and natural watercourses have high resistance values. The distance among source habitats and permeable surrounding landscape seems to be an essential parameters for strengthening of connectivity and supporting diversity of the target species. Types of landscape cover with linear character, as roads, railways and artificial watercourses, have potential in this respect. These types of landscape cover are almost everywhere, and, with adequate adjustment of surrounding vegetation, can support connectivity of source habitats.

**Key words:** raster connectivity, butterflies, burnets, dispersion, S-A relationship, Haná Region.

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Tomáše Kurase, Ph.D. a citoval všechny použité zdroje.

V Olomouci, dne 12. 5. 2022

---

Bc. Lukáš Ruffer

## Obsah

Seznam tabulek .....	vii
Seznam obrázků .....	viii
Seznam příloh.....	ix
Seznam zkratk .....	x
<b>1 Úvod.....</b>	<b>1</b>
<b>2 Cíle práce .....</b>	<b>4</b>
<b>3 Materiály a metody .....</b>	<b>5</b>
3.1 Studované lokality .....	5
3.2 Data výskytu druhů.....	7
3.3 Model rastrové konektivity a jeho parametrizace.....	9
<b>4 Výsledky .....</b>	<b>13</b>
4.1 Druhová bohatost motýlů na studovaných lokalitách.....	13
4.2 Rastrová konektivita .....	16
<b>5 Diskuse.....</b>	<b>19</b>
5.1 Druhová rozmanitost motýlů zájmového území.....	19
5.2 Interpretace výsledků modelu rastrové konektivity.....	21
5.3 Návrh opatření .....	23
<b>6 Závěr.....</b>	<b>25</b>
<b>7 Zdroje .....</b>	<b>27</b>
<b>8 Přílohy .....</b>	<b>34</b>

## **Seznam tabulek**

Tab. 1: Přehled studovaných lokalit v zájmové oblasti Hané .....	6
Tab. 2: Přehled termínů terénních pochůzek.....	7
Tab. 3: Seskupení typů ploch v KVES.....	12
Tab. 4: Přehled počtu zaznamenaných druhů na studovaných lokalitách.....	14
Tab. 5: Přehled druhů motýlů se zaznamenaným výskytem na studovaných lokalitách ....	15
Tab. 6: Relativní míry odporu typů ploch .....	17

## Seznam obrázků

Obr. 1: Vymezení zájmového území.....	11
Obr. 2: Graf S-A závislosti.....	14
Obr. 3: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity – Euklidovská vzdálenost .....	17
Obr. 4: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity – <i>least-cost</i> vzdálenost .....	18
Obr. 5: Návrh optimalizace krajiny pro podporu druhové rozmanitosti .....	18



## Seznam příloh

Příloha 1: Mapa lokalit Kosířských lomů .....	34
Příloha 2: Mapa lokality Malý Kosíř.....	35
Příloha 3: Mapa lokality Na skále .....	35
Příloha 4: Mapa lokalit u obce Krčmaň .....	36
Příloha 5: Mapa lokalit u obce Žárovice .....	36
Příloha 6: Mapa lokalit severně od obce Plumlova.....	37
Příloha 7: Mapa lokalit severozápadně od obce Plumlov .....	37
Příloha 8: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity – Kosířské lomy, Malý Kosíř, Na Skále .....	38
Příloha 9: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s 30% průhledností – Kosířské lomy, Malý Kosíř, Na Skále.....	38
Příloha 10: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s podkladem KVES – Kosířské lomy, Malý Kosíř, Na Skále.....	39
Příloha 11: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity – Cigánské zmoly, U Střežčkova lomu, U bílých hlin.....	40
Příloha 12: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s 30% průhledností – Cigánské zmoly, U Střežčkova lomu, U bílých hlin.....	40
Příloha 13: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s podkladem KVES – Cigánské zmoly, U Střežčkova lomu, U bílých hlin.....	41
Příloha 14: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity – lokality v okolí obce Plumlov .....	42
Příloha 15: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s 30% průhledností – lokality v okolí obce Plumlov .....	42
Příloha 16: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s podkladem KVES – lokality v okolí obce Plumlov .....	43

## Přílohy na CD

Příloha 1/CD: Kompletní data výskytu ve dne aktivních motýlů na studovaných lokalitách

Příloha 2/CD: Přehledová tabulka výskytu ve dne aktivních motýlů na studovaných lokalitách

## **Seznam zkratek**

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
GIS	Geoinformační systém
KVES	Konsolidovaná vrstva ekosystémů
MŽP ČR	Ministerstvo životního prostředí České republiky
NDOP	Nálezová databáze ochrany přírody
NPP	Národní přírodní památka
PP	Přírodní památka

## **Poděkování**

Mnohokrát děkuji vedoucímu práce, panu RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D. za nekonečnou trpělivost, ochotu a množství času stráveného při konzultacích této práce. Dále jsem velmi vděčný panu Ing. Marku Bednářovi, Ph.D. za kalkulaci modelu rastrové konektivity a za jeho ochotu vždy rychle reagovat na mé požadavky a prosby. V neposlední řadě pak děkuji přítelkyni Denise, kamarádům a rodině, kteří mě podporovali nejen při realizaci a psaní této práce, ale během celého studia.

# 1 Úvod

Ochrana biologické rozmanitosti je jednou z priorit ochrany životního prostředí. Na konferenci v Rio de Janeru v roce 1992 byla schválena úmluva o biologické rozmanitosti, která byla obratem implementována také do legislativy České republiky s platností od roku 1994 (MŽP ČR, 2006). Alarmující tempo antropogenně zapříčiněné ztráty biologické rozmanitosti dokumentuje mnoho studií. I přes deklarovanou politickou podporu a existující konsenzus potřeby ochrany biologické rozmanitosti, jsme svědky jejího bezprecedentního poklesu (Ceballos et al., 2017; Hooper et al., 2005; Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019).

Defaunace (úbytek až ztráta volně žijících živočichů) je patrná na různých měřítkových škálách, od lokální po globální (Young et al., 2016). Vymírání na globální úrovni probíhá alarmujícím tempem a znamená nenávratnou ztrátu druhů. Na lokální úrovni představuje defaunace zánik některých populací, zmenšení areálu výskytu nebo snížení abundance druhu (Plesník, 2019; Vaidyanathan, 2021). Lokální vymírání tak předchází globální. Lokální vymírání je důsledkem řady faktorů (velikostí lokalit, produktivitou, frekvencí a intenzitou disturbancí a místním *species pool*) (Antón-Pardo, 2019). Obecný trend ztráty biologické rozmanitosti se nevyhýbá ani hmyzu. Hmyz má přitom velmi důležité a nenahraditelné postavení, 80 % planě rostoucích květin je závislé na opylení hmyzem a pro 60 % ptáků představuje hlavní zdroj obživy. Zarážející je i rychlost úbytku biomasy hmyzu, což má negativní vliv na celý trofický systém (pokles biomasy létavého hmyzu o 76 % během 27 let, viz Hallmann et al., 2017). Příčiny úbytků jsou různorodé, za hlavní lze označit degradaci a fragmentaci stanovišť a jejich ztráty v důsledku přeměny na zemědělskou půdu, znečištění prostředí, rozšiřování invazních druhů a změna klimatu (Cardoso et al., 2020; Frenzel et al., 2021).

V České republice je všeobecný pokles biodiverzity patrný zejména od druhé poloviny 20. století (Laštůvka, 2007). Hlavní příčinou úbytku druhové rozmanitosti je ztráta jemnozrné struktury krajiny, tzn. pokles heterogenity prostředí. Ta je, stejně jako např. negativní vliv přísunu dusíku (s důsledkem snižování biodiverzity rostlin), zapříčiněná intenzifikací zemědělství (Kleijn et al., 2012; Šlancarová et al., 2014). Heterogenní struktura krajiny podporuje lokální biodiverzitu, jelikož poskytuje více zdrojů potravy, úkrytů a míst s odlišným mikroklimatem, rovněž zvyšuje stabilitu populací (Miao et al., 2021; Oliver et al., 2010).

Krajinná struktura je významná jak z hlediska přítomnosti biotopů druhů, tak z hlediska schopnosti druhů se krajinou šířit. Má zásadní vliv na konektivitu, tedy do jaké míry krajina umožňuje, nebo naopak znesnadňuje pohyb mezi stanovišti (*habitat patches*). Pohyb napříč krajinou je pro životaschopnost populací nezbytný a stejně zásadní, jako distribuce zdrojů (Magle et al., 2009; Taylor et al., 1993). Míra zapojení stanovišť, tedy konektivita, se tak jeví jako významná. Prostorová struktura ekologických interakcí ovlivňuje populace stejně, jako průměrná natalita, mortalita, konkurence a predace (Hanski, 1998). Na lokální úrovni mohou populace obývat stanoviště efemérního typu, na kterých dříve či později vymizí (Primack et al., 2001). Pro přežití druhu je v tomto případě zásadní rekolonizace, která je podmíněna úspěšnou imigrací z okolí. Takto prostorově strukturovaná populace, která perzistuje v dynamické rovnováze mezi vymíráním dílčích subpopulací a opětovnou rekolonizací ostrovních stanovišť, se nazývá metapopulace. Úspěšnost imigrace a následné rekolonizace závisí na dostatečné disperzní schopnosti jedinců a krajinné konektivitě (Hanski, 1998; Kindlmann a Burel, 2008).

Národopisný region Haná patří v rámci České republiky mezi agrárně nejintenzivněji využívané oblasti v ČR. Zemědělství je zde prioritním krajino tvorným činitelem<sup>1</sup>. I přes dominanci zemědělsky využívaných ploch a hustou sídelní síť, se i zde dochovaly fragmenty, z přírodovědného hlediska, cenných území. Mezi ně patří i lokality s vápencovými výchozy s výskytem suchých stepních trávníků, na které je navázáno mnoho druhů bezobratlých. Na základě vzájemné izolovanosti těchto plošek se dá předpokládat, že konektivita mezi nimi bude nízká, což může ohrožovat přežívání více či méně izolovaných populací.

Vhodnou modelovou skupinou pro studium významu krajinné konektivity reprezentují motýli, zejména pak ve dne aktivní motýli skupin Papilionoidea a Zygaenidae. Motýli vykazují schopnost se šířit na různé vzdálenosti a současně je mezi nimi řada indikačně významných druhů. Motýli dále představují tradičně solidně prostudovanou skupinu živočichů, zejména pak jejich ekologické vazby na prostředí, které obývají. Ohroženost motýlů může znamenat ohrožení také pro rostliny, ostatní hmyz i obratlovce, kteří s nimi sdílí životní prostředí (Ghazanfar et al., 2016; Pe'er a Settele, 2008).

---

<sup>1</sup> Krajina střední a jihovýchodní části Olomouckého kraje je až z 80 % tvořena ornou půdou. Obecně je nejvíce orné půdy v Olomouckém kraji v oblasti Hornomoravského úvalu s nízkou nadmořskou výškou, tedy v oblasti Hané (Bosák et al., 2004). Intenzitu obhospodařování dokládají i jedny z nejvyšších cen orné půdy v ČR (dle cenové mapy VÚMOP, viz <https://statistiky.vumop.cz/?core=map>).

Pochopení role konektivity, z pohledu indikačně významné skupiny motýlů, tak může být významným nástrojem k ochraně biologické rozmanitosti, a to zejména v krajině, která prošla dramatickou proměnou směrem k uniformitě krajinné struktury, tedy ztrátou stanovištní mozaiky (viz oblast Hané). Lze proto předpokládat, že zvýšení konektivity zdrojových ploch by mělo podporovat vyšší druhovou rozmanitost. Ve fragmentované krajině (což z lepidopterologického hlediska Haná je) by měla mít konektivita ještě větší význam, jelikož zdejší populace jsou navzájem více či méně izolované a vnitrodruhová migrace je závislá na dostatečné konektivitě.

## 2 Cíle práce

Region Haná reprezentuje homogenní, agrárně-produkční krajinu. Fragmenty sekundárního bezlesí jsou po kulturní krajině Hané nerovnoměrně rozprostřené a populace, které se na nich vyskytují, jsou navzájem více či méně izolované. Tyto fragmenty představují vhodné modelové území pro výzkum významu krajinné konektivity. Struktura krajiny vyjádřená její konektivitou je potenciálně významný determinant druhové rozmanitosti. Cíle této práce jsou následující:

- 1) Provést inventarizaci motýlů vybraných stepních fragmentů zájmového území Hané. Získaná data doplnit o revizi dostupných databázových zdrojů s cílem vytvořit výchozí datovou matici výskytu druhů ve dne aktivních motýlů (Papilionoidea) a vřetenuškovitých (Zygaenidae) na studovaných lokalitách.
- 2) Na základě distribuce druhů na studovaných lokalitách vytvořit model rastrové konektivity, jakožto nástroje pro vyhodnocení významu konektivity pro distribuci druhů a interpretovat jeho výsledky.
- 3) Na základě modelu krajinné konektivity vymezit plochy, které mají předpoklad efektivní podpory konektivity a kde by tedy bylo adekvátní zakládat či rozšiřovat bezlesní biotopy vhodné pro migraci i perzistenci motýlů.

### 3 Materiály a metody

#### 3.1 Studované lokality

Haná tvoří podstatnou část regionu Střední Moravy, nemá ale přesné geografické vymezení (Dvořáček a Růžička, 2008). Dominantním krajínotvorným činitelem je zde zemědělství. Původní přírodní, bezlesá stanoviště se zachovaly jen v izolovaných zbytcích. Studované lokality představují soubor stanovišť, které vždy zahrnují jednu nebo více plošek suchých trávníků. Suché trávníky (ST) představují zdrojové plošky pro tzv. cílové druhy (dále jako zdrojová ploška). Lokality jsou zpravidla obklopeny zemědělsky využívanými plochami a jsou navzájem izolované. Na studované lokality je vázáno množství druhů spadajících do cílové skupiny této práce – ve dne aktivních motýlů, nadčeled' Papilionoidea (čeledi Hesperidae, Papilionidae, Pieridae, Riodinidae, Lycaenidae a Nymphalidae) a čeled' Zygaenidae (*sensu* Laštůvka a Liška, 2011). V tab. 1 jsou uvedeny jednotlivé lokality a biotopy, které se na nich nacházejí, přičemž každá lokalita obsahuje mj. 1 – 3 zdrojové plošky suchých trávníků.



Tab. 1: Přehled studovaných lokalit v zájmové oblasti Hané s uvedenými biotopy, které se na dané lokalitě nacházejí a souřadnicemi jednotlivých plošek suchých trávníků.

Lokalita	Zastoupené biotopy na lokalitě <sup>1</sup>	Ploška ST	Souřadnice středu plošky <sup>2</sup>	Rozloha plošky (ha)
Čubernice	K3, T1.1, T3.5, T6.1, L2.2	1	49.475128, 17.020819	3,52
Brániska	K3, K4, T3.5, L7.1	1	49.482205, 16.998079	0,65
Za Hrnčířkou – Východ	K3, T3.5	1	49.488583, 16.988430	0,82
		2	49.487552, 16.990830	0,56
		3	49.486391, 16.989748	0,62
Za Hrnčířkou – Západ	T3.5	1	49.489111, 16.979533	0,54
U bílých studýnek	K3, T3.5	1	49.483160, 17.006499	2,19
U Jasének	K3, T3.5, L2.2	1	49.477059, 17.009816	1,83
Pavlečkova skála	K3, T3.5, L3.1	1	49.462409, 16.981006	0,73
		2	49.461930, 16.980387	0,12
Hamerská stráň	T3.5, L3.1, L6.5	1	49.467741, 16.976165	0,06
Kozí Horka	K3, T3.5	1	49.471700, 16.977804	1,27
Malý Kosíř	K3, K4, T1.1, T3.5, T8.1	1	49.555959, 17.091691	6,00
Vápenice	K3, T1.1, T3.4, S3	1	49.539827, 17.093082	9,42
		2	49.543492, 17.097663	2,08
Státní lom	K3, T1.1, T3.4, S1.1, S3	1	49.530990, 17.085174	5,92
Růžičkův lom	K3, T3.4, S1.1	1	49.528178, 17.083466	4,02
Kosířské vinohrady	K3, T1.1, T3.4, T3.5	1	49.531299, 17.079839	2,22
Na skále	K3, K4, T3.4, T1.1	1	49.556249, 17.178578	1,17
		2	49.556177, 17.176454	0,31
		3	49.554802, 17.176615	0,27
Cigánské zmoly	K3, T1.1, T3.4	1	49.528010, 17.325234	2,40
		2	49.528536, 17.326642	1,00
		3	49.529807, 17.328167	0,12
U Strejčkova lomu	K3, L3.3, T3.4, S1.1	1	49.524026, 17.327388	1,74
		2	49.523157, 17.325000	0,19
U bílých hlin	K3, K4, T3.4	1	49.525269, 17.329333	0,70

<sup>1</sup>Zastoupené biotopy jsou převzaty z mapového podkladu „přírodní biotopy a habitaty“ od AOPK ČR (dostupné na [www.data.nature.cz/sds/7](http://www.data.nature.cz/sds/7)). Použité zkratky: K3 – vysoké mezofilní a xerofilní křoviny; K4 – nízké xerofilní křoviny; T1.1 – mezofilní ovsíkové louky; T3.4 – širokolisté suché trávníky; T3.5 – acidofilní suché trávníky; T6.1 – acidofilní vegetace efemér a sukulentů; T8.1 – suchá vřesoviště nížin a pahorkatin; L2.2 – údolní jasanovo-olšové luhy; L3.1 – hercynské dubohabřiny; L6.5 – acidofilní teplomilné doubravy; L7.1 – suché acidofilní doubravy; S1.1 – štěrbínová vegetace vápnatých skal a drolin; S3 – jeskyně (*sensu* Chytrý et al., 2010).

<sup>2</sup>Rozloha i poloha plošky byla stanovena na základě dat z mapového podkladu KVES (AOPK ČR, 2013). Kategorie suchých trávníků v KVES odpovídá v mapovém podkladu „přírodní biotopy a habitaty“ kategoriím T3.

### 3.2 Data výskytu druhů

Data o výskytu druhů na studovaných lokalitách byla získána (a) vlastním monitoringem a (b) excerpcí dostupných zdrojů. Lokality byly v rámci vlastního monitoringu navštíveny 4× v období června až srpna 2021 (viz tabulka 2). Monitoring probíhal formou standardní pochůzky za vhodných povětrnostních podmínek, tzn. při teplotách přes 20 °C při žádné nebo nízké oblačnosti, dopoledne a odpoledne. Mapování probíhalo dle modifikované metodiky od Konvičky a Beneše (2015). V průběhu pochůzky byla většina druhů motýlů determinována přímo v terénu. Hůře determinovatelní jedinci byli odchyceni a determinováni v laboratoři. Provedený inventarizační průzkum byl následně doplněn o informace výskytu zájmové skupiny motýlů z nálezové databáze AOPK ČR (NDOP) a data z nepublikovaných studií Kincla (2009) a Kurase (2018). Do přehledu zaznamenaných druhů jsou zahrnuty pouze recentní nálezy, tedy nálezy po roce 2000 do současnosti (2021). Důvodem je dostupnost přesných, důvěryhodných nálezových dat a předpoklad minima druhů, které by se zaznamenaným výskytem po roce 2000 byli již na studovaných lokalitách vyhynulé.

Tab. 2: Přehled termínů, ve kterých proběhly terénní pochůzky na studovaných lokalitách v rámci zájmového území (Haná – okresy Olomouc a Prostějov).

Lokalita	Termín pochůzky v r. 2021			
Čubernice	1.6.	13.6.	10.7.	16.8.
Brániska	1.6.	13.6.	23.7.	16.8.
Za Hrnčírkou	1.6.	10.7.	23.7.	16.8.
Pavlečkova skála	1.6.	13.6.	10.7.	21.8.
Hamerská stráň	1.6.	13.6.	10.7.	21.8.
Kozí Horka	1.6.	13.6.	23.7.	21.8.
Malý Kosíř	4.6.	23.6.	6.7.	8.8.
Vápenice	4.6.	9.6.	6.7.	8.8.
Kosířské lomy – jih <sup>1</sup>	4.6.	6.7.	23.7.	8.8.
Na skále	9.6.	8.7.	6.8.	21.8.
U Strejčkova lomu	9.6.	23.6.	8.7.	6.8.
Cigánské zmoly	9.6.	23.6.	8.7.	6.8.
U bílých hlin	9.6.	23.6.	8.7.	6.8.

<sup>1</sup>Kosířské Lomy – Jih představuje skupinu lokalit NPP Kosířské lomy – Státní lom, Růžičkův lom a Kosířské vinohrady. Nutnost rozdělení této skupiny na dílčí lokality vyšla najevo až v průběhu inventarizace druhů motýlů, vlastní data z této oblasti tak nakonec nebyla použita.

Pro výpočet modelu rastrové konektivity byla vymezena skupina tzv. cílových druhů. Jedná se o druhy s ekologickou vazbou na suché stepní trávníky a lze u nich předpokládat, že v regionu Hané vytvářejí izolované populace. Cílové druhy tedy reprezentují skupinu druhů s vazbou na diskrétně vymezená stanoviště xerothermních lokalit Hané (viz tab. 1), odkud se šíří do okolí. Mezi cílové druhy nebyly zařazeny druhy prokazatelně introdukované, tj. *Arethusana arethusa* a *Minois dryas* (v rámci celé zájmové oblasti), *Melitaea didyma* a *Scolitantides orion* (na lokalitě U Strejčkova lomu).

### 3.3 Model rastrové konektivity a jeho parametrizace

#### *Konektivita*

Konektivitu lze definovat jako strukturní a funkční. Strukturní konektivita zohledňuje velikost zdrojových ploch a jejich vzájemnou vzdálenost, resp. prostorový vztah. Funkční konektivita zahrnuje také disperzní schopnosti cílové skupiny (Kindlmann a Burel, 2008). Model rastrové konektivity představuje způsob výpočtu, resp. odhadu konektivity strukturní i funkční, na základě vybraných zdrojových ploch, jejich prostorového uspořádání, počtu cílových druhů, které se na nich vyskytují a disperzní schopnosti těchto druhů.

#### *Kalkulace rastrové konektivity*

Plocha zájmové oblasti (viz obr. 1) je rozraštována na pixely ( $i$ ) o velikosti  $5 \times 5$  m ( $p$ ) a pro každý pixel je kalkulována míra rastrové konektivity. Kalkulace je realizována pomocí GIS a má 2 varianty výpočtu – výpočet strukturní konektivity založený na Euklidovské vzdálenosti a výpočet funkční konektivity založený na *least-cost* vzdálenosti. Vybraná varianta určuje způsob výpočtu parametru  $d_{ij}$ , který udává vzdálenost ( $d$ ) mezi každým pixelem ( $i$ ) a zdrojovou ploškou suchých trávníků ( $j$ ). Podkladem pro výpočet je poloha zdrojových plošek suchých trávníků (tzn. plošek, ze kterých se šíří cílové druhy – xerothermní, ve dne aktivní motýli, viz kap. 3.1), které se nachází v zájmové oblasti, a počet zaznamenaných druhů na zdrojových ploškách, které byly zahrnuty v inventarizaci výskytu ve dne aktivních motýlů, viz tab. 1. Data výskytů jsou vázána na celé lokality, pokud jedna lokalita obsahuje více plošek suchých trávníků (ST), je počet druhů duplikován a v rámci jedné lokality je na všech stejný. Důvodem je vzájemná bezprostřední blízkost plošek ST v rámci lokality a dostatečná mobilita cílových druhů, tzn. předpoklad shodného složení cílových druhů na všech (1 – 3) ploškách ST v rámci lokality.

Vzorec pro výpočet rastrové konektivity:

$$SR_i = p^c \sum_j D(d_{ij}, \alpha) A_j^b$$

Kde:  $p$  = plocha 1 pixelu, dle použitého rozlišení;  $d_{ij}$  = vzdálenost mezi pixelem  $i$  a zdrojovou ploškou  $j$ ;  $A_j$  = rozloha zdrojové plošky  $j$ ;  $b$  a  $c$  = míra emigrace a imigrace.  $D$  = funkce vzdálenosti mezi ploškami a parametru  $\alpha$ , který značí disperzní schopnost. Vzdálenost je kalkulována od kraje zdrojové plošky  $j$  po pixel  $i$  (*sensu* Bednář et al. 2020).

### *Model rastrové konektivity s Euklidovskou vzdáleností (strukturní konektivita)*

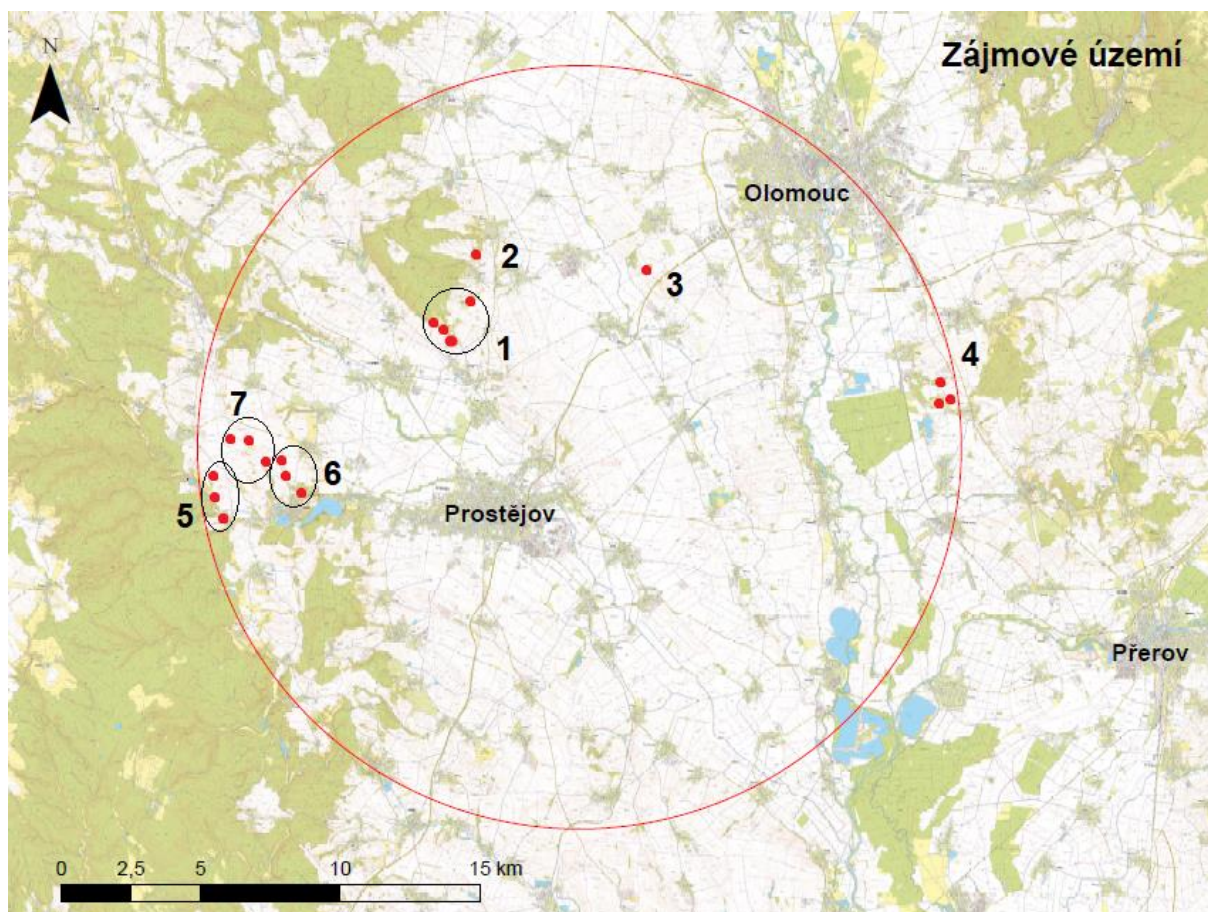
Euklidovská vzdálenost představuje nejkratší, přímou vzdálenost mezi dvěma body, tj. mezi okrajem zdrojové plošky (parametr  $j$ , plošky suchých trávníků) a hodnoceným pixelem rastru, při nastavené potenciální disperzní vzdálenosti, která v tomto případě činí 3 000 m (jde o expertní odhad maximálního teoretického migračního dosahu cílové skupiny). Tato vzdálenost také určuje parametr  $\alpha$ , který značí mobilitu druhů. V této práci byl nastaven parametr  $\alpha$  na hodnotu 1,5. Tato hodnota reprezentuje spíše sedentární až středně mobilní druhy, pohybující se do vzdálenosti 1 – 3,5 km. Model s Euklidovskou vzdáleností nereflexuje potenciálně rozdílný odpor jednotlivých typů ploch krajinného pokryvu ( $R$ ) a je tedy v celé studované oblasti shodný, tj.  $R = 1,0$ . Při tomto nastavení je vypočítána hodnota rastrové konektivity ( $SR$ ) pro každý pixel ( $i$ ) v zájmové oblasti. Dále je kalkulován Pearsonův korelační koeficient ( $r$ ) mezi výskytem druhů a  $SR_i$  v bodech nálezů, tzn. korelace mezi nálezovými daty a hodnotou rastrové konektivity v místě nálezu. Na základě získaných hodnot  $SR_i$  pro každý pixel je vytvořena vizualizace konektivity.

### *Model rastrové konektivity s least-cost vzdáleností (funkční konektivita)*

*Least-cost* vzdálenost je vzdálenost mezi zdrojovou ploškou a hodnoceným pixelem rastru, která představuje pro migrujícího jedince nejnižší (*least*) náklady (*cost*) na její překonání. Pro kalkulaci tohoto modelu je nutné rozlišit odpor jednotlivých typů ploch krajinného pokryvu (odpor vnímaný cílovými druhy). Podkladem pro rozlišení typů ploch je konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES), která obsahuje 36 typů ploch. Jednotlivé typy ploch byly sdruženy do 12 skupin (viz tab. 3). Jde o vzájemně podobné typy, u kterých je předpoklad, že nejsou jedinci cílových skupin vzájemně rozlišovány (*sensu* Macek et al., 2015). Jelikož je model rastrové konektivity založený na rastru, je nutné i KVES, jakožto vektorový podklad, převést na rastr se zvoleným rozlišením ( $5 \times 5$  m). V případě, že jeden pixel překrývá více typů ploch, je celý pixel určen jako typ plochy, která se nachází uprostřed pixelu. Každý pixel je tak ohodnocen typem plochy.

Pro zahrnutí odporu prostředí do modelu, je nutné definovat jednotlivé odpory pro každý typ plochy. Počáteční nastavená hodnota odporů je 1. Pouze v případě zdrojových ploch (suché trávníky) je hodnota odporu 1 nadefinována a není dále kalkulována. Kalkulace rastrové konektivity je postupný proces, při kterém jsou testovány různé kombinace odporů krajiny s cílem najít takovou variantu odporů, která co nejlépe odpovídá nálezovým datům.

Míra shody s nálezovými daty je dána hodnotou Pearsonova korelačního koeficientu, kdy jsou porovnávány dílčí hodnoty rastrové konektivity v místech nálezů s počtem cílových druhů zde přítomných. Jakmile další změna parametrů odporu již nepřináší žádné významné vylepšení korelace (tzn. alespoň o 0,01 %), je proces výpočtu ukončen. Výsledkem je hodnota odporu každého sdruženého typu ploch KVES. Na základě těchto hodnot je dopočtena konečná vrstva rastrové konektivity SR. Vzhledem k výpočetní náročnosti celého procesu byla nejlépe odpovídající kombinace odporů sdružených typů ploch vypočítána nejdříve pro menší území a následně využita pro výpočet rastrové konektivity celého zájmového území. Podmínkou této aplikace je stejný typ krajiny původního a extrapolovaného území. Menší i celé území je kalkulováno včetně bufferu o šířce 3 km, který slouží k zamezení vlivu okrajového efektu. Po dokončení kalkulace je buffer odstraněn.



Obr. 1: Vymezení zájmového území pro tvorbu modelu rastrové konektivity. Červený kruh ohraničuje zájmové území. Červené body značí polohu studovaných lokalit. Čísla odpovídají příloze s detailem lokality nebo souboru lokalit (1 = Vápenice, Státní lom, Růžičkův lom, Kosířské vinohrady (tyto 4 lokality tvoří NPP Kosířské lomy); 2 = Malý Kosíř; 3 = Na skále; 4 = Cigánské zmoly, U Strejčkova lomu, U bílých hlin; 5 = Pavlečkova skála, Hamerská stráň, Kozí horka; 6 = Čubernice, U bílých studýnek, U Jasénků; 7 = Brániska, Za Hrnčířkou – východ, Za hrnčířkou – západ; viz přílohy). Zdroj podkladové mapy: ČÚZK.

Tab. 3: Rozlišované typy ploch zájmového území použité pro modelování funkční konektivity (*least-cost*). Sdružené typy ploch byly použity při tvorbě modelu rastrové konektivity.

Sdružený typ plochy	Typ plochy dle KVES <sup>1</sup>
Orná půda a chmelnice	Orná půda Chmelnice Vinice
Hospodářské lesy jehličnaté a smíšené	Hospodářské lesy jehličnaté Hospodářské lesy smíšené Smrčiny
Louky	Rašelinné lesy Hospodářské louky Mezofilní louky Aluviální a vlhké louky
Nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky	Nesouvislá městská zástavba Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov Sportovní a rekreační plochy Ovocný sad, zahrada Skládky a staveniště
Listnaté lesy a křoviny	Doubravy a dubohabřiny Nepůvodní křoviny Přírodní křoviny Bučiny Lužní a mokřadní lesy Hospodářské lesy listnaté Suťové lesy
Dopravní síť	Dopravní síť
Souvislá zástavba	Souvislá městská zástavba Průmyslové a obchodní jednotky
Vodní biotopy	Makrofytní vegetace stojatých vod Rašeliniště a prameniště Rybníky a nádrže Bažina, močál Mokřady a pobřežní vegetace
Vodní toky přírodní	Vodní toky přírodní
Vodní toky nepřirodní	Vodní toky nepřirodní
Suché trávníky	Suché trávníky Vřesoviště
Skály a umělé lomy	Skály, lomy (umělé) Skály, sutě

<sup>1</sup>Konsolidovaná vrstva ekosystémů (AOPK ČR, 2013)

## 4 Výsledky

### 4.1 Druhová bohatost motýlů na studovaných lokalitách

V rámci studované skupiny ve dne aktivních motýlů bylo vlastním průzkumem, který byl uskutečněn v průběhu sezóny 2021 na všech studovaných lokalitách, s výjimkou lokalit U Jasének a U bílých studýnek, zaznamenáno 58 druhů ve dne aktivních motýlů skupin Papilionoidea a Zygaenidae. Spolu s druhy uváděnými v excerpovaných zdrojích je celkový počet 93 druhů (s výskytem po roce 2000) – 12 druhů čeledi Zygaenidae (55 % druhů ČR, *sensu* Laštůvka a Liška, 2011) a 81 druhů nadčeledi Papilionoidea (50 % druhů ČR), viz přehledová tab. 5, úplný přehled na přiloženém CD (přílohy 1/CD a 2/CD). Největší druhové bohatství bylo zaznamenáno na souboru blízkých lokalit v oblasti Kosířských lomů (viz obr. 1 a příloha 1) – celkem 80 druhů (86 %), zároveň je zde i nejvyšší procentuální zastoupení cílových druhů (Vápenice a Státní lom 31 %). Jedná se o plošně rozsáhlejší, vzájemně fyzicky i typově blízké lokality (viz tab. 1).

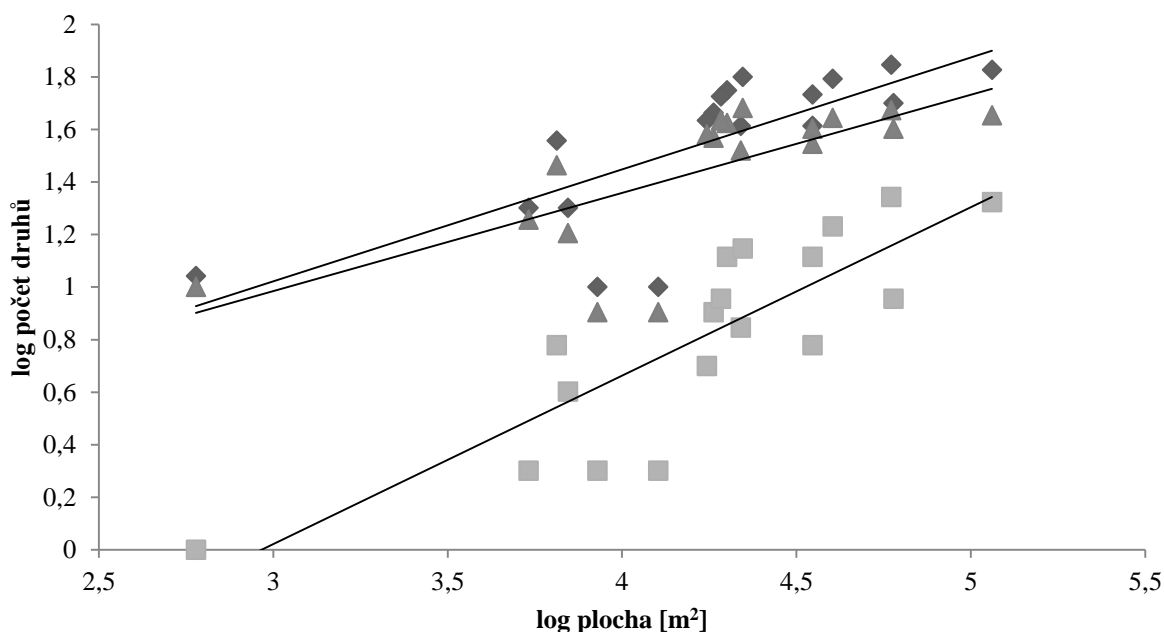
Vztah plochy lokality ( $A$ ) a počtu druhů ( $S$ ), ukazuje obr. 2. Zaznamenané druhy motýlů jsou rozděleny do 2, resp. 3 skupin (tj. cílové druhy, necílové druhy a všechny druhy). Všechny vymezené skupiny motýlů vykazují výrazný pozitivní vztah mezi plochou ( $A$ ) a druhovou bohatostí ( $S$ ). Parametr  $z$ , který reprezentuje sklon přímky  $S$ - $A$  závislosti, je nejvyšší u cílových druhů, tj.  $z = 0,64$  ( $R^2 = 0,71$ ). U necílových druhů je tento parametr výrazně nižší, tj.  $z = 0,37$  ( $R^2 = 0,50$ ). Při sloučení těchto skupin získáme hodnotu pro všechny druhy, kdy  $z = 0,43$  ( $R^2 = 0,57$ ).



Tab. 4: Přehled počtu zaznamenaných druhů na jednotlivých lokalitách od roku 2000 (vč. druhů introdukovaných).

Lokalita	Celkový počet druhů na lokalitě	Počet cílových druhů <sup>1</sup>	% cílových druhů
Čubernice	54	13	24
Brániska	36	6	17
Za Hrnčířkou – Východ	56	13	23
Za Hrnčířkou – Západ	20	2	10
U bílých studýnek	41	7	17
U Jasének	46	8	17
Pavlečkova skála	10	2	20
Hamerská stráň	11	1	9
Kozí Horka	10	2	20
Malý Kosíř	50	9	18
Vápenice	67	21	31
Státní lom	70	23	31
Růžičkův lom	62	17	27
Kosířské vinohrady	63	14	22
Na skále	43	5	12
Cigánské zmoly	41	6	15
U Strejčkova lomu	53	9	17
U bílých hlin	20	4	20

<sup>1</sup>Definice cílového druhu je uvedena v kap. 3.2.



Obr. 2: S-A závislost plochy (A) a počtu druhů (S) motýlů na studovaných xerothermních lokalitách Hané. Symbol „■“ značí cílové druhy, „▲“ značí necílové druhy a „◆“ všechny druhy. Rovnice přímek: cílové druhy:  $y = 0,6414x - 1,9025$  (spodní přímka); necílové druhy:  $y = 0,3733x - 0,135$  (prostřední přímka); všechny druhy:  $y = 0,4263x - 0,2572$  (horní přímka).

Tab. 5: Přehled druhů motýlů skupin Papilionoidea a Zygaenidae se zaznamenaným výskytem na studovaných stepních lokalitách zájmového území Hané (od roku 2000).

### Hesperiidae

*Carterocephalus palaemon* (Pallas, 1771)  
*Erynnis tages* (Linnaeus, 1758)  
*Hesperia comma* (Linnaeus, 1758)\*  
*Ochlodes sylvanus* (Esper, 1777)  
*Pyrgus malvae* (Linnaeus, 1758)

*Spialia sertorius* (Hoffmannsegg, 1804)\*  
*Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, 1808)  
*Thymelicus sylvestris* (Poda, 1761)  
*Thymelicus acteon* (Rottemburg, 1775)\*

### Papilionidae

*Iphiclides podalirius* (Linnaeus, 1758)

*Papilio machaon* Linnaeus, 1758

### Pieridae

*Anthocharis cardamines* (Linnaeus, 1758)  
*Colias erate* (Esper, 1805)  
*Colias crocea* (Fourcroy, 1785)  
*Colias hyale* (Linnaeus, 1758)  
*Colias alfacariensis* (Ribbe, 1905)\*  
*Gonepteryx rhamni* (Linnaeus, 1758)

*Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758)  
*Leptidea juvernica* Williams, 1946  
*Pieris brassicae* (Linnaeus, 1758)  
*Pieris rapae* (Linnaeus, 1758)  
*Pieris napi* (Linnaeus, 1758)  
*Pontia edusa* (Fabricius, 1777)

### Nymphalidae

*Aglais urticae* (Linnaeus, 1758)  
*Apatura ilia* (Denis & Schiffermüller, 1775)  
*Araschnia levana* (Linnaeus, 1758)  
*Argynnis adippe* (Denis & Schiffermüller, 1775)  
*Argynnis aglaja* (Linnaeus, 1758)  
*Argynnis paphia* (Linnaeus, 1758)  
*Boloria dia* (Linnaeus, 1767)\*  
*Boloria selene* (Denis & Schiffermüller, 1775)  
*Inachis Io* (Linnaeus, 1758)  
*Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758)

*Limenitis populi* (Linnaeus, 1758)  
*Melitaea cinxia* (Linnaeus, 1758)\*  
*Melitaea didyma* (Esper, 1778)\*  
*Melitaea athalia* (Rottemburg, 1775)  
*Melitaea aurelia* (Nickerl, 1850)\*  
*Nymphalis antiopa* (Linnaeus, 1758)  
*Nymphalis polychloros* (Linnaeus, 1758)  
*Polygonia c-album* (Linnaeus, 1758)  
*Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758)  
*Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758)

### Satyrinae

*Aphantopus hyperantus* (Linnaeus, 1758)  
*Arethusana arethusa* (Denis & Schiffermüller, 1775)<sup>IN</sup>  
*Brintesia circe* (Fabricius, 1775)  
*Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)  
*Coenonympha arcania* (Linnaeus, 1761)\*  
*Coenonympha glycerion* (Borkhausen, 1788)  
*Erebia medusa* (Denis & Schiffermüller, 1775)

*Hyponephele lycaon* (Kühn, 1774)\*  
*Lasiommata megera* (Linnaeus, 1767)  
*Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758)  
*Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758)  
*Minois dryas* (Scopoli, 1763)<sup>IN</sup>  
*Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758)

### Riodinidae

*Hamearis lucina* (Linnaeus, 1758)

### Lycaenidae

*Aricia agestis* (Denis & Schiffermüller, 1775)  
*Aricia eumedon* (Esper, 1780)  
*Callophrys rubi* (Linnaeus, 1758)  
*Celastrina argiolus* (Linnaeus, 1758)  
*Cupido argiades* (Pallas, 1771)  
*Cupido decoloratus* (Staudinger, 1886)\*

*Plebejus argus* (Linnaeus, 1758) \*  
*Plebejus argyrognomon* (Bergsträsser, 1779)\*  
*Plebejus idas* (Linnaeus, 1761)\*  
*Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775)\*  
*Polyommatus coridon* (Poda, 1761)\*  
*Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775)

<i>Cupido minimus</i> (Füssly, 1775)*	<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1835)*
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)*	<i>Satyrrium w-album</i> (Knoch, 1782)
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	<i>Satyrrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1802)	<i>Satyrrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)*
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)*
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	
<b>Zygaenidae</b>	
<i>Adscita stactes</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Zygaena loti</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)
<i>Rhagades pruni</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)*	<i>Zygaena viciae</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)
<i>Zygaena brizae</i> (Esper, 1800)*	<i>Zygaena ephialtes</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Zygaena laeta</i> (Hübner, 1790)*	<i>Zygaena angelicae</i> Ochsenheimer, 1808*
<i>Zygaena minos</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)*	<i>Zygaena filipendulae</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Zygaena carniolica</i> (Scopoli, 1763)*	<i>Zygaena lonicerae</i> (Scheven, 1777)

\* cílový druh

<sup>IN</sup> introdukovaný druh v rámci celé zájmové oblasti.

## 4.2 Rastrová konektivita

Hlavními výsledky kalkulace modelu rastrové konektivity jsou míry odporů vymezených typů ploch (s rostoucí mírou odporu se snižuje pravděpodobnost disperze motýlů přes daný typ plochy, viz tab. 6) a grafické výstupy znázorňující předpokládané míry konektivity při použití Euklidovské (obr. 3) a *least-cost* vzdálenosti (obr. 4, detail přílohy 8 – 16). Jelikož *least-cost* vzdálenost vykazuje mírně vyšší hodnotu korelačního koeficientu ( $r = 0,8518$ ), než Euklidovská vzdálenost ( $r = 0,7988$ ), byl na jejím základě vytvořen návrh optimalizace krajiny pro podporu druhové rozmanitosti (obr. 5). Grafické výstupy znázorňující předpokládané míry konektivity (Euklidovská a *least-cost* vzdálenost) ukazují, že míra konektivity se vzdáleností od zdrojové plošky („suché trávníky“) vyznívá na poměrně krátkém gradientu (cca do 2 – 3 km od okraje zdrojové plošky). Zvýšená míra konektivity mimo zdrojové plošky, je patrná pouze v rámci shluku vzájemně blízkých zdrojových ploch. Příkladem mohou být plošky západně od Prostějova, nebo soubor xerothermních lokalit v oblasti Kosířských lomů (viz obr. 1 a přílohy 1, 5 a 7). Nápadné jsou výběžky zvýšené rastrové konektivity, které vyběhají ze zdrojových ploch (tj. suchých trávníků). Tyto výběžky jsou reprezentovány sdruženými typy ploch „listnaté lesy a křoviny“, „vodní toky nepřirodní“, „louky“ a „dopravní síť“ (viz tab. 6).

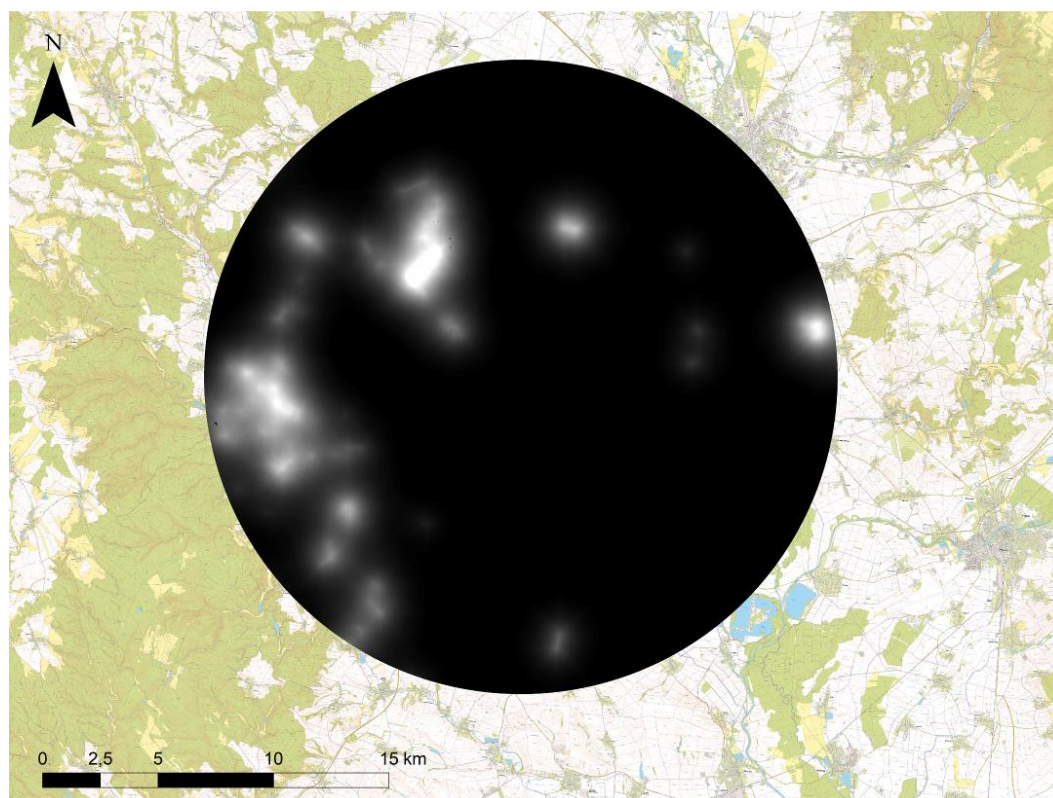
Vhodným územím pro optimalizaci krajiny pro podporu druhové rozmanitosti je soubor lokalit při západním okraji zájmového území. Tato oblast je vymezena hodnotou rastrové konektivity ( $SR_i$ ) větší než 0,1 (viz obr. 5). Jsou zde zahrnuty soubory lokalit z okolí

Plumlova a Kosíře (viz obr. 1 a přílohy 1, 2, 5, 6 a 7) a fragmenty suchých trávníků, které se mezi nimi nachází. Ostatní suché trávníky zájmové oblasti jsou výrazně izolovanější.

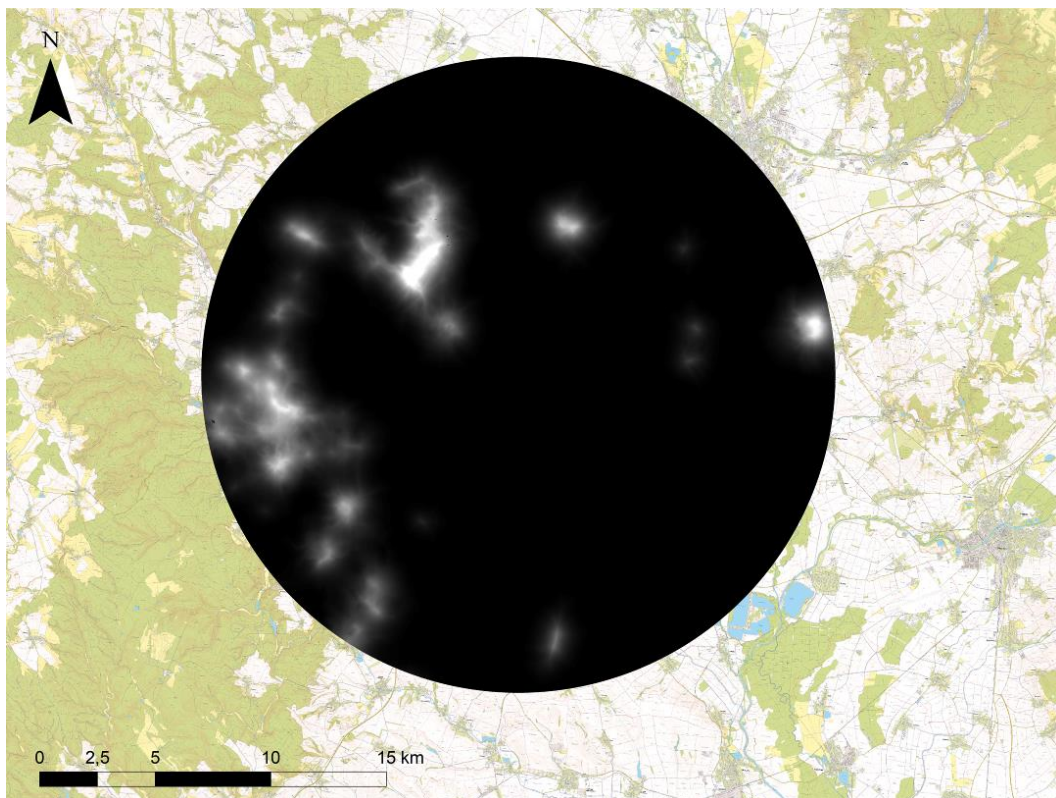
Tab. 6: Relativní míry odporu typů ploch krajinného pokryvu dle *least-cost* modelace konektivity.

Typ plochy	odpor
Suché trávníky <sup>1</sup>	1,0
Listnaté lesy a křoviny	1,0
Nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky	1,0
Skály a umělé lomy	1,0
Dopravní síť	1,0
Vodní toky nepřirodní	1,0
Louky	1,5
Orná půda a chmelnice	1,5
Souvislá zástavba	1,5
Vodní biotopy	1,5
Hospodářské lesy jehličnaté a smíšené	2,0
Vodní toky přírodní	2,5

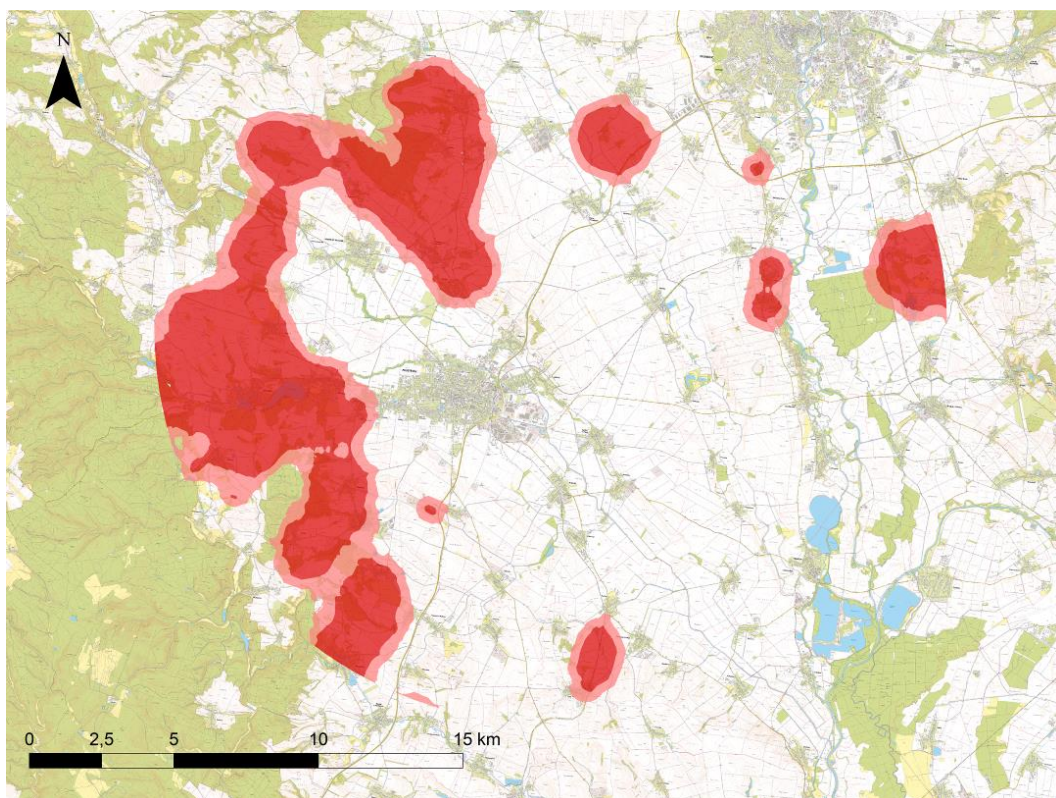
<sup>1</sup>Typ plochy „suché trávníky“ byl automaticky ohodnocen odporem 1, jelikož představuje zdrojovou plochu.



Obr. 3: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s Euklidovskou vzdáleností. Čím je plocha světlejší, tím je  $SR_i$  vyšší.



Obr. 4: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s *least-cost* vzdáleností. Čím je plocha světlejší, tím je  $SR_i$  vyšší. V detailu přílohy 8 – 16.



Obr. 5: Návrh optimalizace krajiny pro podporu druhové rozmanitosti. Růžové oblasti disponují  $SR_i$  0,1 – 0,19, červené oblasti disponují  $SR_i$  0,2 a více.

## 5 Diskuse

### 5.1 Druhová rozmanitost motýlů zájmového území

Studované lokality představují soubor fragmentů sekundárních suchých trávníků stepního charakteru, jenž je na některých lokalitách podpořen přítomností vápencových výchozů (*sensu* Šafář, 2003). Z lepidopterologického hlediska patří v rámci ČR nížinné oblasti střední a severní Moravy k oblastem s nejvýznamnějším poklesem druhové rozmanitosti (Beneš et al., 2002). Důvodem není geografická poloha, nýbrž rysy moderní zemědělské krajiny, tzn. hrubozrnná struktura krajiny, intenzivní hospodaření, přílišné disturbance v důsledku intenzivní zemědělské výroby a eutrofizace (Kolář et al., 2012). I přesto lze v oblasti střední Moravy (Haná), dle získaných dat, nalézt druhově velmi bohaté lokality. Tyto lokality ovšem mají charakter ekologických ostrovů, s navzájem více či méně izolovanými populacemi bezobratlých živočichů.

Celkem bylo na studovaných lokalitách zaznamenáno 93 druhů, které mají potvrzený výskyt alespoň na jedné studované lokalitě po roce 2000. Z tohoto počtu je v červeném seznamu bezobratlých ČR (Hejda et al., 2017) 12 druhů klasifikováno jako „téměř ohrožený“ (13 %), 12 druhů jako „zranitelný“ (13 %), 6 druhů jako „ohrožený“ (5 %) (jmenovitě se jedná o druhy *Thymelicus acteon*, *Melitaea aurelia*, *Hamaeris lucina*, *Rhagades pruni*, *Zygaena brizae* a *Zygaena laeta*) a 3 druhy jako „kriticky ohrožený“ (3 %) (*Melitaea didyma*, *Hyponephele lycaon* a *Plebejus idas*). Kriticky ohrožený *Hyponephele lycaon* byl zaznamenán v rámci zájmového území pouze na Státním lomu v roce 2005 (*sensu* Kincl, 2009), zde je již pravděpodobně vyhynulý, v rámci ČR je nezvěstný (Beneš a John, 2022). Zaznamenány byly i některé recentně (pravděpodobně) introdukované druhy motýlů (srovnej Čelechovský, 2003, 2002, 1998; Kuras, 1995). Konkrétně se jedná o výskyt *Arethusana arethusana* (na lok. U Strejčkova lomu) a *Minois dryas* (na lok. U Strejčkova lomu a U bílých hlin). Oba druhy v zájmové oblasti vyhynuly do 80. let 20. století (srovnej Beneš et al., 2002), poslední nálezy pocházejí z první poloviny 20. století (srovnej Skala, 1936). Rovněž výskyt *Melitaea didyma* a *Scolitantides orion* lze považovat na lokalitě U Strejčkova lomu za nepůvodní.

Srovnáním recentních dat s přehledem fauny motýlů do r. 1950, které uvádí např. Adámek (1940), Čelechovský (2003, 2002, 2000, 1998), Kudla (1947), Skala (1931-1932, 1912-1913), vyplývá, že množství druhů s vazbou na xerothermní stanoviště ze zájmové oblasti po roce 1950 vymizela. Příkladem mohou být druhy *Satyrium spini*, *Satyrium acaciae*,

*Maculinea arion*, *Polyommatus damon*, *Polyommatus dorylas*, *Polyommatus daphins*, *Carcharodus alceae*, *Pyrgus alveus* nebo *Coryas myrmidone*. Příčiny úbytku těchto indikačních druhů xerothermních stanovišť jsou lokálně různé, zpravidla se ale shodují se ztrátou biotopu. Sukcesní zarůstání zbytků stepí v oblasti Kosíře, Na skále, zánik stanovišť v důsledku upuštění od tradičního extenzivního typu obhospodařování (zejména pastvy), nebo zastavení lokalit. Tyto změny jsou důsledkem procesů realizovaných v době kolektivizace (50. léta 20. století) a v následujících desetiletích (zejm. likvidace rozptýlené nelesní zeleně (Lipský, 2016)). Krajina před kolektivizací tak měla zcela jiný ráz, než jaký má dnes (srovnej mapy na [geoportal.gov.cz](http://geoportal.gov.cz)). Ztráta heterogenity prostředí se tak jeví jako jedna z hlavních příčin ztráty biologické rozmanitosti ve srovnání období recentního a před r. 1950 (Duflot et al., 2014).

Srovnáme-li recentní data výskytu druhů ve dne aktivních motýlů po roce 2000 s výskytem v 80. a 90. letech 20. století, které jsou uvedeny v pracích Čelechovský (2003, 2002, 2000, 1998) a Kuras (1995), tak na studovaných lokalitách již není patrný výrazný trend úbytku či naopak šíření druhů ve dne aktivních motýlů. Zdá se, že studované lokality disponují v rámci posledních cca 3 dekad víceméně stabilním počtem druhů ve dne aktivních motýlů. Z tohoto srovnání lze odvodit, že část druhů na studovaných lokalitách vymizela mezi lety 1950 a 1980 a druhy, které v tomto období ustoupily méně nebo vůbec, v regionu přežívají dodnes. K zastavení poklesu počtu druhů ze studovaných lokalit patrně přispělo zaměření současné ochrany přírody, která se posunula od tradiční ochrany vybraných druhů a bezzásahovosti k aktivnímu managementu území (Lipský, 2016), což je pro cílové druhy této práce zásadní.

Zatímco některé druhy jsou na ústupu, jiné se úspěšně šíří. Příkladem úbytku může být počet druhů vřetenušek (*Zygaenidae*) na souboru lokalit u obce Krčmaň (U Strejčkova lomu, Cigánské zmoly a U bílých hlin) – zatímco po roce 2000 jsou zde potvrzeny 3 druhy, v práci Kurase (1995) je potvrzeno druhů 6. Naopak výrazně úspěšně se šířící je *Iphiclides podalirius*, jenž nemá mezi lety 1980 – 2000 potvrzený výskyt na žádné ze studovaných lokalit, nyní se vyskytuje na 72 % (13 z 18) studovaných lokalit. Výsledky studie Habel et al. (2016) v Bavorsku rovněž ukazují relativně stabilní počet druhů v rámci let 1970 – 2009.

Interpretace trendů úbytku druhů v zájmovém území může být zkreslena, jelikož je porovnávána pouze absence a prezence druhů. Porovnání absolutního počtu druhů ale nemusí být směrodatné. Data získána pro tuto práci nezahrnují abundance druhů. Je tak velmi

pravděpodobné, že úbytek probíhá zejména na úrovni množství jedinců, nikoliv na úrovni počtu druhů (viz Hallmann et al., 2017). Rovněž dochází ke zvyšování proporce generalistů (euryekních druhů) na úkor druhů specializovanějších (stenoekních) (Habel et al., 2016; Melero et al., 2016), v absolutním počtu ale může být pozorován i úbytek generalistů (Van Dyck et al., 2009). Příčinou tohoto trendu je patrně změna klimatu, zátěž hostitelských rostlin atmosférickým dusíkem a fragmentace stanovišť (Habel et al., 2016).

Na druhovou rozmanitost motýlů zájmového území má vliv rozloha i vzájemná poloha lokalit, na kterých se tyto druhy vyskytují. Počet druhů vyskytujících se na lokalitě roste s její plochou, což dokládá graf S-A závislosti (viz obr. 2). Cílové druhy vykazují vyšší hodnotu parametru  $z$  (0,64), než druhy necílové (0,50). Dle Rosenzwiega (1995) vykazují izolované plochy vyšší hodnoty parametru  $z$ , než plochy méně izolované. Jako hraniční hodnota parametru  $z$  pro izolované plochy je považována hodnota  $z \geq 0,3$  (Rosenzweig, 1995). Na základě kalkulovaných hodnot parametru  $z$  tak lze odvodit, že pro cílovou skupinu druhů motýlů se xerothermní bezlesé lokality jeví jako ekologické ostrovy. Tento trend izolovanosti je zřetelnější, bereme-li v potaz pouze cílové druhy, které jsou na tento typ stanovišť vázané. Z toho vyplývá, že populace druhů s přímou vazbou ke stanovištím tohoto typu (xerothermní, bezlesé), jsou potenciálně více ohroženy zánikem svých izolovaných populací. Posílení konektivity xerothermních ploch tak může představovat vhodný nástroj k jejich ochraně.

## 5.2 Interpretace výsledků modelu rastrové konektivity

Disperze je zásadní schopnost organismu pro vyrovnání se s fragmentací stanovišť a proměnlivostí prostředí (Lepais et al., 2010). Krajinná konektivita je důležitým faktorem ovlivňující disperzi (Taylor et al., 1993). Při kalkulaci konektivity je zásadní vzdálenost mezi zdrojovými ploškami (Szabó et al., 2012). Konvenční přístup k výpočtu konektivity využívá přímou, tedy Euklidovskou vzdálenost. Krajina však může mít geografická, ekologická či geomorfologická specifika, která Euklidovská vzdálenost nerespektuje a může být tedy pro výpočet konektivity nedostačující (Greenberg et al., 2011). V této práci byl konstruován model rastrové konektivity s využitím nejen Euklidovské vzdálenosti, ale rovněž *least-cost* vzdálenosti, která zohledňuje odpor typů ploch krajinného pokryvu z pohledu cílových druhů. V rámci modelů rastrové konektivity fituje *least-cost* model distribuci druhů na zdrojových ploškách lépe, než Euklidovský model. To znamená, že krajinný pokryv mimo zdrojové plošky představuje jeden z faktorů, který ovlivňuje výskyt druhů na těchto ploškách. Rozdíl mezi Euklidovským a *least-cost* modelem, které popisují konektivitu v zájmové oblasti



(Haná), není velký ( $\Delta r = 0,05$ ). V obdobně studované krajině Čejčska (okr. Hodonín) byl rozdíl trojnásobný ( $\Delta r = 0,15$ ; Bednář et al. 2020). Důvodem nízkých rozdílů mezi konstruovanými modely je pravděpodobně homogenní struktura krajiny Hané. V celé oblasti Hané dominuje orná půda, která má v *least-cost* modelu odpor 1,5. Většina zájmové oblasti má tedy odpor 1,5, což ve srovnání s Euklidovskou vzdáleností (ve které je odpor celé zájmové oblasti 1,0) není příliš velký rozdíl.

Výsledky *least-cost* modelu vykazují 5 typů ploch s odporem ( $R$ ) 1,0 (mimo suché trávníky, kterým byl jakožto zdrojovým ploškám odpor 1,0 nastaven), tzn. s odporem blízkým zdrojovým ploškám. Typ ploch „skály a umělé lomy“ představuje lokality, které často zahrnují i suché trávníky (tedy zdrojové plošky), s kterými tvoří mozaiku. Cílové druhy vázané na xerothermní stanoviště stepního charakteru tak mohou číst lomy a suché trávníky jako jeden biotop (viz Beneš et al., 2003; Turner et al., 2009). Typ „dopravní síť“ představuje silnice a železnice, a typ „vodní toky nepřirodní“ představuje napřímené vodní toky typu melioračních kanálů. Oba tyto typy mají liniový charakter a konektivitu ovlivňují nepřímo. Prvkem, který podporuje šíření motýlů přes tyto krajinné pokryvy, není samotná vozovka, koleje nebo vodoteč melioračního kanálu, ale doprovodná vegetace, která je často pravidelně udržovaná (a tedy nezarůstá) a může mít až xerothermní charakter (z důvodu jižní expozice, odvodnění a jiných lokálních specifik (*pers. observ.*)). Odpor blízký zdrojovým plochám u silnic, železnic a melioračních kanálů je tedy důsledkem příkopů a svahů, které je doprovázejí (viz Saarinen et al., 2005; Skórka et al., 2018). Mortalita zapříčiněná dopravním provozem, je ve srovnání s přírodními faktory zanedbatelná (Munguira a Thomas, 1992; Skórka et al., 2013). Podobná je situace u typů „listnaté lesy a křoviny“ a „nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky“. Jde o mozaiku polootevřených až otevřených stanovišť proložených cestami.

Zvýšeným odporem ( $R = 1,5$ ) disponují typy ploch „louky“, „orná půda a chmelnice“, „souvislá zástavba“ a „vodní biotopy“. V typu „louky“ jsou zahrnuty louky hospodářské, mezofilní, aluviální a vlhké. Jelikož jde zejména o vlhčí biotopy, zvýšený odpor u vodních biotopů a luk odpovídá stanovištním požadavkům cílových druhů, které jsou naopak vázány na suché, xerothermní typy stanovišť. Orná půda je nejrozlehlejším typem krajiny v zájmové oblasti. Důležitým aspektem je zde rozloha půdních bloků v kombinaci s (dle expertního odhadu) nepříliš dobrou disperzní schopností cílové skupiny druhů, tzn. příliš velké vzdálenosti nutné pro překonání půdního bloku, nedostatek hostitelských a nektarodárných

rostlin a také predací tlak na otevřeném prostoru polí (zejména u větších motýlů čeledi Papilionidae a Nymphalidae, viz Ota et al., 2014). Typ „souvislá zástavba“ často zahrnuje i městskou zeleň, která snižuje odpor tohoto typu plochy. Stanoviště v zastavěných oblastech, které jsou v disperzní vzdálenosti od zdrojových lokalit, mohou poskytovat útočiště i pro vzácné a specializované druhy. Urbanizované plochy tak skrývají dosud nepříliš využitý potenciál pro ochranu biologické rozmanitosti (Snep et al., 2011).

Nejvyšším odporem disponují plochy „hospodářské lesy jehličnaté a smíšené“ ( $R = 2,0$ ) a „vodní toky přírodní“ ( $R = 2,5$ ). Tyto typy ploch představují pro cílové druhy migrační bariéru. Vyšší odpor lesů pro druhy otevřených stanovišť odpovídá výsledkům studie Nowicki et al. (2014), i výsledkům studie Haddad (1999), kdy motýli preferovali otevřená stanoviště, lesem migrovali pouze na krátké vzdálenosti, případně nad korunami stromů. Podobně jako u orné půdy, je přelet nad lesem rizikový z důvodu přímé expozice motýla na otevřeném prostoru a tedy predací tlaku. Typ „vodní toky přírodní“ představuje v zájmové oblasti menší říčky jako Romže, Hloučela nebo Blata a řeku Moravu. Vysoký odpor tohoto typu taktéž koresponduje s xerotermofilii cílových druhů, jelikož dochované říční nivy toků jsou často zalesněné a z hlediska ekologických nároků cílové skupiny xerotermních druhů motýlů zcela nevhodné.

### 5.3 Návrh opatření

Příznivý geologický substrát (vápenec) a georeliéf teplých svahů a skalnatých výchozů, umožnil v minulosti migraci termofytů z jižní Moravy západním okrajem hornomoravského úvalu směrem k severu. Tento typ georeliéfu umožnil jejich zachování i po expanzi antropogenních činností (zejména zemědělství) (Duchoslav, 2006). Na základě výsledků modelu rastrové konektivity, je západní okraj hornomoravského úvalu v rámci zájmového území vhodnou oblastí k podpoře biologické rozmanitosti s využitím cílových druhů této práce jako indikátorů. Důvodem je zachování největšího množství zdrojových ploch v rámci studované oblasti. Přesto je na místě podpora migračního propojení těchto ploch, např. pomocí bezlesích biokoridorů a nášlapných kamenů (viz Delattre et al., 2013), které by vytvořily soustavu lokalit zahrnující mj. suché trávníky Kosířských lomů a lokality okolo obce Plumlov.

Při podpoře krajinné konektivity s cílem zvýšení druhové rozmanitosti cílové skupiny ve dne aktivních motýlů, je nutné brát v potaz několik faktorů. Při zakládání nových

zdrojových ploch (suchých trávníků), je vhodné využít místa, které mají pro tento účel předpoklady. Vhodnost takových míst je lokálně specifická, obecně je žádoucí nižší množství živin, vyšší pH a strmější exponované svahy (Büchler et al., 2020). Další možností je využití již stávajících krajinných prvků a změna jejich udržování. Takovým potenciálem disponují okraje komunikací (viz Hetherington et al., 2022; Saarinen et al., 2005), železnic (viz Kalarus a Bąkowski, 2015) a melioračních kanálů. Model rastrové konektivity vykazuje nízkou míru odporu podél těchto typů ploch a liniový tvar zmíněných prvků může usnadnit disperzi motýlů na větší vzdálenosti. Při zakládání nových i při změně obhospodařování stávajících ploch, je podstatná jejich vzdálenost od ploch zdrojových, která by neměla přesahovat 2 – 3 km (z důvodu disperzní schopnosti cílové skupiny motýlů).

Jinou možností je využití plánovaných liniových staveb v krajině. Příkladem může být uvažovaná výstavba silnice D55 Olomouc – Kokory (viz ZÚR Olomouckého kraje). Tato komunikace bude vést mj. i v blízkosti studovaných lokalit u obce Krčmaň, pouze 100 m od PP U bílých hlin. Na místě je tak vytvoření travnatého pásu podél této komunikace, jenž by představoval vhodné stanoviště pro motýly sekundárních trávníků se zdrojovým společenstvem motýlů na přilehlých lokalitách U bílých hlin, U Strejčkova lomu a Cigánské zmoly. Při vhodné projektové přípravě by tak komunikace mohla podpořit konektivitu uvedených izolovaných xerothermních ploch. Přípravovaných liniových staveb je v zájmové oblasti více (viz revitalizace železniční tratě č. 301, obchvat obce Ohrozim apod.) a je tedy žádoucí využít jejich potenciál pro podporu krajinné konektivity.

## 6 Závěr

V této práci se zabývám významem krajinné konektivity na příkladu izolovaných fragmentů suchých trávníků, které se nachází v zemědělsky intenzivně využívané oblasti Hané, s využitím xerothermních druhů motýlů jako indikační skupiny. Po realizaci vlastního monitoringu a následné excerpci dat, byl vytvořen přehled výskytu druhů ve dne aktivních motýlů skupin Papilionoidea a Zygaenidae na zájmových lokalitách po roce 2000. 93 potvrzených druhů představuje významnou část fauny těchto skupin v rámci celé České republiky. Na studovaných lokalitách je v průběhu 20. století zaznamenán pokles počtu druhů, nicméně tento trend již při srovnání recentních výskytů (po r. 2000) s daty z konce 20. století, není patrný. Na základě recentních dat byl vytvořen model S-A závislosti, který ukazuje pozitivní vztah mezi počtem druhů a velikostí lokality, který je významnější u cílových druhů (tzn. u druhů vázaných na xerothermní stanoviště stepního charakteru), než u druhů necílových. Z výpočtu S-A závislosti vychází parametr  $z$ , který dokazuje izolovanost populací ve dne aktivních motýlů na studovaných lokalitách, rovněž s vyšší mírou u cílových druhů.

Data o výskytu druhů byla využita jako podklad pro tvorbu modelu rastrové konektivity. Výsledky modelu ukazují silnější konektivitu pouze v blízkosti zdrojových plošek, která vyznívá v rámci poměrně krátkého gradientu, tzn. v rámci cca 2 km od okraje zdrojové plošky se snižuje na minimum. Izolovanější zdrojové plošky (např. Na skále) se tak jeví jako nedostatečně konektivní, tzn. populace druhů přežívající na jedné lokalitě jsou pravděpodobně více ohrožené. V případě takových plošek je z důvodu jejich izolovanosti propojení s jinými zdrojovými ploškami náročnější. Nabízí se zde buď využití doprovodné vegetace komunikací a melioračních kanálů jako biokoridorů, nebo zkvalitnění péče o samotné území, případně snaha o jeho rozšíření (záleží na individuálních možnostech). V rámci studované oblasti nalezneme i méně izolované plošky. Soubor suchých trávníků při západním okraji studovaného území představuje rozlehlejší oblast s potenciálem dostatečné konektivity. Potenciál pro ochranu cílové skupiny reprezentují liniové prvky, jako jsou silnice, železnice a nepřirodní vodní toky a jejich bezprostřední okolí. Tyto antropogenní prvky mohou v ochraně při adekvátní realizaci významně pomoci, stejně jako další, které mají v modelu rastrové konektivity nízké hodnoty odporu (např. souvislá i nesouvislá zástavba).

Problematika krajinné konektivity je významným aspektem ochrany biologické rozmanitosti, zejména pak u skupin druhů, jejichž přirozené biotopy jsou mimořádně fragmentované. Region Hané patří mezi intenzivně využívané oblasti, přesto se zde nachází

lokality s vysokou druhovou rozmanitostí motýlů, kteří na nich i přes vysokou míru izolace, stále přežívají. Tento stav zachovává šanci, že při podpoře krajinné konektivity lze efektivně podpořit jejich dlouhodobě udržitelnou existenci na těchto lokalitách.

## 7 Zdroje

- Adámek, A., 1940. Příspěvek k soustavnému výzkumu fauny Lepidopter na Olomoucku, Entomologické listy. Praha.
- Antón-Pardo, M., 2019. The map of biodiversity: From local to global scales. *Metode* 2019, 83–89. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11333>
- AOPK ČR, 2013. Konsolidovaná vrstva ekosystémů [elektronická geografická data].
- Bednář, M., Šarapatka, B., Mazalová, M., Kuras, T., 2020. Connectivity modelling with automatic determination of landscape resistance values. A new approach tested on butterflies and burnet moths. *Ecol. Indic.* 141. <https://doi.org/10.1016/j.ygyno.2016.04.081>
- Beneš, J., John, V., 2022. Mapa rozšíření *Hyponerpe lycaon* v České republice. [WWW Document]. *Biol. Libr. – BioLib*. URL <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id1482/>
- Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M., 2003. Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conserv. Biol.* 17, 1058–1069. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02092.x>
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V., Weidenhoffer, Z., 2002. Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. Společnost pro ochranu motýlů, Praha.
- Bosák, J., Čehovská, I., Bussinow, M., Létal, A., Chmelová, R., Merta, L., Šendová, P., Gavenda, D., Šafář, J., Krátký, M., 2004. Koncepce ochrany přírody a krajiny pro území Olomouckého kraje – analytická část.
- Büchler, M.O., Billeter, R., Dengler, J., 2020. Optimal site conditions for dry grasslands of high conservation value in the canton of Zurich, Switzerland. *Tuexenia* 40, 527–546. <https://doi.org/10.14471/2020.40.021>

- Cardoso, P., Barton, P.S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C.S., Gaigher, R., Habel, J.C., Hallmann, C.A., Hill, M.J., Hochkirch, A., Kwak, M.L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A.B., Pedraza, F., Pryke, J.S., Roque, F.O., Settele, J., Simaika, J.P., Stork, N.E., Suhling, F., Vorster, C., Samways, M.J., 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.* 242. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114, E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Čelechovský, A., 2003. Rozšíření denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera) na území střední Moravy – IV. babočkovití (Nymphalidae). *Přírodovědné Stud. Muz. Prostějovska* 6., 47–80.
- Čelechovský, A., 2002. Rozšíření denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera) na území střední Moravy – III. modráskovitá (Lycaenidae). *Přírodovědné Stud. Muz. Prostějovska* 49–85.
- Čelechovský, A., 2000. Rozšíření denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera) na území střední moravy – I. Hesperiiidae, Papilionidae. *Přírodovědné Stud. Muz. Prostějovska* 3., 87–112.
- Čelechovský, A., 1998. Motýli (Lepidoptera) na Prostějovsku: Vápenice a Státní lom. *Přírodovědné Stud. Muz. Prostějovska* 1., 117–124.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P., 2010. Katalog biotopů České republiky, 2. ed. AOPK ČR, Praha.
- Delattre, T., Vernon, P., Burel, F., 2013. An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in european agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.018>
- Duchoslav, M., 2006. Flóra a vegetace Národní přírodní památky Na Skále u Hněvotína (střední Morava). *Přírodovědné Stud. Muz. Prostějovska* 71–86.

- Duflot, R., Georges, R., Ernoult, A., Aviron, S., Burel, F., 2014. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta Oecologica* 56, 19–26.  
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.01.004>
- Dvořáček, P., Růžička, J., 2008. Haná – Olomoucko, Prostějovsko, Přerovsko, 1. ed. KMa s.r.o.
- Frenzel, T., Wörsdörfer, A., Khedhiri, S., Di Giulio, M., Leus, F., Lipperts, M.J., Martin, D., Fischer, K., 2021. Grassland fallows as key for successful insect conservation. *Insect Conserv. Divers.* 14, 837–850. <https://doi.org/10.1111/icad.12525>
- Ghazanfar, M., Malik, M.F., Hussain, M., Iqbal, R., Younas, M., 2016. Butterflies and their contribution in ecosystem: A review. *J. Entomol. Zool. Stud.* 4, 115–118.
- Greenberg, J.A., Rueda, C., Hestir, E.L., Santos, M.J., Ustin, S.L., 2011. Least cost distance analysis for spatial interpolation. *Comput. Geosci.* 37, 272–276.  
<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.05.012>
- Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W., Schmitt, T., 2016. Butterfly community shifts over two centuries. *Conserv. Biol.* 30, 754–762.  
<https://doi.org/10.1111/cobi.12656>
- Haddad, N.M., 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecol. Appl.* 9, 612–622.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., De Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49. <https://doi.org/10.1038/23876>
- Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K., 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky – bezobratlí, Příroda.
- Hetherington, M., Sterling, P., Coulthard, E., 2022. Butterfly colonisation of a new chalkland road cutting. *Insect Conserv. Divers.* 15, 191–199. <https://doi.org/10.1111/icad.12543>



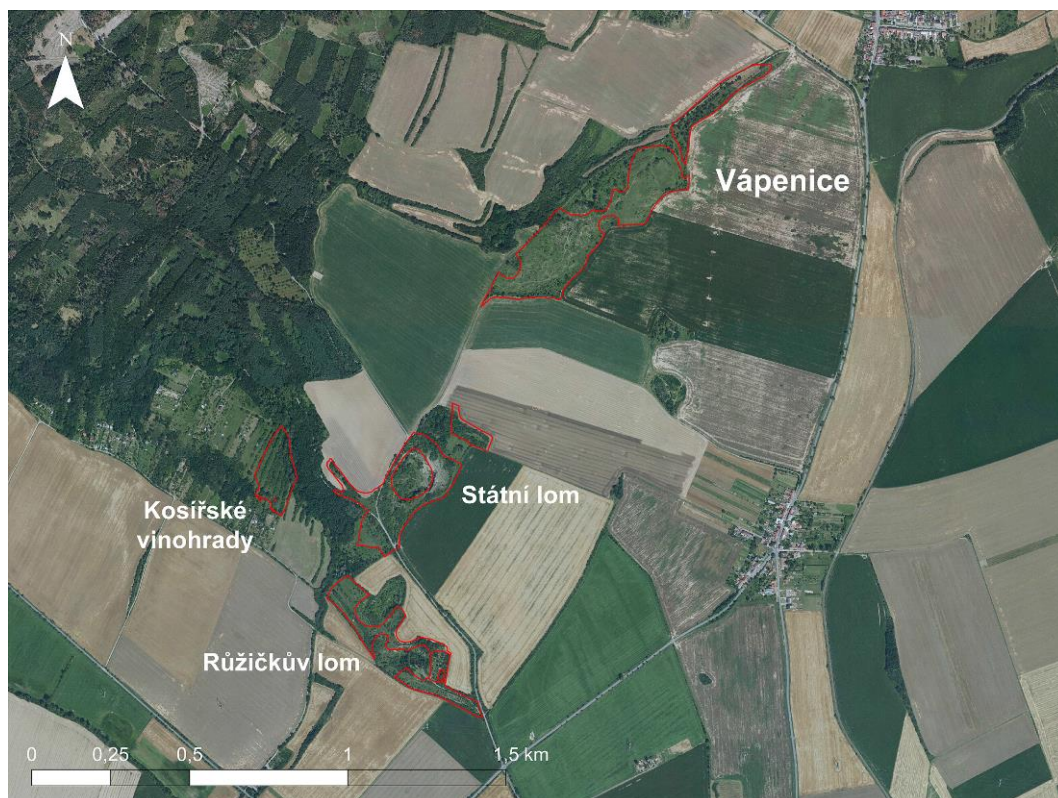
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., S., L., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Seatala, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–35.  
<https://doi.org/10.1126/science.305.5687.1101>
- Kalarus, K., Bąkowski, M., 2015. Railway tracks can have great value for butterflies as a new alternative habitat. *Ital. J. Zool.* 82, 565–572.  
<https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1078417>
- Kincl, M., 2009. Studie modelových taxonů Lepidoptera na Prostějovsku (Rhopalocera, Zygaenidae). Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Kindlmann, P., Burel, F., 2008. Connectivity measures: A review. *Landsc. Ecol.* 23, 879–890.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardt, T., Verhulst, J., 2012. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276, 903–909. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>
- Kolář, F., Matějů, J., Lučanová, M., Chlumská, Z., Černá, K., Prach, J., Baláž, V., Falteisek, L., 2012. Ochrana přírody z pohledu biologa. Dokořán, s.r.o., Praha.
- Konvička, M., Beneš, J., 2015. Metodika mapování: Denní motýli bezlesí.
- Kudla, M., 1947. Doplněk k seznamu denních motýlů Kosíře. *Čas. Vlasten. Spol. mus.* 58, 187–188.
- Kuras, T., 2018. Inventarizační průzkum denních motýlů bezlesí – NPP Na skále.
- Kuras, T., 1995. Diurnální společenstva motýlů (Lepidoptera) xerothermních stanovišť Olomoucka a Přerovska. *Slez. Muz. Opava* 44, 101–110.
- Laštůvka, Z., 2007. Péče o chráněná území — máme šanci zastavit pokles biodiverzity? *Živa* 2007, 172–173.

- Laštůvka, Z., Liška, J., 2011. Komentovaný seznam motýlů České republiky. Annotated checklist of moths and butterflies of the Czech Republic (insecta: Lepidoptera). Biocont laboratory, Brno.
- Lepais, O., Darvill, B., O'Connor, S., Osborne, J.L., Sanderson, R.A., Cussans, J., Goffe, L., Goulson, D., 2010. Estimation of bumblebee queen dispersal distances using sibship reconstruction method. *Mol. Ecol.* 19, 819–831. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04500.x>
- Lipský, Z., 2016. Vývoj ochrany přírody v českých zemích. *Životné Prostr.* 50, 205–208.
- Macek, J., Laštůvka, Z., Beneš, J., Traxler, L., 2015. Motýli a housenky střední Evropy IV. - Denní motýli. Academia.
- Magle, S.B., Theobald, D.M., Crooks, K.R., 2009. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. *Landsc. Ecol.* 24, 267–280. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9304-x>
- Melero, Y., Stefanescu, C., Pino, J., 2016. General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits. *Biol. Conserv.* 201, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.029>
- Miao, B.G., Peng, Y.Q., Yang, D.R., Guénard, B., Liu, C., 2021. Diversity begets diversity: Low resource heterogeneity reduces the diversity of nut-nesting ants in rubber plantations. *Insect Sci.* 1–10. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12964>
- Munguira, M.L., Thomas, J.A., 1992. Use of Road Verges by Butterfly and Burnet Populations, and the Effect of Roads on Adult Dispersal and Mortality. *J. Appl. Ecol.* 29, 316. <https://doi.org/10.2307/2404501>
- MŽP ČR, 2006. Úmluva O Biologické Rozmanitosti.
- Nowicki, P., Vrabec, V., Binzenhöfer, B., Feil, J., Zakšek, B., Hovestadt, T., Settele, J., 2014. Butterfly dispersal in inhospitable matrix: Rare, risky, but long-distance. *Landsc. Ecol.* 29, 401–412. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9971-0>

- Oliver, T., Roy, D.B., Hill, J.K., Brereton, T., Thomas, C.D., 2010. Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecol. Lett.* 13, 473–484. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01441.x>
- Ota, M., Yuma, M., Mitsuo, Y., Togo, Y., 2014. Beak marks on the wings of butterflies and predation pressure in the field. *Entomol. Sci.* 17, 371–375. <https://doi.org/10.1111/ens.12076>
- Pe'er, G., Settele, J., 2008. The rare butterfly *Tomares nesimachus* (Lycaenidae) as a bioindicator for pollination services and ecosystem functioning in northern Israel. *Isr. J. Ecol. Evol.* 54, 111–136. <https://doi.org/10.1560/IJEE.54.1.111>
- Plesník, J., 2019. Na 3. března připadá Světový den planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů. *Ochr. přírody* 2019.
- Primack, R.B., Kindlmann, P., Jersáková, J., 2001. *Biologické principy ochrany přírody*, 1. ed. Portál, s. r. o., Praha.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S., 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123, 403–412. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.12.012>
- Šafář, J., 2003. Olomoucko, in: Mackovšín P. a Sedláček M. (eds.): *Chráněná území ČR*, svazek VI. AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha, s. 456.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Skala, H., 1936. Lepidopterenfauna Mähren und Schlesiens. *Acta Mus. Moraviensis* 30, 1–197.
- Skala, H., 1931-1932. Zur Lepidopterenfauna Mährens und Schlesiens. *Čas. Morav. zem. Mus.* 30, 1–197.
- Skala, H., 1912-1913. Die lepidopterenfauna Mährens und Schlesiens I., II. *Verh. Naturforsch. Ver.* 50, 115–377.

- Skórka, P., Lenda, M., Moroń, D., 2018. Roads affect the spatial structure of butterfly communities in grassland patches. *PeerJ* 2018, 1–24. <https://doi.org/10.7717/peerj.5413>
- Skórka, P., Lenda, M., Moroń, D., Kalarus, K., Tryjanowski, P., 2013. Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biol. Conserv.* 159, 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.028>
- Šlancarová, J., Beneš, J., Kristynek, M., Kepka, P., Konvička, M., 2014. Does the surrounding landscape heterogeneity affect the butterflies of insular grassland reserves? A contrast between composition and configuration. *J. Insect Conserv.* 18, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9607-3>
- Snep, R.P.H., WallisDeVries, M.F., Opdam, P., 2011. Conservation where people work: A role for business districts and industrial areas in enhancing endangered butterfly populations? *Landsc. Urban Plan.* 103, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.002>
- Szabó, S., Novák, T., Elek, Z., 2012. Distance models in ecological network management: A case study of patch connectivity in a grassland network. *J. Nat. Conserv.* 20, 293–300. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.06.002>
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571–573.
- Turner, E.C., Granroth, H.M.V., Johnson, H.R., Lucas, C.B.H., Thompson, A.M., Froy, H., German, R.N., Holdgate, R., 2009. Habitat preference and dispersal of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) on an abandoned chalk quarry in Bedfordshire, UK. *J. Insect Conserv.* 13, 475–486. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9194-x>
- Vaidyanathan, G., 2021. The world's species are playing musical chairs. *Nature* 596, 22–25.
- Van Dyck, H., Van Strien, A.J., Maes, D., Van Swaay, C.A.M., 2009. Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conserv. Biol.* 23, 957–965. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01175.x>
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R., 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47, 333–358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>

## 8 Přílohy



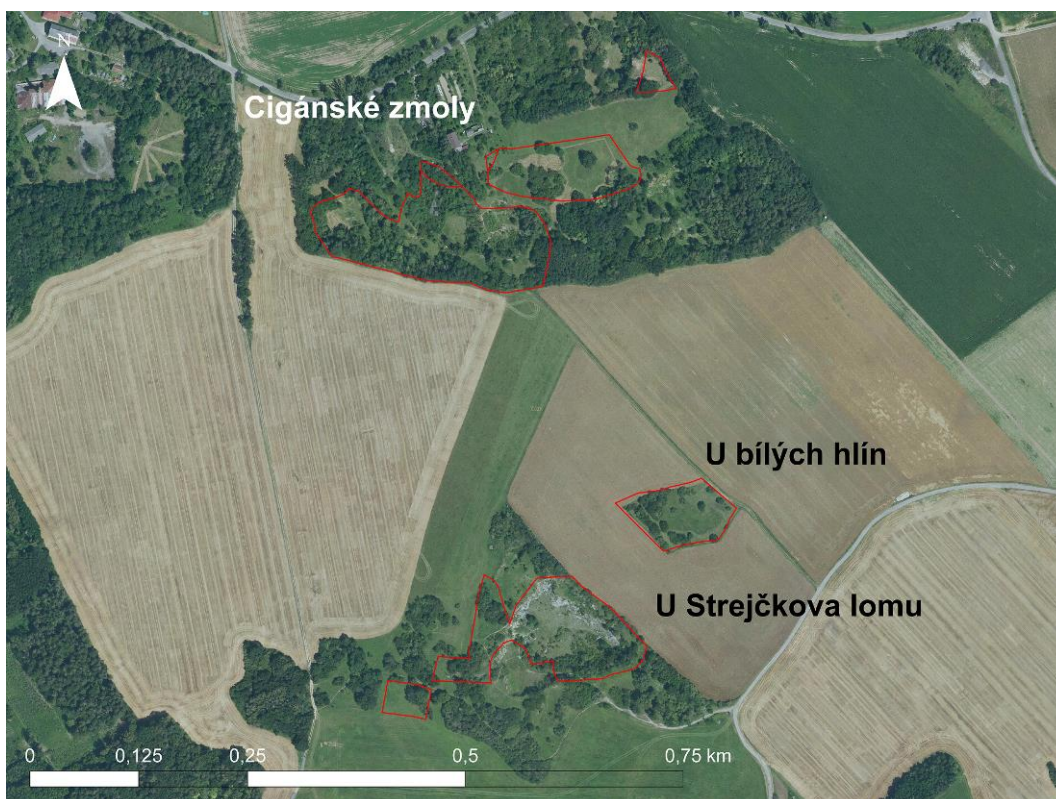
Příloha 1: Lokality Kosířských lomů. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.



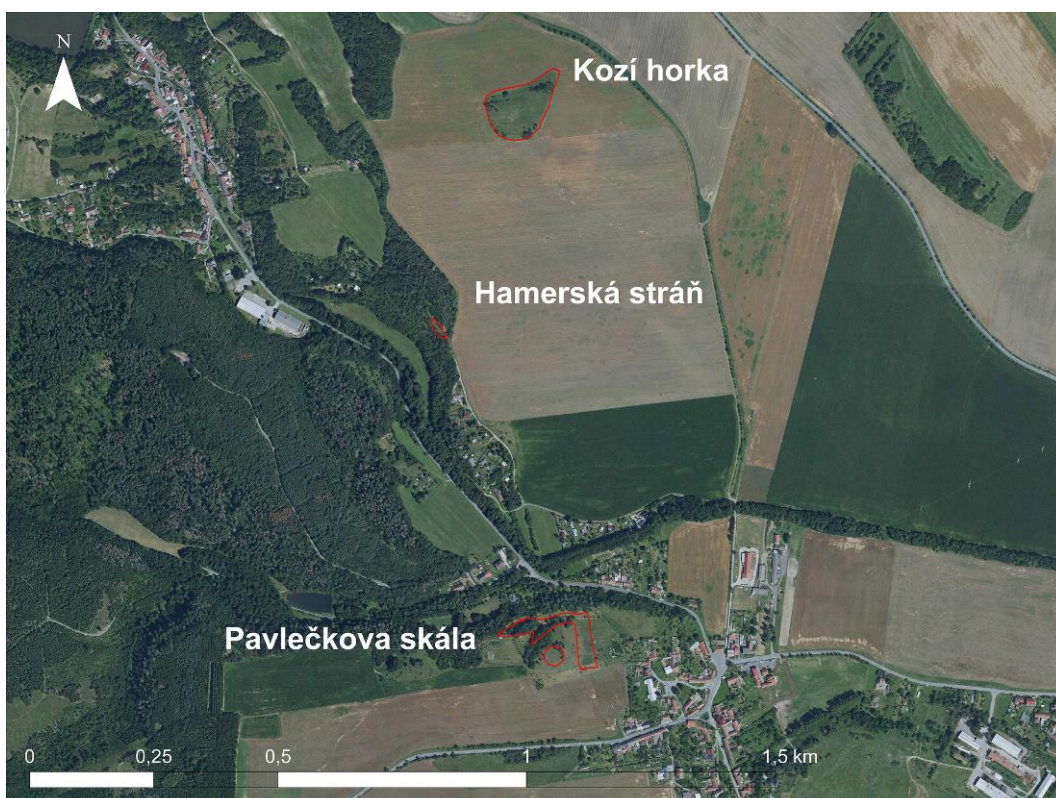
Příloha 2: Lokalita Malý Kosíř. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.



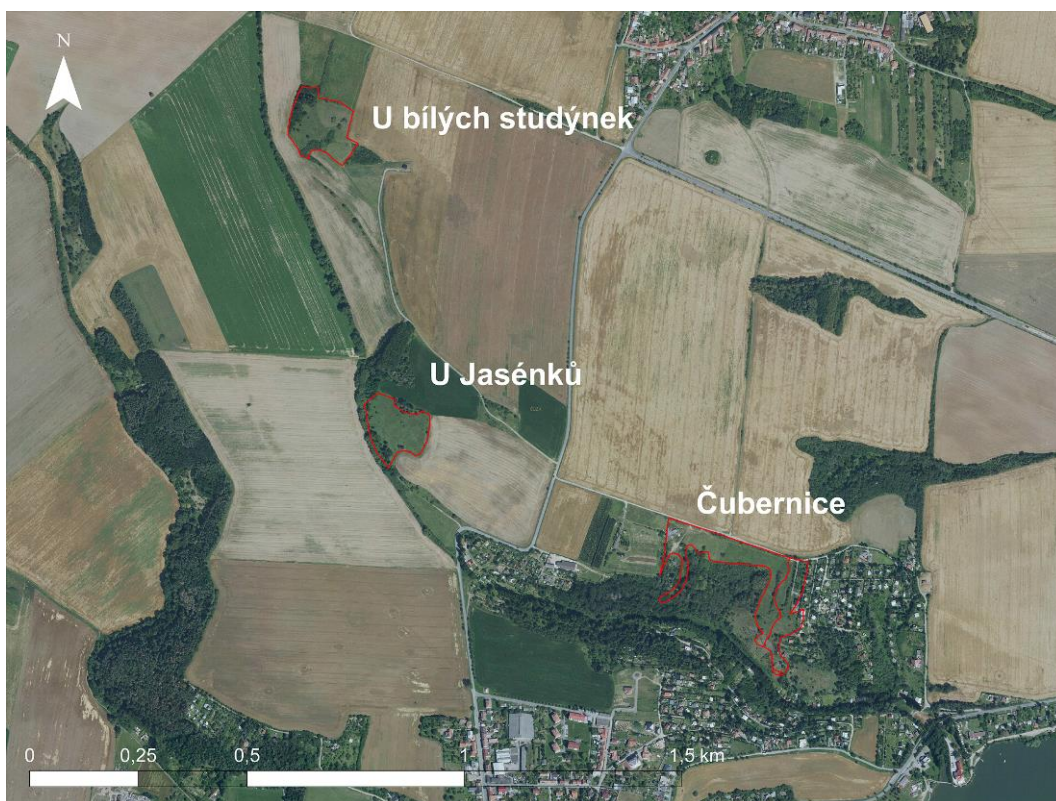
Příloha 3: Lokalita Na skále. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.



Příloha 4: Lokality u obce Krčmaň. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK .



Příloha 5: Lokality u obce Žárovice. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.

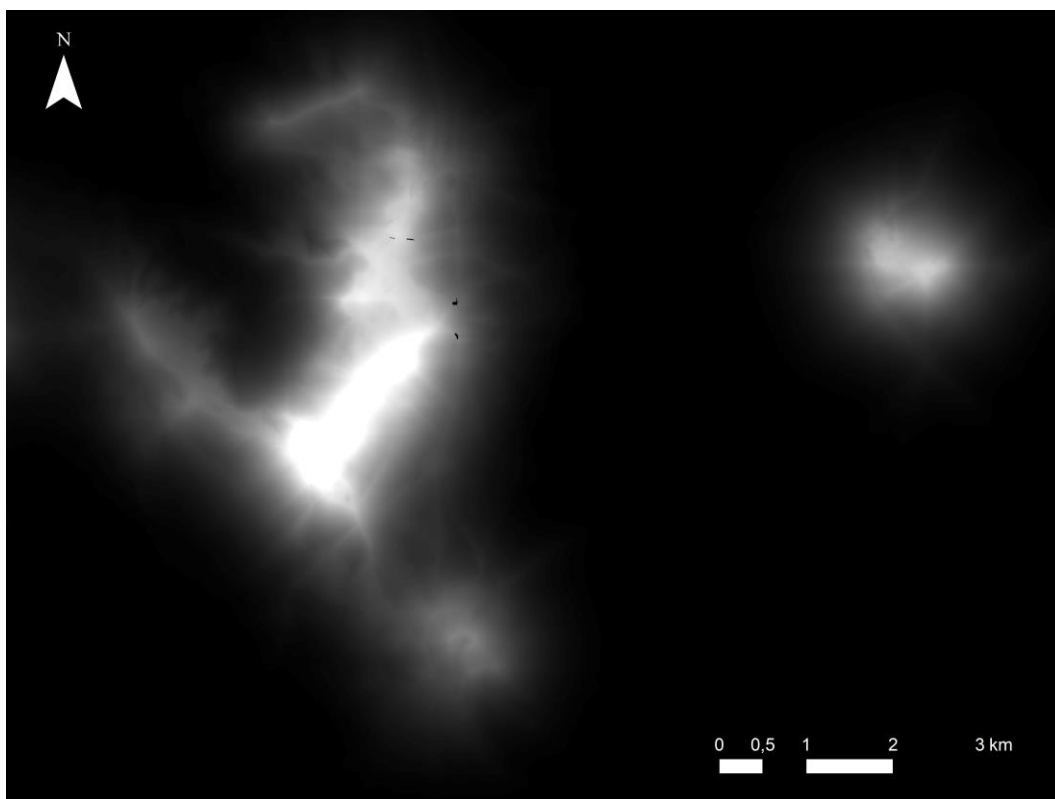


Příloha 6: Lokality severně od obce Plumlov. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.

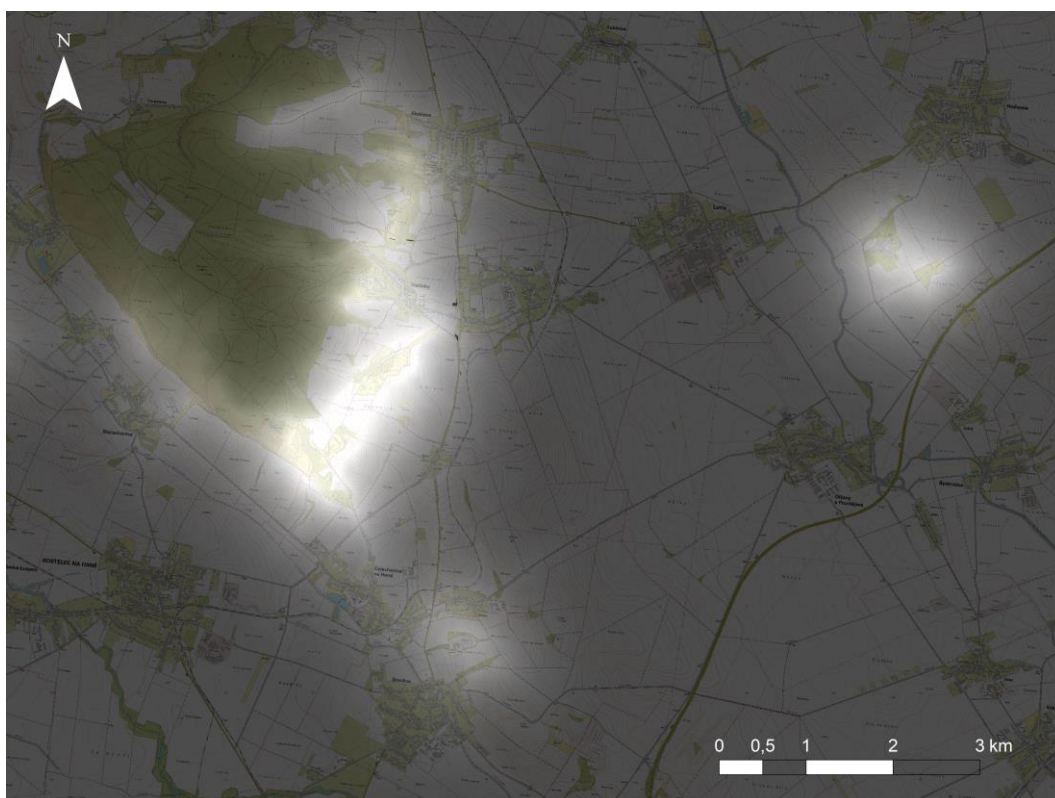


Příloha 7: Lokality severozápadně od obce Plumlov. Červeně jsou ohraničeny plošky suchých trávníků dle mapového podkladu KVES. Zdroj mapy: ČÚZK.

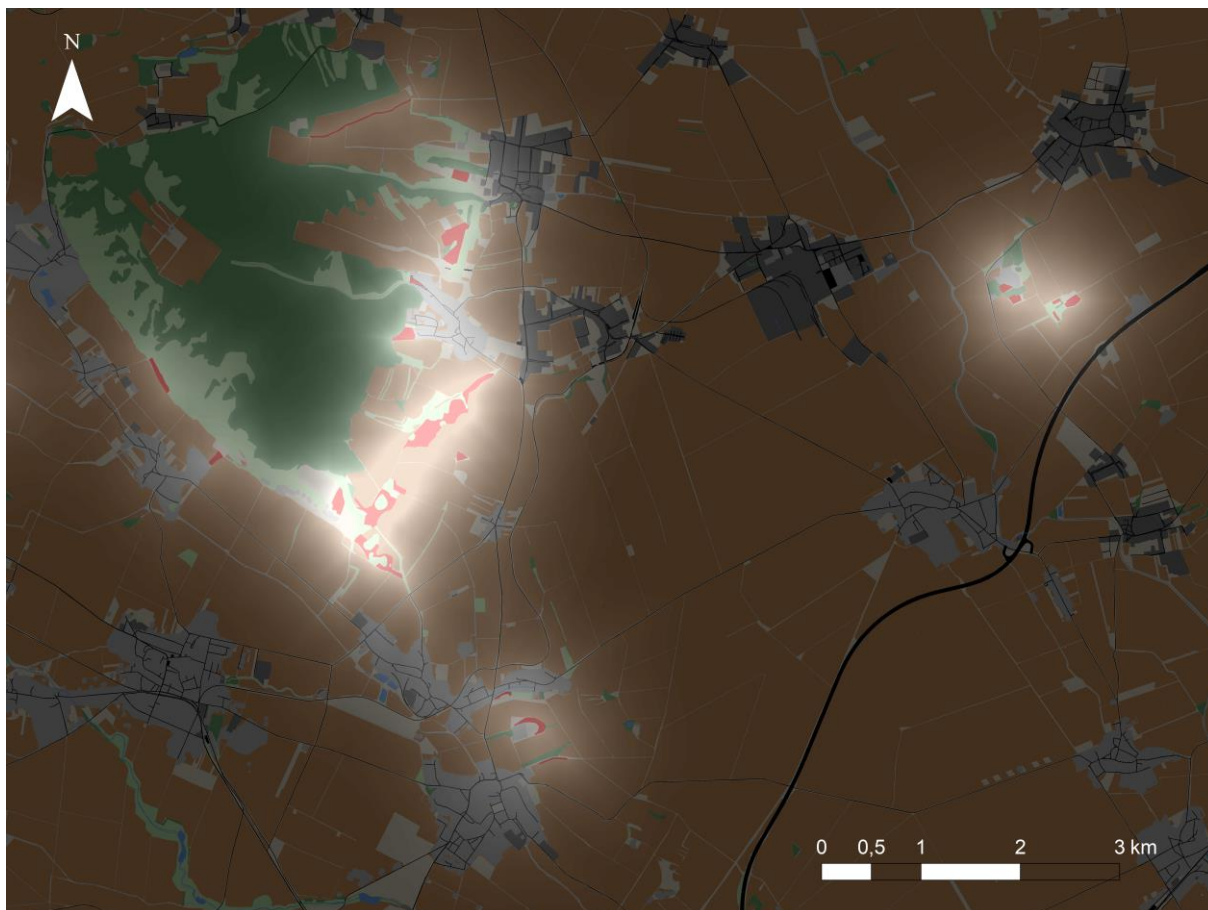




Příloha 8: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti. Soubor lokalit Malý Kosíř, Vápenice, Státní lom, Růžičkův lom, Kosířské vinohrady a Na skále.

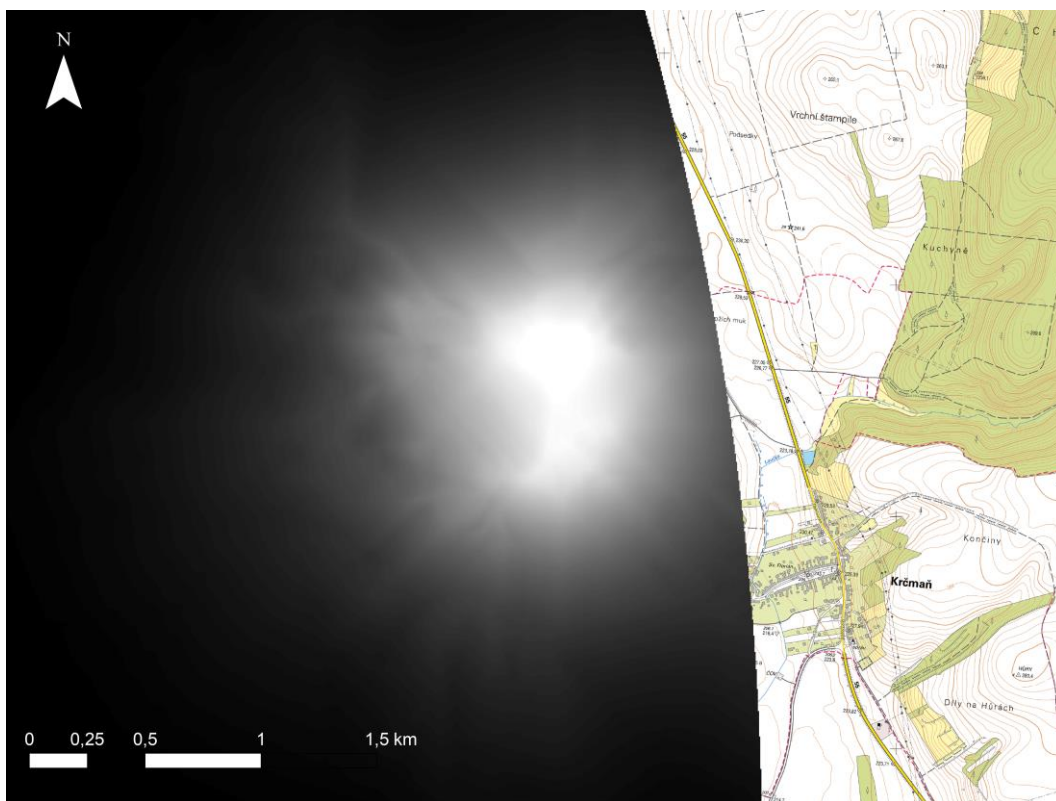


Příloha 9: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Malý Kosíř, Vápenice, Státní lom, Růžičkův lom, Kosířské vinohrady a Na skále.

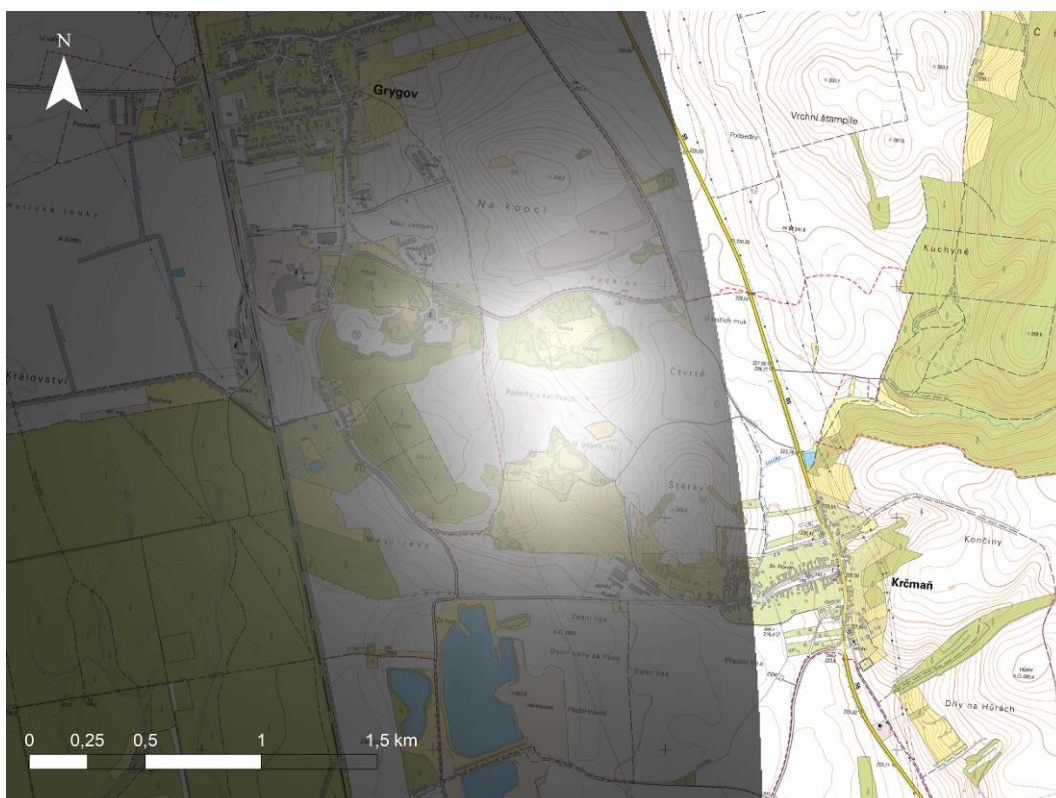


- Orná půda a chmelnice
- Hospodářské lesy jehličnaté a smíšené
- Louky
- Nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky
- Listnaté lesy a křoviny
- Dopravní síť
- Souvislá zástavba a dopravní síť
- Vodní biotopy
- Suché trávníky
- Skály a umělé lomy

Příloha 10: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Malý Kosíř, Vápenice, Státní lom, Růžičkův lom, Kosířské vinohrady a Na skále s příloženou legendou (pro lepší přehlednost jsou na mapě kategorie „vodní toky nepřirodní“ a „vodní toky přírodní“ sloučeny do kategorie „vodní biotopy“).



Příloha 11: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti. Soubor lokalit Cigánské zmolý, U Strejčkova lomu a U bílých hlin.

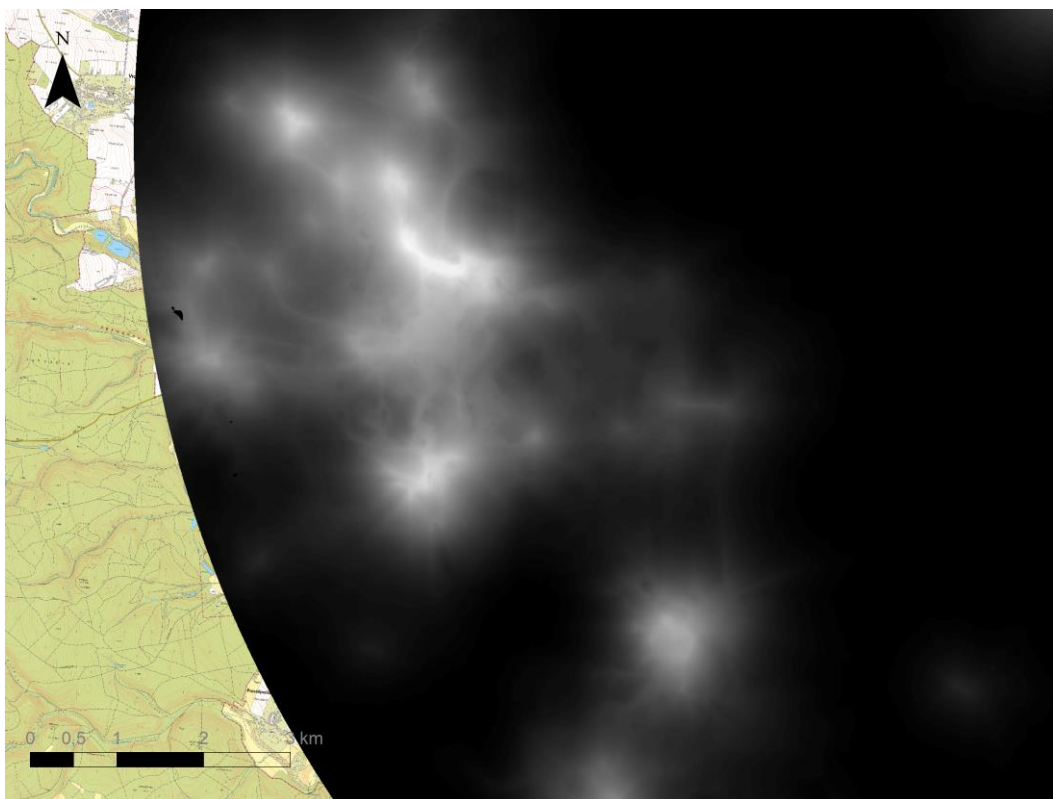


Příloha 12: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Cigánské zmolý, U Strejčkova lomu a U bílých hlin.

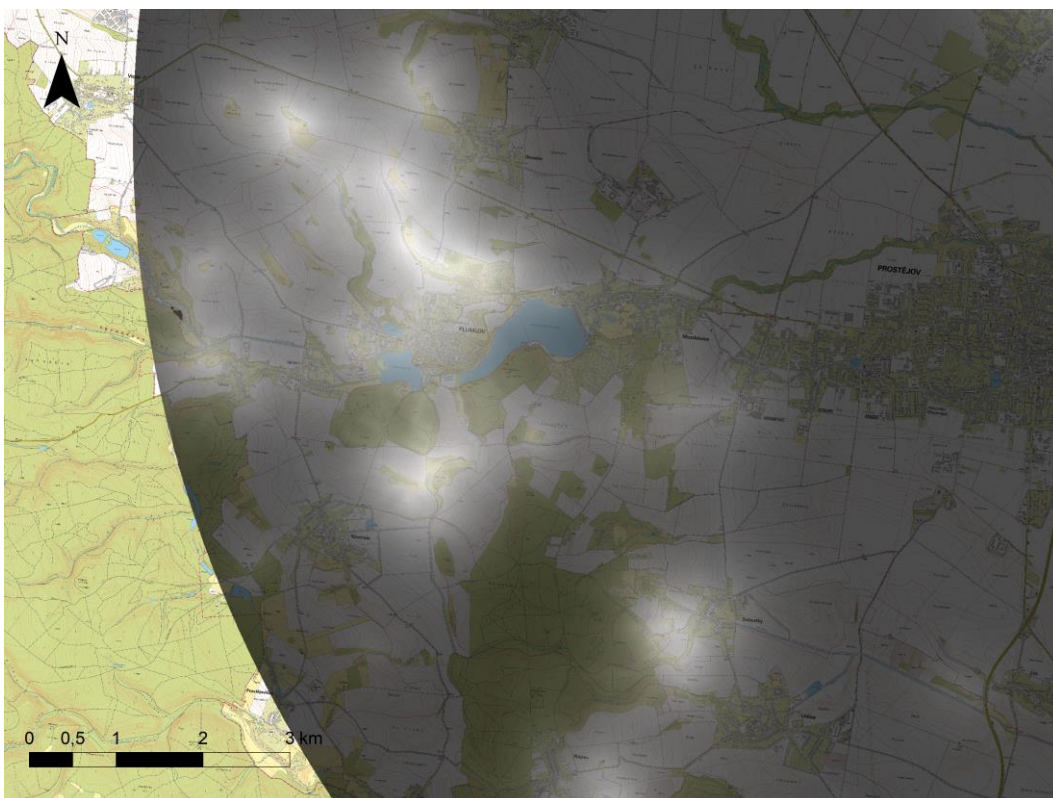


- Orná půda a chmelnice
- Hospodářské lesy jehličnaté a smíšené
- Louky
- Nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky
- Listnaté lesy a křoviny
- Dopravní síť
- Souvislá zástavba a dopravní síť
- Vodní biotopy
- Suché trávníky
- Skály a umělé lomy

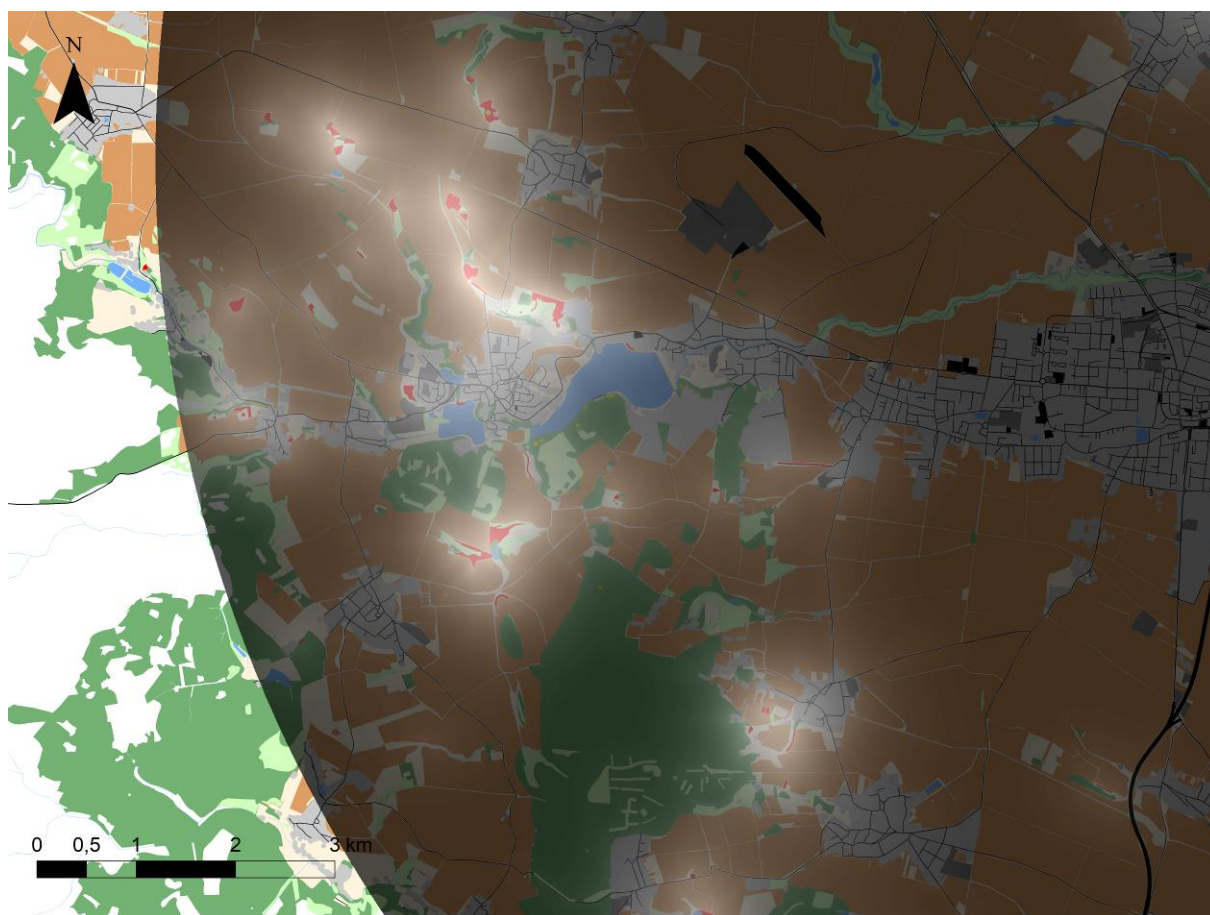
Příloha 13: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Cigánské zmoly, U Strejčkova lomu a U bílých hlin s přiloženou legendou (pro lepší přehlednost jsou na mapě kategorie „vodní toky nepřirodní“ a „vodní toky přírodní“ sloučeny do kategorie „vodní biotopy“).



Příloha 14: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti. Soubor lokalit Čubernice, U Jasénků, U bílých studýnek, Brániska, Za Hrnčířkou (východ i západ), Pavlečkova skála, Kozí horka a Hamerská stráň.



Příloha 15: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Čubernice, U Jasénků, U bílých studýnek, Brániska, Za Hrnčířkou (východ i západ), Pavlečkova skála, Kozí horka a Hamerská stráň.



- Orná půda a chmelnice
- Hospodářské lesy jehličnaté a smíšené
- Louky
- Nesouvislá zástavba, sady, zahrady, skládky
- Listnaté lesy a křoviny
- Dopravní síť
- Souvislá zástavba a dopravní síť
- Vodní biotopy
- Suché trávníky
- Skály a umělé lomy

Příloha 16: Grafická vizualizace modelu rastrové konektivity s využitím *least-cost* vzdálenosti s podkladovou mapou (základní mapa, ČÚZK) při průhlednosti 30 %. Soubor lokalit Cigánské zmoly, U Strejčkova lomu a U bílých hlin s přiloženou legendou (pro lepší přehlednost jsou na mapě kategorie „vodní toky nepřirodní“ a „vodní toky přírodní“ sloučeny do kategorie „vodní biotopy“).