

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA PROSTOROVÝCH VĚD

**KONCEPT SPEKTRÁLNÍ NIKY NA PŘÍKLADU SAVCŮ**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: prof. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Diplomant: Bc. Richard Bittman

2023

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Richard Bittman

Prostorové vědy v životním prostředí

Název práce

**Koncept spektrální niky na příkladu savců**

Název anglicky

**The spectral niche concept on the example of mammals**

### Cíle práce

Ekologickou niku lze popsat jako mnohorozměrný prostor podmínek, které umožňují životaschopnou existenci populace určitého druhu. V případě suchozemských obratlovců část těchto podmínek tvoří krajinný pokryv. Dle aktuálních výzkumů by mělo být možné nároky druhu vzhledem ke krajinnému pokryvu popsat spektrálními charakteristikami odvozenými ze satelitních dat dálkového průzkumu Země (DPZ), aniž by je bylo nutné klasifikovat do člověkem vnímaných kategorií. Tedy by mělo být možné definovat "spektrální niku" druhu. Zároveň ale pojem "spektrální nika" není zatím ve vědecké literatuře zakotven.

Práce je tak zadána jako první vědecký experiment na toto téma. Úkolem autora je podniknout první pokus o popsání spektrální niky živočišných druhů, a to na příkladu savců ČR. Rámcovým cílem je vyvinout analýzy a názorné způsoby vizualizace pro popis spektrální niky savců v ČR, které by mohly být využitelné i pro další skupiny suchozemských obratlovců. Mimo to autor vyhodnotí, do jaké míry lze stálost versus změny spektrálních charakteristik výskytu druhů použít jako indikátor nerovnoměrnosti mapovacího úsilí (sampling bias) v náleзовých databázích, zejména v Nálezové databázi ochrany přírody NDOP. Konkrétní formulace cílů práce je úkolem diplomanta.

### Metodika

Autor se s problematikou blíže seznámí při rešerši vědecké literatury. Tuto svou rešerši zaměří (ve vhodném pořadí) zejména na (i) ekologickou niku a konzervatismus niky, (ii) nálezové databáze a sampling bias, který je provází, (iii) principy a úskalí modelování distribuce druhů a (iv) využití satelitních dat v ekologii, zejména v modelování distribuce druhů.

V praktické části autor provede (i) explorativní analýzu záznamů o savcích v NDOP, (ii) získá spektrální charakteristiky výskytu druhů z dat Landsat za jednotlivé roky od cca roku 1990, (iii) navrhne vhodné způsoby vyhodnocení a vizualizace stavu a změn spektrálních charakteristik (tedy spektrální niky) a (iv) kriticky posoudí své řešení, popíše případné problémy v koncepci výzkumu a navrhne případné další kroky.

K řešení autor použije dle svého uvážení prostředí R a Google Earth Engine, popř. další.

## Doporučený rozsah práce

40 – 60 stran

## Klíčová slova

formulace klíčových slov je úkolem autora

---

## Doporučené zdroje informací

- Gabor, L., Moudry, V., Bartak, V., & Lecours, V. (2020). How do species and data characteristics affect species distribution models and when to use environmental filtering? *International Journal of Geographical Information Science*, 34, 1567-1584
- Moudry, V., & Šimová, P. (2012). Influence of positional accuracy, sample size and scale on modelling species distributions: a review. *International Journal of Geographical Information Science*, 26, 2083-2095
- Rocchini, D., D. S. Boyd, J. B. Féret, G. M. Foody, K. S. He, A. Lausch, H. Nagendra, M. Wegmann, and N. Pettorelli. 2016, February 1. Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Environment* 2(1): 25-36.
- Rocchini, D., Salvatori, N., Beierkuhnlein, C., Chiarucci, A., de Boissieu, F., Förster, M., ... Féret, J. B. (2021). From local spectral species to global spectral communities: A benchmark for ecosystem diversity estimate by remote sensing. *Ecological Informatics*, 61, 101195.
- Vogelmann, J. E., A. L. Gallant, H. Shi, and Z. Zhu. 2016. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment* 185:258–270.
- Young, N. E., R. S. Anderson, S. M. Chignell, A. G. Vorster, R. Lawrence, and P. H. Evangelista. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98:920–932.
- 

## Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

## Vedoucí práce

doc. Ing. Petra Šimová, Ph.D.

## Garantující pracoviště

Katedra prostorových věd

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2023

**doc. Ing. Petra Šimová, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2023

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 30. 03. 2023

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Koncept spektrální niky na příkladu savců vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze 30. 3. 2023

.....



## Poděkování

Děkuji paní profesorce Ing. Petře Šimové, Ph.D. za její pomoc a cenné rady při vedení práce. Dále bych také poděkoval své přítelkyni za trpělivost a podporu. Moc si toho vážím.

V Praze 30. 3. 2023

Richard Bittman

## Abstrakt

Ekologická nika představuje soubor podmínek, ve kterých druh dokáže úspěšně přežít a reprodukovat se. Jednou z možných podmínek druhu je i krajinný pokryv, který se dá podle současných výzkumů popsat pomocí neklasifikovaných družicových dat. To vede k možnosti definovat „spektrální niku“ druhu, jejímž popsáním se zabývá tato diplomová práce jako prvním experimentem na toto téma.

Spektrální nika je v rámci diplomové práce popsána pomocí záznamů o výskytu druhu z Nálezové databáze ochrany přírody NDOP a pomocí dat spektrálních odrazivostí z družic Landsat z online platformy Google Earth Engine.

Práce v literární rešerši shrnuje teoretické základy ekologické niky a jejího konzervatismu, nálezové databáze a problematiku nerovnoměrného mapovacího úsilí (sampling bias) v modelování distribuce druhů a využitím družicových dat v ekologii. Dále se rešerše věnuje družicím Landsat, jejich sensorům a možným rozdílům.

Práce v praktické části na příkladu savců v České republice vizualizovala a interpretovala vývoj „spektrální niky“ druhu v čase a jejího možného využití pro kvantifikaci sampling bias. Dále práce naznačila vliv různých polohových přesností dat NDOP při tvorbě „spektrální niky“. Praktická část se také zabývala možnou změnou prostředí v čase a kvalitou dat mediánových kompozitů a Landsat sensorů TM a ETM+, přičemž naznačila jejich možnou nespolehlivost.

Koncept „spektrální niky“ v principu použitelný je, jedná se však o nově se vyvíjející metodu a proto je potřeba provést další kroky k jejímu rozvoji.

**Klíčová slova:** spektrální nika, rozšíření druhů, NDOP, Google Earth Engine

## Abstract

An ecological niche represents a set of conditions in which a species can successfully survive and reproduce. One of the possible conditions for a species is land cover, which can be described using unclassified satellite data according to current research. This leads to the possibility of defining a species' "spectral niche," which this thesis explores as the first experiment on this topic.

The spectral niche is described within the thesis using occurrence records from the Nature Conservation Discovery Database (NDOP) and spectral reflectance data from Landsat satellites using the Google Earth Engine online platform. The literature review summarizes the theoretical foundations of the ecological niche and its conservatism, the discovery database, and the issues of uneven mapping effort (sampling bias) in species distribution modeling and the use of satellite data in ecology. It also discusses Landsat satellites, their sensors, and potential differences.

The practical part of the thesis, using the example of mammals in the Czech Republic, visualized and interpreted the development of a species' "spectral niche" over time and its possible use for quantifying sampling bias. Furthermore, the thesis suggested the influence of different positional accuracies of NDOP data in creating a spectral niche. The practical part also dealt with the possible change of environment over time and the quality of data from median composites and Landsat sensors TM and ETM+, indicating their potential unreliability.

The concept of a "spectral niche" is fundamentally applicable, but it is a newly developing method, and therefore further steps are needed for its development.

Keywords: spectral niche, species distribution, NDOP, Google Earth Engine

# Obsah

1. Úvod .....	8
2. Cíle práce.....	10
3. Literární rešerše.....	11
3.1 Ekologická nika.....	11
3.2 Konzervatismus ekologické niky .....	12
3.3 Nálezové databáze.....	13
3.4 Modelování distribuce druhů .....	15
3.5 Sampling bias .....	16
3.6 Využití družicového dálkového průzkumu Země v ekologii .....	17
3.7 Landsat .....	18
3.7.1 Předzpracování družicových dat .....	19
3.7.2 Senzory družic Landsat a jejich rozdíly .....	20
3.7.3 Landsat Collection 2.....	21
4. Metodika.....	23
4.1 Použitá data a jejich zpracování .....	23
4.1.1 Nálezová data .....	23
4.1.2 Družicová data.....	24
4.2 Spektrální charakteristiky výskytu druhu.....	25
4.3 Informační karty druhů.....	26
4.3.1 Radarový graf.....	27
4.3.2 Matice překryvů polygonů v radarovém grafu.....	28
4.4 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky .....	30
4.5 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem .....	32
4.6 Korelační vztah senzorů TM a ETM+.....	32
5. Výsledky.....	33

5.1 Explorativní analýza nálezových záznamů .....	33
5.2 Informační karty druhů.....	35
5.3 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky .....	38
5.4 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem .....	40
5.5 Korelační vztah senzorů TM a ETM+.....	42
6. Diskuze.....	44
6.1 Informační karty druhů.....	44
6.2 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky .....	45
6.3 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem .....	46
6.4 Korelační vztah senzorů TM a ETM+.....	47
6.6 Alternativní přístupy tvorby spektrální niky .....	48
7. Závěr a přínos práce .....	49
8. Zdroje .....	50
Přílohy .....	63
Obrázky: .....	63
Tabulky: .....	64
Seznam příloh:.....	69

# 1. Úvod

Na naší planetě dochází k alarmující ztrátě biodiverzity, především v důsledku změny krajinného využití, nadměrného využívání zdrojů, různých forem znečištění, invazivních druhů a klimatických změn, které mohou vést k vyhynutí druhů (Jetz et al. 2007; IPCC 2014; 2021). Změny v krajinném využití mohou zvyšovat zranitelnost druhů a jejich populací v důsledku ztráty a fragmentace jejich habitatu. Tyto změny mohou narušovat funkci a stabilitu ekosystému (Shirley et al. 2013). Znalost rozšíření druhů umožňuje navrhnout efektivní opatření pro ochranu a management ohrožených druhů a přispívá k udržitelnosti ekosystémů a prevenci další ztráty biodiverzity.

Často opatření pro ochranu biodiverzity vycházejí z výsledků modelování distribuce druhů, které kombinují záznamy o výskytu živočichů a podmínkách prostředí, ve kterém se dané druhy vyskytují. Tyto podmínky jsou součástí ekologické niky, mnohorozměrného prostoru podmínek, který umožňuje životaschopnou existenci populace určitého druhu. Běžně se mezi podmínky prostředí řadí data získaná z dálkového průzkumu Země (DPZ), např. nadmořská výška, sklon terénu či různé typy krajinného pokryvu. V případě suchozemských obratlovců část podmínek ekologické niky tvoří právě krajinný pokryv.

Současné výzkumy naznačují, že typy krajinného pokryvu by měly být popsitelné pomocí spektrálních charakteristik odvozených z dat DPZ bez nutnosti dalšího klasifikování do člověkem vnímaných kategorií (Tran et al. 2021). Potenciál využití surových (neklasifikovaných) spektrálních odrazivostí pro rozlišení různých typů krajinného povrchu vede k hypotéze o existenci tzv. „spektrální niky“ druhu slouženo z pásem spektrálních odrazivostí, např. v kombinaci modrého (BLUE), zeleného (GREEN), červeného (RED), blízkého infračerveného (NIR) a krátkovlnného infračerveného záření (SWIR1, SWIR2). Jinými slovy, spektrální nika může být založena na preferenci druhu určitých spektrálních charakteristik prostředí ve kterém druh žije.

Hlavní předpoklad, který tato hypotéza spektrální niky zahrnuje je konzervatismus ekologické niky. Konzervatismus niky vysvětluje tendenci druhu zachovávat si v průběhu času a prostoru stejné ekologické nároky na prostředí, ve kterém žije. S vědomím tohoto předpokladu by mělo být možné následně vytvořit spektrální niku druhu a analyzovat její vývoj v čase. Pokud by se spektrální nika v čase

příliš neměnila, může to značit vyšší kvalitu nálezových dat, ze kterých byla nika vytvořena. Naopak, při vyšší variabilitě by spektrální nika mohla přispět k identifikaci nerovnoměrného mapovacího úsilí (sampling bias) v nálezových záznamech a podpořit vylepšení modelování distribuce druhů, u kterých je odstranění sampling bias jednou z největších výzev.

Výše uvedené pojmy a témata jsou podrobněji vysvětleny a objasněny v literární rešerši. První kapitola literární rešerše se věnuje pojmu ekologické niky a jeho důležitosti v ekologii. Následující kapitoly se pak zaměřují na teorii konzervatismu niky, nálezové databáze, modelování distribuce druhů a problematiku sampling biasu. Dále je popsáno využití družicového dálkového průzkumu Země v ekologii a družicový program Landsat, včetně jeho senzorů a zpracování družicových dat.

Praktická část práce zahrnuje zpracování dat pro získání spektrální charakteristiky zkoumaných druhů, explorativní analýzu nálezových dat, vytvoření informačních karet jednotlivých druhů a kvantifikaci vlivu polohových přesností spolu s využitím různých prostorových rozlišení na výsledky analýz. Součástí praktické části bylo také zjištění meziroční variability prostředí a porovnání spektrálních odrazivostí mezi dvěma různými družicovými snímači pro ověření spolehlivosti dat.

## 2. Cíle práce

Hlavním cílem diplomové práce bylo posoudit a vizualizovat změny spektrální variability druhového habitatu (spektrální niky) na příkladu savců v průběhu času v letech 1987 až 2022. Popsání variability habitatu bylo dosaženo kombinací multispektrálních snímků družic Landsat dostupných z platformy Google Earth Engine a záznamy o výskytu druhů z Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP).

Dílčí cíle pro byly definovány takto:

- 1) Získat spektrálních charakteristik nálezových záznamů
- 2) Provést explorativní analýzy nálezových záznamů a družicových snímků
- 3) Vyhodnotit vliv polohových přesností nálezových záznamů na vývoj spektrální niky v čase



### 3. Literární rešerše

#### 3.1 Ekologická nika

Existují různé definice týkající se ekologických nik, jako např. Grinnellova nika (Grinnell 1917) nebo Eltonova nika (Elton 1927). George E. Hutchinson navázal na tyto hypotézy a spojil je do jednoho konceptu. Hutchinson rozčlenil ekologickou niku na fundamentální a realizovanou, které se od sebe mohou významně lišit (Jiménez-Valverde et al. 2008). Fundamentální nika zahrnuje veškeré podmínky, v nichž by byl druh schopen přežít, zatímco realizovaná nika odráží skutečné biotické a abiotické podmínky, ve kterých druh žije a dokáže si udržet stabilní populační velikost (Hutchinson 1957).

Biotické podmínky zahrnují zdroje a interakce mezi druhy, jako jsou predace, kompetice, parazitismus či mutualismus. Abiotické podmínky obsahují podmínky prostředí, jako je teplota, srážky, množství dopadajícího světla či půdní pH (Hutchinson 1957). Společně tyto podmínky hrají důležitou roli v rozšíření a rozložení druhů v přírodě. Dalším důležitým hybatelem ovlivňujícím rozšíření druhů jsou také disperzní limitace, tj. schopnost druhu se pohybovat a překonávat překážky (Pulliam 2000; Soberón 2007; Lavergne et al. 2010). Důležité je i historické rozšíření druhu (Soberón a Peterson 2005), menší vliv pak mají disturbance (Soberón 2007).

Hutchinsonovo pojetí ekologické niky lze chápat též jako multidimenzionální prostor s  $n$  počtem nezávislých os, které společně vytvářejí geometrický útvar. Tyto osy reprezentují požadavky daného druhu na prostředí, v němž žije a interaguje s ostatními živočichy. Hranice tohoto geometrického útvaru pak definují podmínky, které umožňují druhu přežít a reprodukovat se. Rocchini et al. (2021) uvádějí, že spektrální odrazivosti jednotlivých pásem mohou vykazovat vysokou podobnost s tímto multidimenzionálním prostorem. Tato diplomová práce se zaměřuje na vytvoření konceptu spektrální niky založeného na tomto předpokladu.

## 3.2 Konzervatismus ekologické niky

Diplomová práce je založena na konzervatismu ekologické niky. O konzervatismu niky hovoříme v případě, kdy si druh udržuje stálou ekologickou niku napříč časem a prostředím. To znamená, že druh si udržuje podobné ekologické nároky a chování, i když se prostředí kolem něj mění. Tento jev může zahrnovat menší změny v ekologické nise v závislosti na specifických podmínkách daného druhu, např. specialisté mají vyšší míru konzervatismu v porovnání s generalisty, kteří se dokážou přizpůsobit různým podmínkám díky širšímu spektru potravy a schopnosti přežít v různých typech prostředí. Celkově si však druhy zachovávají stejné ekologické požadavky v krátkých a středně dlouhých časových obdobích (od života jedince po desítky až stovky tisíc let) a také v případě procesů jako je invaze či speciace. (Wiens a Graham 2005; Holt a Barfield 2008; Pearman et al. 2008; Peterson 2011; Polechová a Storch 2019).

Existuje několik faktorů, které přispívají ke konzervatismu niky či k jejímu rychlému vývoji. Mezi tyto faktory patří přirozený výběr, genový tok, pleiotropie a nedostatek variability (Wiens a Graham 2005). Znalost těchto faktorů je důležitá pro řešení široké škály základních i aplikovaných ekologických a evolučních problémů. Patří sem např. porozumění faktorům ovlivňujícím rozšíření druhů či předvídání reakcí druhů na blížící se hrozby globální změny klimatu (Wiens a Graham 2005; Holt a Barfield 2008).

Konzervatismus niky je proto zásadním jevem, který činí klimatickou změnu nebezpečím pro světovou faunu a flóru. Pokud by se druhy dokázaly snadno přizpůsobit změnám klimatických podmínek a vlivům jako je např. lesní kácení či výstavba překážek v krajině, dopady těchto změn na světovou faunu a flóru by byly výrazným způsobem sníženy. Vlivem těchto změn a vzhledem k existenci konzervatismu niky jsou druhy nuceny měnit své geografické rozšíření, z globálního hlediska posunem směrem k pólům a sestupem v nadmořské výšce. Druhy, které se změně přizpůsobit nedokážou a nemohou tedy změnit svá geografická rozšíření, např. v důsledku rozsáhlé ztráty habitatu, geografickým bariérám či jiným omezením), mohou být vystaveny riziku vyhynutí (Wiens a Graham 2005).

Změna geografického rozšíření druhů není jedinou strategií přizpůsobení se klimatickým změnám a přímým vlivům člověka. Druh se může přizpůsobit těmto

podmínkám také pomocí evolučního vývoje, ačkoliv vzhledem k rychlosti klimatických změn se zdá nepravděpodobné, že evoluční přizpůsobení samo o sobě bude dostatečné k zajištění přežití druhu (IPCC 2021).

Jedna z hlavních výzev týkající se konzervatismu niky je zjistit počet proměnných, které definují ekologickou niku druhu. Pokud bude nika charakterizována příliš jednoduše, např. pouze podle roční průměrné teploty, bude se zdát nika v průběhu času velmi stabilní. Na druhou stranu, velké množství dimenzí může mít malou nebo dokonce žádnou vypovídající hodnotu z hlediska rozšíření druhu a každý jedinec by mohl být z tohoto hlediska charakterizován unikátně. Správný počet dimenzí je však neznámý a zjistit ho lze pouze nepřímo. Jednou z možností je vyřazení silně korelovaných dimenzí z další analýzy. Tímto způsobem lze získat vyvážený model, který poskytuje dostatečné informace o rozšíření druhu, aniž by byl příliš komplikovaný nebo ztrácel vypovídající hodnotu (Broennimann et al. 2007; Peterson 2011).

Konzervatismus niky byl v poslední době významně zpochybněn, a to nejen z důvodu neznámého počtu dimenzí niky. Důvodem mohou být rychlé posuny niky během diversifikace druhů (Evans et al. 2009) a také na základě klimatických změn (Losos 2008; Lavergne et al. 2010; Araújo et al. 2013). Tyto posuny se však týkají dlouhodobějšího horizontu v řádu vysokých desítek let (Orr a Smith 1998; Peterson 2011). Z tohoto pohledu je koncept konzervatismu niky v použití v této diplomové práci stále relevantní.

### 3.3 Nálezové databáze

Nálezová databáze ochrany přírody (NDOP) je spravována Agenturou ochrany přírody a krajiny (AOPK) a je součástí Informačního Systému Ochrany Přírody (ISOP). Nálezová databáze zahrnuje více než 31 milionů záznamů o výskytu různých živočichů, rostlin a hub v České republice. Do databáze přispívají nejen profesionální vědci prostřednictvím inventarizačních průzkumů, ale také dobrovolníci z řad veřejnosti, díky jejich příležitostně zaznamenávaným pozorováním. Kromě těchto zdrojů obsahuje NDOP také data z různých herbářů, atlasů a muzejních sbírek. Mezi další nálezové databáze, které poskytují data o biodiverzitě je i jedna z největších databází tohoto typu na světě, Global Biodiversity Information Facility (GBIF), obsahující přes 2 miliardy nálezových záznamů z celého světa.

Nálezové databáze umožňují vědcům a ochráncům přírody lépe porozumět a chránit biodiverzitu. Klíčovou výhodou těchto databází je kombinace záznamů vědců a přispěvatelů z řad veřejnosti, která vede k efektivnímu využití času a prostředků. Nálezové databáze též poskytují data ve standardizovaných formátech, což usnadňuje další výzkum a analýzu bez potřeby rozsáhlého předzpracování dat. Navíc tyto databáze obsahují atributy poskytující informace, které mohou být zásadní pro porozumění historickým a geografickým souvislostem.

Záznamy NDOP obsahují mnoho atributů, jako např. ID nálezu, souřadnice X a Y, název druhu, jméno autora a datum pořízení záznamu, důležitým údajem je také hodnota polohové přesnosti. Ta hodnota udává poloměr v metrech, v jehož rámci by se daný druh měl nacházet. Pokud je hodnota polohové přesnosti nízká, znamená to vysokou přesnost lokalizace, zatímco vysoká hodnota může signalizovat velmi nepřesné určení polohy, které může dosahovat až několika desítek tisíc metrů. I při použití současných moderních technologií pro určení polohy může dojít k nepřesnému určení polohy. Například při použití signálu GPS mohou vlivem terénu nebo přítomností budov vzniknout odchylky v určení polohy. V případě živočichů také pozorovatel často zaznamená spíše svou polohu než polohu pozorovaného druhu. Hodnota polohové přesnosti 0 m může reprezentovat nejpřesnější polohu, na druhou stranu může také značit chybu v určení polohy nebo nevyplněnou přesnost. Bohužel, není možné určit poměr mezi těmito možnostmi, což tuto hodnotu činí problematickou.

Určení správné polohy je jedním z hlavních faktorů ovlivňujících kvalitu dat v nálezových databázích. Dalšími limitacemi mohou být např. nesprávná taxonomická identifikace nebo nerovnoměrné mapovací úsilí. Tyto limity mohou mít významný dopad při používání nálezových databází pro modelování distribuce druhů či jiné výzkumné účely (Maldonado et al. 2015; Rocchini et al. 2021).

### 3.4 Modelování distribuce druhů

Jednou z klíčových výzev v konzervační ekologii, biogeografii a ochraně biodiverzity je pochopit rozšíření druhů v přírodě. Znalost rozšíření druhů je zásadní pro navrhování účinných opatření na ochranu biodiverzity. Tato problematika dlouhodobě nabývá na významu v souvislosti se změnami klimatu, které způsobují změny v druhovém složení a rostoucí fragmentací habitatů, která souvisí s rizikem vyhynutí druhu (Purvis et al. 2000; Opdam a Wascher 2004; IPCC 2014).

Jednou z možností jak porozumět vztahu mezi výskytem druhů a podmínkami prostředí je modelování distribuce druhů, známé také jako modely vhodnosti habitatu. Tyto modely analyzují statistické souvislosti mezi výskytem druhů a různými proměnnými prostředí. Cílem je stanovit pravděpodobnost výskytu daného druhu na různých místech a zaplnit mezeru v regionech, kde nejsou dostupná data o pozorování (Elith a Burgman 2002). Dále je možné vytvořit mapu jeho geografického rozšíření, stanovit pravděpodobnost rozšíření v budoucnosti a/nebo určit vhodnost specifických environmentálních podmínek pro daný druh, v závislosti na zvolené metodě (Sinclair et al. 2010). Výsledky těchto modelů jsou využívány mimo rámec výzkumu i pro praktickou ochranu druhů, např. v podobě zakládání přírodních rezervací (Thorn et al. 2009).

V modelování distribuce druhů jsou mnohdy využívány, jako závislé proměnné, záznamy z nálezových databází obsahující pouze data o přítomnosti druhů, tzv. presence-only data. Jednou z takových databází, která obsahuje pouze tyto záznamy, je i Nálezořá databáze ochrany přírody (NDOP). Klíčovou problematikou při práci s těmito presence-only daty je nedostatek informací o intenzitě zaznamenávání v prostoru. Pro účely modelování distribuce druhů je výhodnější pracovat s daty, která zahrnují jak informace o přítomnosti, tak i nepřítomnosti druhu, tzv. presence-absence data. Avšak tyto záznamy jsou zřídka dostupné a jejich proces získávání je náročnější (Jiménez-Valverde et al. 2008; Fithian et al. 2015). Při práci pouze se záznamy o přítomnosti druhu lze totiž stanovit pouze pravděpodobnost zaznamenání druhu, nikoliv jeho pravděpodobnost výskytu. V případě, že by záznamy nebyly zatíženy sampling biasem, tyto dvě pravděpodobnosti by spolu mohly být úzce spjaty (Ade a Hestir 2017).

Nejčastěji používanou metodou pro modelování dat založených pouze na přítomnosti druhu je Maxent, další jsou Boosted Regression Tree (BRT) či generalizované lineární modely (GLM). Kvalitu modelu významně ovlivňuje zvolená modelovací metoda a kvalita vstupních dat (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006). Při vytváření modelů distribuce druhů z nálezových databází je častým omezením nerovnoměrné mapovací úsilí obsažené v těchto datech (Guillera-Aroita et al. 2015; Isaac a Pocock 2015), což představuje jedno z nejvýznamnějších omezení v oblasti modelování distribuce druhů (He et al. 2015). Kvalita modelu je též ovlivňována počtem využitých záznamů pro modelování, geografickou přesností záznamů a prevalencí záznamů v prostoru (Moudrý a Šimová 2012; Gábor et al. 2020).

### 3.5 Sampling bias

Nerovnoměrné mapovací úsilí neboli sampling bias v nálezových záznamech nastává, kdy dochází k nestejně intenzitě zaznamenávání během jednoho pozorování či v průběhu času, nestejně plochou na které bylo prováděno zaznamenávání a také rozdílnou druhovou detektabilitou (Isaac et al. 2014; Goodwin et al. 2017; Robinson et al. 2018). V některých oblastech může být také zaznamenávání druhů prováděno častěji díky větší dostupnosti, např. v místech, kde žijí lidé, kde tráví volný čas a také v oblastech s vysokou silniční sítí a nebo v místech s vysokou biodiverzitou (Prendergast et al. 1993; Luck 2007).

Dalším příkladem sampling bias je situace, kdy je druh systematicky monitorován pouze ve středu svého areálu rozšíření, nebo jen v určité části, ale ne v jiných oblastech, např. v jiné zemi nebo skupině zemí (Fourcade et al. 2014). Tyto skutečnosti mají za následek nadměrné mapovací úsilí v daných místech a vedou k nevyváženosti dat. To následně může vést k velmi silným nepřesnostem při modelování distribuce druhů a nesprávným predikcím založených na těchto datech (Leitão et al. 2011; Bystriakova et al. 2012).

Vzhledem k přítomnosti zkreslení sampling bias v datech je důležité provést korekci dat, která vliv zkreslení minimalizuje. Neexistuje však univerzální řešení, které by mohlo být aplikovatelné pro veškeré druhy. Pro správný výběr korekční metody je nejprve nutné zhodnotit typ a intenzitu zkreslení a následně vybrat

nejvhodnější metodu korekce. Je tedy důležité být obeznámen s různými typy zkreslení a s tím, jak se mohou projevovat u jednotlivých druhů (Fourcade et al. 2014).

Bohužel rozsah sampling biasu je téměř vždy neznámý a může být obtížné jej přesně vyhodnotit. V některých případech lze zkreslení odhadnout porovnáním geografického rozšíření dostupných nálezových dat. Lepší představu o potenciálním zkreslení a tím pomoci vybrat vhodnou korekční metodu, může poskytnout stanovení pravděpodobnosti zaznamenání druhu napříč zájmovou oblastí (Fourcade et al. 2014).

K minimalizaci sampling biasu v druhových distribučních modelech se v současnosti využívají korekční metody jako prostorové filtrování (Gutierrez-Velez a Wiese 2020), background point selection (Elith et al. 2006; Botella et al. 2020), background weight correction (Inman et al. 2021), přiřazování vah záznamům o přítomnosti druhu (weighting presence records) (Zhang et al. 2020) a statistické modely jako je např. nehomogenní Poissonův proces (IPP) (Phillips et al. 2009; Fithian et al. 2015). Lepší představu o sampling biasu může poskytnout také stálosti či proměnlivosti spektrálních charakteristik výskytu druhu odvozených z multispektrálních družicových dat.

### 3.6 Využití družicového dálkového průzkumu Země v ekologii

Družicový dálkový průzkum Země hraje klíčovou roli ve sledování vývoje biodiverzity, neboť poskytuje nezbytné informace o různých aspektech ekosystémů, jako jsou vegetace, zemský povrch a klimatické změny (Rocchini et al. 2016; Geller et al. 2017). Poskytuje také dynamický přístup při ochraně biodiverzity díky své schopnosti pravidelně sledovat změny v prostředí v různých časových obdobích, odhalovat dlouhodobé trendy a možné problémy (He et al. 2015; Rocchini et al. 2016). Družicový dálkový průzkum Země dlouhodobě zaujímá významnou roli také v oblasti modelování distribuce druhů (Franklin a Miller 2009; Geller et al. 2017). Jedním z častých využití je vytváření prediktorů (vysvětlujících proměnných), které obsahují informace o prostředí. Prediktory jsou důležitým prvkem pro přesné výsledky modelování a pomáhají lépe pochopit vliv různých faktorů na výskyt druhů v daném prostředí (Franklin a Miller 2009). Mezi běžně využívané prediktory se řadí data získaná z výškových modelů (např. Shuttle Radar Topography Mission – SRTM), informace o krajinném pokryvu země, sklonu terénu, orientaci svahů, srážkách, teplotě

a také informace o krajinném pokryvu z vegetačních indexů, především NDVI a EVI (He et al. 2015). Lze také využít neklasifikované multispektrální snímky, které nejsou zatíženy částečnou ztrátou informace, jako je tomu právě u vegetačních indexů (Shirley et al. 2013; Tran et al. 2021).

Neklasifikované multispektrální snímky mohou být vhodnou volbou také pro popis krajinného pokryvu, který může představovat části habitatu daného druhu (Conner 2002; Laurent et al. 2005; Bradley et al. 2012). S využitím jednotlivých spektrálních pásem či jejich kombinacemi lze rozlišit různé funkční typy povrchu a vegetace, jako jsou vodní plochy a jejich kvalitu (Wang et al. 2004; Acharya et al. 2016), mokřady (Roy et al. 2014), travní porosty, různé typy a strukturální vlastnosti lesů (Ardö 1992; Brockhous a Khorram 1992), holou půdu či zdraví rostlin z hlediska jejich růstu a stresu, kterému mohou být vystaveny v čase (Roy a Ravan 1996; Kerr a Ostrovsky 2003; Wolter et al. 2008). Mimo multispektrálních snímků lze využít i hyperspektrální snímky, které nabízejí větší citlivost díky stovkám spektrálních pásem. Tato větší citlivost umožňuje zachytit jemnější spektrální rozdíly, což vede k lepšímu rozlišení mezi různými objekty či povrchy (Huang a Asner 2009; Fu et al. 2017).

Schopnost družicového dálkového systému rozlišovat typy krajinného pokryvu, na základě spektrálních odrazivostí získaných z družicových dat, je možná díky tzv. spektrální příznakům (spectral signatures), které představují jedinečné vlastnosti různých objektů či povrchů založené na jejich interakci s elektromagnetickým zářením.

### 3.7 Landsat

Družice Landsat představují díky svým multispektrálním snímkům vhodnou volbu pro analýzu změn na zemském povrchu, tj. sledování změn v krajině, lesního porostu, vodních zdrojů, urbanizace a mnoho dalších oblastí. Landsat umožňuje sledovat změny na Zemi již přes 40 let, též díky tomu, že obsahuje stálé prostorové rozlišení 900 m<sup>2</sup> (30 x 30 m). Družicové snímky jsou volně k získání z webového portálu Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), který je spravován jejich původním poskytovatelem, United States Geological Survey (USGS). Další možností je využít online platformu Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>), která umožňuje snadný přístup a získání velkého množství dat v krátkém čase.



### 3.7.1 Předzpracování družicových dat

Předzpracování je zásadním krokem při analýze obrazových dat, protože umožňuje dosáhnout přesného měření intenzity záření odraženého od zemského povrchu. Zahrnuje několik kroků, které jsou nezbytné pro zajištění přesnosti a kvality dat (Sundaresan et al. 2007). Prvním krokem jsou geometrické korekce skládající se z georeference a koregistrace, které jsou zásadní pro zajištění přesné polohy snímku v prostoru. Následujícím krokem jsou absolutní radiometrické korekce, které zahrnují převod digitální čísel (digital numbers, DN) na hodnoty radiance, jinými slovy převod intenzity elektromagnetického záření naměřeného senzorem na fyzikální jednotky jako je radiance. Tato část korekcí se též nazývá sensorová korekce (sensor correction) (Vogelmann et al. 2016).

Další částí korekcí jsou solární korekce (solar correction), které se zabývají vlivem proměnlivé intenzity slunečního záření na hodnoty jednotlivých pixelů a převádějí hodnoty záření (radiance) zaznamenanou senzorem na hodnoty top-of-atmosphere (TOA) odrazivosti. TOA odrazivost představuje míru přichozího záření odraženého od povrchu země, jehož hodnoty jsou ovlivňovány atmosférickými jevy, jako je např. rozptyl či absorpce (Young et al. 2017).

Poslední částí jsou absolutních radiometrických korekcí jsou atmosférické korekce, které pomáhají odstranit vliv atmosféry na hodnoty měření. Tyto korekce umožňují převést hodnoty TOA odrazivosti na hodnoty spektrální odrazivosti povrchu, které jsou klíčové pro možné porovnání vícero družicových snímků, další analýzu a interpretaci těchto dat. Termín „absolutní“ je použit pro popsání postupu získání „pravých“ a porovnatelných hodnot pixelů. Hodnoty obsažené z absolutních korekcí mohou být porovnávány mezi časem, prostorem či senzorem, pokud prošly stejnou úrovní zpracování (Young et al. 2017).

Dodatečně mohou být použity i topografické korekce pro odstranění případného vlivu topografie na měřené hodnoty, např. vliv výškových rozdílů či sklon terénu. Topografické korekce se obvykle provádějí pomocí digitálního modelu terénu (DTM) nebo digitálního modelu výšek (DEM) (Young et al. 2017). Předzpracování dat z hlediska korekcí, jako jsou topografické nebo atmosférické, je velmi podstatné

pro zajištění přesnosti a spolehlivosti získaných informací. Avšak stejně důležitým aspektem je také vyrovnání možných rozdílů mezi různými družicovými senzory.

### 3.7.2 Senzory družic Landsat a jejich rozdíly

Pro získání vysokého časového rozlišení je nutné kombinovat data z více senzorů, proto diplomová práce využívá senzory Thematic Mapper (TM) na družici Landsat 5, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) na družici Landsat 7 a Operational Land Imager (OLI) na družici Landsat 8. Ačkoliv jsou senzory v mnohém podobné, např. mají stejné prostorové rozlišení (30 m), mají mezi sebou i rozdíly. Pro kvalitní porovnání spektrální odrazivosti je nezbytné, aby data z těchto senzorů byla vzájemně porovnatelná a aby mezi nimi byly minimální rozdíly, které mohou mít výrazný dopad na výsledná data. Jedním z těchto rozdílů může být např. způsob snímání jednotlivých senzorů.

Senzory TM a ETM+ na družicích Landsat 5 a 7 používají princip whisk-broom, zatímco senzor OLI Landsatu 8 princip push-broom. Díky tomu je senzor OLI mnohem citlivější, protože každý detektor na senzoru má delší časový úsek na zaznamenávání informací ze zaznamenávané plochy na zemi (Schowengerdt 2006). Z důvodu odlišné metody zaznamenávání mají senzory rozdílné radiometrické rozlišení. Senzor OLI má výrazně vyšší rozlišení (12bitů) než senzory TM a ETM+, které mají pouze 8bitové rozlišení. Díky vyššímu rozlišení je senzor OLI schopen zachytit více informací o odrazivosti povrchu než jeho předchůdci, což vede ke kvalitnější analýze těchto dat.

Landsat 8 také zahrnuje užší pásma v porovnání s družicemi Landsat 5 a 7. Významný rozdíl v šířce pásem je zejména v oblasti blízkého infračerveného záření (NIR) (Teillet et al. 2001; Gross et al. 2022). Dále má Landsat 8 upravenou kalibraci a přesnější geometrii díky vylepšení poměru signálu a šumu (Irons et al. 2012; Dept. of Interior USGS 2016). Z důvodu těchto rozdílů se mohou vyskytnout rozdíly mezi jednotlivými senzory z hlediska hodnot jejich spektrálních odrazivostí, např. podhodnocování či nadhodnocování hodnot spektrálních odrazivostí pásem (Mishra et al. 2014; Sulla-Menashe et al. 2016). K minimalizaci rozdílů mezi různými generacemi a typy senzorů, zejména v radiometrickém rozlišení a v šířce spektrálních pásem, lze využít metodu cross-kalibrace (Teillet et al. 2001; Li et al. 2016).

Cross-kalibrace sjednocuje hodnoty senzorů a umožňuje jejich vzájemné porovnávání. Tento proces analyzuje vztah mezi jednotlivými senzory, často pomocí koeficientů lineární regrese metodou nejmenších čtverců (OLS) nebo redukované hlavní osy (RMA) (Ju a Masek 2016; Roy et al. 2016). Kromě lineární regrese se též využívají metody průměrování spektrálních pásem a radiativní transfer. Pro optimální výsledky je důležité zvolit pro každé spektrální pásmo vhodnou metodu (Villaescusa-Nadal et al. 2019).

### 3.7.3 Landsat Collection 2

Pro zaznamenání skutečné změny, a nikoliv pouze změny v senzoru, je nezbytné zajistit kalibraci pro jednotlivé senzory jak samostatně, tak i mezi senzory navzájem. United States Geological Survey (USGS) poskytuje Landsat Kolekci 2, která již obsahuje veškeré potřebné kroky předzpracování dat a výrazným způsobem z tohoto pohledu snižuje zátěž na uživatele. Primárním cílem Kolekce 2, která je dostupná od roku 2020, bylo standardizovat a vylepšit zpracování dat, geometrickou a radiometrickou kalibraci a celkovou přesnost oproti předchozí verzi (Kolekce 1).

Geometrické kalibrace Kolekce 2, které zahrnují aktualizaci referenčních bodů (Ground Control Points) použitých pro georeferencování družicových snímků, přispívají k dosažení vyšší geometrické přesnosti. Referenční body byly upraveny tak, aby odpovídaly referenčnímu obrazu ESA Sentinel-2. Toto vylepšení vedlo ke zlepšení vzájemné porovnatelnosti hodnot spektrálních odrazivostí snímků z různých senzorů družic Landsat z časového i prostorového hlediska (U.S. Geological Survey 2023). Součástí geometrických korekcí je též ortorektifikace scén. V Kolekci 2 byl využit nejnovější globální výškový model (DEM), který zahrnuje předzpracovaná data z mise SRTM (Franks et al. 2020).

Pro zpracování atmosférických korekcí byla v obou kolekcích použita stejná pomocná vrstva senzoru MODIS na družici TERRA, nicméně byly použity dva různé algoritmy zpracování. V první kolekci byl pro korekce dat z Landsatu 5 a 7 použit algoritmus Landsat ecosystem disturbance adaptive processing systém (LEDAPS), kdežto pro data Landsatu 8 byl použit algoritmus Land Surface Reflectance Code (LaSRC). Stejně tak byly použity i v druhé kolekci, avšak v novějších verzích těchto

algoritmů (U.S. Geological Survey 2021). Přestože byly použity dva různé algoritmy, výsledky korekcí v obou kolekcích jsou srovnatelné.

Kolekce 2 má za cíl vyřešit rozdíly mezi senzory, včetně odlišností v radiometrickém rozlišení a šířce pásem. V současné době není k dispozici obsáhlá studie poskytující porovnání senzorů Landsat z Kolekce 2, jako tomu bylo u dat pre-collection, tj. data před vznikem standardizace pomocí Kolekce 1 a 2 (Roy et al. 2016). Avšak mezi uživateli Landsat panuje obecný konsenzus, že data spektrální odrazivosti z Kolekce 2 jsou vysoce spolehlivé a nepotřebují cross-sensor úpravy. Tento názor sdílí i Mike Wulder, člen týmu Landsat Science (Google 2023a).

## 4. Metodika

### 4.1 Použitá data a jejich zpracování

Pro popis druhového habitatu pomocí družicových dat je nutné získat spektrální odrazivosti z oblastí, kde se daný druh vyskytuje, nebo alespoň z míst, kde a kdy byla zaznamenána jeho přítomnost. Data o výskytu živočichů jsou součástí Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP). Hodnoty spektrálních odrazivostí, které charakterizují prostředí druhu v různých letech, je možné získat s využitím multispektrálních družicových snímků z online platformy Google Earth Engine.

Google Earth Engine (GEE) představuje užitečný nástroj pro zpracování souborů patřících do kategorie tzv. „big data“, kam nepochybně spadají i mnohaletá data spektrálních odrazivostí. GEE nabízí výhody jak v rychlém stahování velkých souborů, tak v možnostech předzpracování dat přímo na serveru. Navíc jsou data standardizovaná, což celý proces činí o dost efektivnější.

#### 4.1.1 Nálezová data

V diplomové práci byly použity záznamy Nálezové databáze ochrany přírody obsahující veškeré dostupné druhy savců pro Českou republiku. Nálezové záznamy byly získány pomocí balíčku `rndop` v prostředí RStudio 4.1.2 (R Core Team 2023).

V prvotním kroku přípravy dat pro následné analýzy byly vybrány pouze nálezové záznamy splňující dvě kritéria, časového rozmezí od roku 1987 do roku 2022 a maximálního pětiletého rozdílu mezi atributovými poli `DATUM_OD` a `DATUM_DO`<sup>1</sup>. Meziroční rozdíly v hodnotách daných atributových polí mohou vzniknout např. z důvodu dvou či víceletého inventarizačního průzkumu druhu, kdy jsou do databáze vloženy záznamy s počátečním a koncovým datem zaznamenávání. Kritérium maximálního pětiletého rozdílu v záznamech bylo použito ke snížení potenciální nepřesnosti analýzy v případě zohlednění většího časového rozdílu. Aby bylo možné využít družicové snímky a nálezové záznamy druhů

---

<sup>1</sup> V 71 % záznamů se shoduje rok začátku a konce pořizování záznamu. Z ostatních 29 % záznamů má téměř 97 % z nich rozdíl pouze jednoho roku mezi začátkem a koncem pořizování, zatímco v téměř 2 % případů je tento rozdíl dva roky.

společně, byly souřadnice záznamů transformovány do souřadnicového systému ETRS89 LAEA.

#### 4.1.2 Družicová data

Pro analýzu spektrálních charakteristik spojených s výskytem savců byly použity družicové snímky reprezentující spektrální odrazivosti získané z družic Landsat 5, 7 a 8 s prostorovým rozlišením 30 m. Data byla získána z platformy Google Earth Engine (GEE), konkrétně z Kolekce 2, Tier 1, Level 2. Kolekce 2 představuje nejnovější verzi dat v GEE s vylepšeným zpracováním a kvalitou. Tier 1 představuje nejvyšší úroveň kvality dat v rámci Kolekce 2 a Level 2 označuje data spektrální odrazivosti, která již prošla korekcemi, včetně těch atmosférických.

Pro získání snímků spektrálních odrazivostí byl použit skript poskytnutý katedrou Prostorových věd (viz Příloha 1). Mezi hlavní prvky skriptu patří tvorba mediánových kompozitů od května do září a zvýšení jeho kvality pomocí maskování mraků a škálování. Mediánová agregace je často používána při analýze snímků z delšího časového období, protože pomáhá eliminovat nežádoucí jevy způsobené mraky a zlepšuje srovnatelnost spektrálních odrazivostí napříč časem.

Autor diplomové práce upravil skript tak, aby lépe vyhovoval potřebám této práce, konkrétně doplněním funkcí `focal_median` a `blend`. Dále byl celý proces vložen do cyklu, který umožňuje získání snímků pro velký počet let pro jednotlivé družice. Díky propojení Google Earth Engine a Google Drive byly výsledné družicové snímky uloženy a shromážděny do jedné složky na tomto cloudovém úložišti.

Mediánový filtr, který byl přidán do skriptu, slouží k vyplnění mezer ve snímcích způsobených chybějícími daty nebo chybami v satelitním snímku. Tento filtr funguje tak, že pro každý pixel ve snímku a pro každé spektrální pásmo vybere mediánovou hodnotu z okolních pixelů v okně o velikosti 3x3 pixelů a nahradí středový pixel touto hodnotou. Pro zachování co nejlepší kvality snímku byla zvolena velikost okna co nejmenší možná, tedy 3x3 pixelů (Google 2023b).

Druhou doplňkovou funkcí byla funkce `blend`. Ta se používá ke kombinaci upraveného snímku (po aplikaci mediánového filtru) s původním snímkem. Tímto způsobem se získá výsledný snímek, který tam kde je to možné, zachovává původní hodnoty pixelů a zároveň vyplňuje mezery nebo chybějící hodnoty pixelů

pomocí upravených hodnot z mediánového filtru. Tato kombinace pomáhá zlepšit kvalitu snímku zejména v oblastech, kde jsou mezery nebo chybějící data (Google 2023c).

Výsledné snímky obsahují vrstvy šesti pásem spektrálních odrazivostí pro území České republiky: červené (RED), zelené (GREEN), modré (BLUE), blízké infračervené (NIR), krátkovlnné infračervené 1 (SWIR1) a krátkovlnné infračervené 2 (SWIR2) z družice Landsat 5 v letech 1987–2011, z družice Landsat 8 mezi lety 2013–2022. Pro rok 2012 byla použita data z družice Landsat 7 kvůli nedostatečné návaznosti mezi předchozími družicemi.

V květnu 2003 došlo na družici Landsat 7 k selhání mechanismu Scan Line Correctoru (SLC), jedné z komponent snímače (ETM+). Toto selhání negativně ovlivnilo funkčnost snímače a snížilo použitelnost dat o 22 % (Markham et al. 2004). Následkem toho vznikly v datech mezery v podobě pruhů, které mohou být velmi rozsáhlé. V rámci studie (Storey et al. 2005) byl vyvinut algoritmus pro zaplnění mezer v datech. Bohužel v případě České republiky je mezera v datech příliš velká, než aby mohla být úspěšně zaplněna pomocí tohoto či jiného algoritmu.

#### 4.2 Spektrální charakteristiky výskytu druhu

K získání spektrálních charakteristik habitatu druhu na základě jeho výskytu bylo dosaženo přiřazením hodnot spektrálních odrazivostí k nálezovým záznamům druhů ve statistickém software RStudio 4.1.2. Atributy nálezových záznamů z NDOP obsahují souřadnice (X, Y) a datum pořízení záznamu, to umožnilo určit polohu záznamu v čase i prostoru. Podkladovou vrstvou hodnot spektrálních odrazivostí pro dané místo a rok tvořily družicové snímky získané z GEE.

Spektrální charakteristiky habitatu druhu byly získány prostřednictvím cyklu, který procházel družicové snímky z GEE uložené na cloudovém úložišti Google Drive. Pro každý rok byly vybrány odpovídající snímky a souřadnice nálezových záznamů, které korespondovaly s rokem pořízení snímků. Následně byla použita funkce `extract` z balíčku `terra` k získání hodnot spektrálních odrazivostí pro tyto souřadnice v různých spektrálních pásmech a přiřazeny k nálezovým záznamům (k výskytům každého druhu v daném roce). Neplatné hodnoty, včetně chybějících údajů a potenciálně nesprávných spektrálních odrazivostí, jako jsou extrémně vysoké

nebo záporné hodnoty, byly odstraněny. Spektrální charakteristiky byly získány také pro hrubší prostorové rozlišení 90 m, které bylo vytvořeno z původních 30 m dat pomocí funkce `aggregate` z balíčku `terra`. Funkce `aggregate` slouží k seskupení a sloučení sousedních pixelů pomocí průměru a vytvoří tak nový pixel s požadovanou velikostí (rozlišením). Hrubší prostorové rozlišení bylo vytvořeno za účelem kvantifikace možného vlivu hrubšího prostorového rozlišení na variabilitu spektrálních charakteristik.

Byly vybrány druhy s minimálním počtem 300<sup>2</sup> záznamů pro jednotlivý druh, dále byly záznamy jednotlivých druhů seskupeny do pětiletých intervalů<sup>3</sup> s požadavkem minimálně 15 záznamů v daném období. V případě, že tam bylo méně záznamů, interval nebyl zahrnut. Tato kombinace kritérií napomáhá zajistit, že pro každý druh jsou k dispozici dostatečná data pro analýzu v průběhu času a zároveň usnadňuje interpretaci výsledků, současně také zajišťuje lepší přehlednost a vypovídající hodnotu analýz z hlediska možných změn.

#### 4.3 Informační karty druhů

Pro každý druh byla vytvořena vizualizační karta, která zahrnuje různé typy grafů, aby poskytla ucelený a detailní pohled na vývoj spektrálních charakteristik v čase. Karty byly vytvořeny pro veškeré záznamy bez ohledu na rozdíly v polohových přesnostech. Vizualizační karta zahrnuje radarový graf, symetrickou matici překryvů polygonů spektrálních charakteristik a krabicové grafy pro jednotlivá pásma (BLUE, GREEN, RED, NIR, SWIR1, SWIR2), které poskytují podrobnější informace o rozdílech ve vývoji spektrálních odrazivostí v čase. Tyto grafy spolu tvoří soubor vizualizačních prvků, které umožňují vhled do vývoje spektrálních charakteristik u jednotlivých druhů v čase.

---

<sup>2</sup> Minimální počet 300 záznamů je považován za nezbytný pro vytvoření spolehlivého potenciálního modelu distribuce, který vychází pouze z dat o přítomnosti druhu (Gábor et al. 2020).

<sup>3</sup> Interval z roku 1987 je šestiletý z důvodu celkového počtu 36 let, tj. 1987–1992.

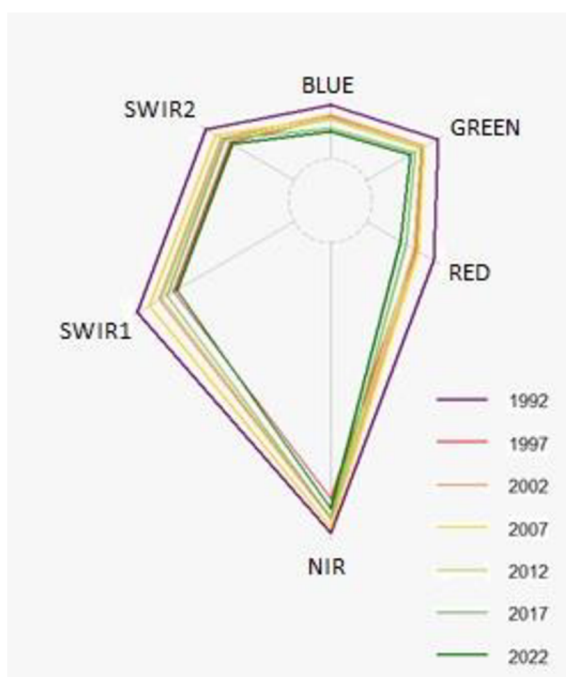


### 4.3.1 Radarový graf

Radarový graf představuje užitečný nástroj pro zobrazování vícedimenzionálních dat ve formě přehledného dvoudimenzionálního grafu v kruhovém rozvržení. V diplomové práci je tento graf vytvořen z průměrných hodnotách spektrální odrazivosti v jednotlivých pásmech. Graf představuje geometrický útvar a zároveň reprezentuje jednotlivé osy spektrální variability, tedy možné spektrální niky.

Nejprve je nutné určit polohu vybraných pásem na kružnici. Tento úkol lze provést výpočtem úhlů pomocí rovnice  $\frac{2\pi}{6}$  pro každé vybrané pásmo. Poté se vypočítá vzdálenost bodů od středu kruhu s využitím cosinu pro souřadnici x a sinu pro souřadnici y. Tímto způsobem se vytvoří soubor bodů na kružnici, které zastupují jednotlivé kategorie. Poté jsou body spojeny do konvexního polygonu spojujícího všechny body.

Obrázek 1 - Ukázka radarového grafu vydry říční (*Lutra lutra*)



Radarový graf poskytuje názornou vizualizaci rozložení průměrných hodnot mezi různými spektrálními pásmy a zároveň ukazuje, jak se spektrální odrazivost v jednotlivých pásmech v průběhu času zvyšuje či snižuje. Pro každý druh byl

vytvořen radarový graf s ohledem na veškeré dostupné záznamy v pětiletých intervalech od roku 1987 do roku 2022. Popisky jednotlivých radarových grafů reprezentují poslední rok pětiletého intervalu, což znamená, že odkazují na závěrečný rok daného období, během něhož byla spektrální nika druhu vytvořena. Radarový graf na příkladu vydry říční (*Lutra lutra*) je zobrazen na Obrázku 1. V rámci informační karty byl radarový graf vytvořen pomocí funkce z balíčku s názvem `ggradar`. Pro vytvoření dalšího vizualizačního prvku byl však vytvořen s použitím funkce navržené autorem této diplomové práce.

#### 4.3.2 Matice překryvů polygonů v radarovém grafu

Jako další vizualizační prvek informační karty byla zvolena matice překryvů polygonů radarového grafu, která zobrazuje procentuální překryvy polygonů radarového grafu spektrálních charakteristik druhů v pětiletých intervalech. Symetrická matice nabízí efektivní vizuální hodnocení vývoje spektrální variability v čase a poskytuje informace o číselném porovnání mezi následujícími pětiletými intervaly na vedlejší diagonále či mezi pozdějšími a dřívějšími roky, viz Obrázek 2.

Obrázek 2 – Ukázka matice překryvů polygonů vydry říční (*Lutra lutra*)



Díky tomuto porovnání můžeme sledovat, jak se proměňuje podobnost mezi různými pětiletými intervaly a odhalit možné vzorce v těchto změnách.

Symetrická matice nám nemůže poskytnout informace o tom, zda došlo ke zvětšení nebo snížení obsahu polygonu. K získání těchto komplementárních informací nám však pomáhá radarový graf.

V rámci diplomové práce byla matice překryvů vytvořena pomocí složené funkce, kterou navrhl autor práce. Tato funkce je určena pro vytvoření matice překryvů polygonů radarového grafu na základě průměrných hodnot spektrálních odrazivostí pro jednotlivá pásma v rámci daných časových intervalů. Funkce `calculate_overlap_spectral` nejprve vytváří obdobu radarového grafu tím, že agreguje spektrální hodnoty dle intervalů pomocí aritmetického průměru a vytváří matici hodnot pro každý interval. Následně pomocí vnořeného cyklu, který prochází jednotlivé sloupce a řádky matice, vypočítává souřadnice jednotlivých hodnot v prostoru. Tyto souřadnice jsou poté převedeny na list objektů `SpatialPolygons` z balíčku `sp` a vytvářejí tak radarový graf.

Pro vytvoření matice jsou mezi sebou kombinovány jednotlivé polygony radarových grafů. Překryv mezi každou dvojicí polygonů je vypočítán pomocí funkce `fun_overlap`, která nejprve využívá metodu `gIntersection()` pro výpočet průniku mezi dvěma polygony, poté je získána plocha průniku pomocí funkce `gArea()`. Následně metoda `gUnion()` sloučí oba polygony a opět je použita funkce `gArea()` pro výpočet celkové plochy sjednocení. Tyto dvě hodnoty jsou poté vyděleny, což vede k získání hodnoty procentuálního překryvu mezi danými polygony. Výsledkem je hodnota překryvu vyjádřená v procentech. Tyto hodnoty překryvu jsou uloženy do matice, přičemž diagonální hodnoty jsou nastaveny na hodnotu 100, což značí 100% překryv mezi stejnými časovými intervaly. Veškeré zmíněné funkce jsou součástí balíčku `rgeos`.

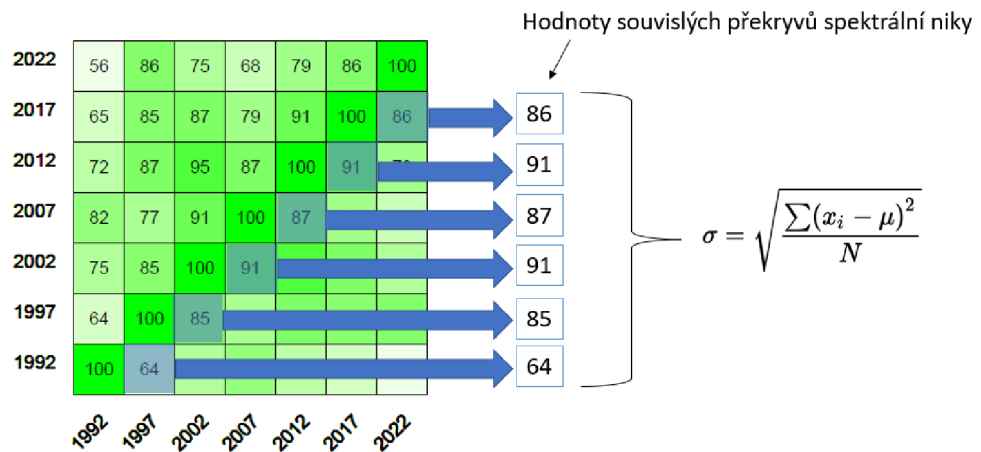
V posledním kroku jsou hodnoty vloženy do symetrické matice v podobě teplotní mapy (`heatmaps`) překryvů, kde intenzita barvy každého čtverce reprezentuje míru překryvu mezi dvěma intervaly, přičemž procentuální hodnota překryvu je zobrazena jako popisek v každém čtverci. Popisky os v matici reprezentují konec pětiletého intervalu. Celý skript je k dispozici v Příloze 2.

#### 4.4 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky

Zkoumání vlivu různých úrovní polohové přesnosti na variabilitu druhové spektrální niky v čase může přispět k odhalení možného sampling biasu (zejména z hlediska určení polohy) ve stanovených intervalech polohových přesností záznamů. Vyšší hodnota polohové přesnosti značí větší plochu kruhu, uvnitř které se druh může nacházet. Pokud se druh nenachází ve středu tohoto kruhu, může to vést k nesprávně odvozeným hodnotám spektrální odrazivosti, které neodrážejí skutečný habitat daného druhu. Analýza také zahrnovala určení variability spektrální niky s hrubším prostorovým rozlišením (90 m), které může lépe zohledňovat okolí daného pixelu a rozšiřuje tak jeho možný vliv na výskyt druhu. Součástí analýzy bylo také porovnání rozdílů mezi tímto prostorovým rozlišením a původním rozlišením 30 m.

Pro analýzu vlivu polohových přesností a rozlišení byla použita směrodatná odchylka, která byla vypočítána na základě souvislého překryvu spektrální niky z matice překryvů. Obrázek 3 znázorňuje, jaké hodnoty tvoří její výpočet.

Obrázek 3 Znáornění hodnot vstupujících do výpočtu celkové variability spektrální niky



Směrodatná odchylka je běžně používaným ukazatelem v teorii pravděpodobnosti a statistice pro kvantifikaci procentuálních změn. Jako ukazatel statistické variability, směrodatná odchylka umožňuje kvantifikovat rozložení hodnot ve zkoumaném souboru dat. Směrodatná odchylka je odmocnina rozptylu,

který představuje průměr kvadratických odchylek hodnot od jejich aritmetického průměru a umožňuje posoudit stabilitu či variabilitu hodnot v průběhu času.

Kategorie polohových přesností byly stanoveny následovně:

- Veškeré záznamy bez ohledu na rozdíly v přesnostech
- Záznamy s nulovou přesností
- Záznamy s přesností v rozmezí 0 až 90 m
- Záznamy s přesností v rozmezí 0 až 2000 m
- Záznamy s přesností v rozmezí 1 až 90 m
- Záznamy s přesností v rozmezí 1 až 2000 m
- Záznamy s přesností v rozmezí 91 až 2000 m

Kategorie byly zvoleny tak, aby zahrnuly široké spektrum různých úrovní polohových přesností. Jsou zahrnuty veškeré záznamy bez rozdílu přesností, záznamy v kombinaci vyšší polohové přesnosti a neznámé (NoData) (0–90 m) spolu se zohledněním kombinace záznamů s nižší polohovou přesností a neznámé (0–2000 m). Pro vyhodnocení dopadu mezi použitím záznamů s problematickou hodnotou 0 m a s jejím vynecháním, byly zvoleny kategorie s přesností pouze 0 m, 1–90 m a 1–2000 m. Jako poslední kategorie bylo zahrnuto rozpětí záznamů 91–2000 m, které záměrně vynechává jak nejpřesnější, tak i nejméně přesné polohové záznamy.

## 4.5 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem

Vývoj či možný trend spektrálních pásem v čase může identifikovat míru stálosti či nadměrnou variabilitu prostředí ve kterém druhy žijí. Analýza může poskytnout lepší porozumění prostředí a zjistit, zda je prostředí meziročně porovnatelné.

Pro zjištění meziroční variability hodnot spektrálních pásem bylo vybráno necelých 2700 náhodných bodů, reprezentující 2700 souřadnicových bodů rozmístěných rovnoměrně napříč Českou republikou. Pro zajištění vzájemné porovnatelnosti hodnot spektrálních odrazivostí každému z těchto souřadnicových bodů bylo přiřazeno unikátní identifikační číslo.

Využitím funkce `extract` z balíčku `terra` a souřadnic náhodných bodů byly získány hodnoty spektrálních odrazivostí pro jednotlivá spektrální pásma (BLUE, RED, GREEN, NIR, SWIR1, SWIR2) v průběhu let. Tyto hodnoty spektrální odrazivosti pro každé pásmo a rok byly následně přiřazeny k příslušným souřadnicím. Dále byly odstraněny chybějící hodnoty a vybrány pouze ty s totožnými identifikačními čísly mezi jednotlivými roky. To zajistilo reprezentaci každé plochy (pixelu) na zemi, kde byla zaznamenána hodnota spektrální odrazivosti a zajistila možnost porovnání těchto hodnot v průběhu času. Po korekcích hodnot zbylo o něco málo více než 2000 bodů. V posledním kroku byly mezi těmito hodnotami vypočteny korelační koeficienty v průběhu navazujících let. Tyto korelace byly následně zaneseny do grafu, který znázorňuje vývoj meziroční variability jednotlivých pásem v průběhu času.

## 4.6 Korelační vztah senzorů TM a ETM+

Snímky družice Landsat 7 nesplňovaly ideální předpoklady pro potřeby diplomové práce z hlediska úplnosti dat. I přes tuto skutečnost a díky více než dvanáctiletému překryvu kontinuálního snímání s družicí Landsat 5 bylo možné analyzovat vztah mezi hodnotami spektrálních odrazivostí obou senzorů a také zjistit, zda některý ze senzorů hodnoty nadhodnocuje či podhodnocuje. Tato analýza byla provedena s využitím korelačních koeficientů, a to jak na úrovni jednotlivých pásem, tak v kontextu let 2000–2011.

Pro výpočet korelačních koeficientů mezi senzory TM a ETM+ bylo použito 2000 náhodných bodů, a postup byl téměř shodný s tím, který je popsán v předchozí kapitole. Hlavním rozdílem bylo, že korelační koeficienty byly vypočítány mezi jednotlivými senzory pro každý rok, na rozdíl od meziročních korelací uvedených v kapitole 4.5.

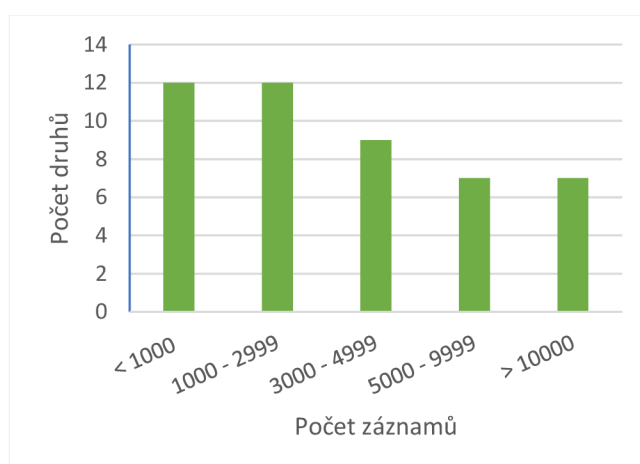
## 5. Výsledky

### 5.1 Explorativní analýza nálezových záznamů

Po nezbytných úpravách původního souboru a zohlednění požadovaných kritérií, spolu s pětiletým časovým intervalem, bylo součástí analýzy spektrálních charakteristik druhového habitatu (spektrální niky) 47 druhů savců<sup>4</sup>, zahrnující 218 946 záznamů. Pro rozlišení 90 metrů byl počet záznamů o několik jednotek vyšší.

Počty záznamů nejsou v souboru druhů rovnoměrně rozděleny, viz. Obrázek 4. Polovina veškerých druhů obsahuje méně než 3000 nálezových záznamů, zatímco pouze 15 % druhů má více než 10 000 záznamů (viz. Obrázek 4). S téměř 20 000 záznamy dosahuje srnec obecný (*Capreolus capreolus*) nejvyššího počtu záznamů, následovaný vydrou říční (*Lutra lutra*) s 16 000 záznamy.

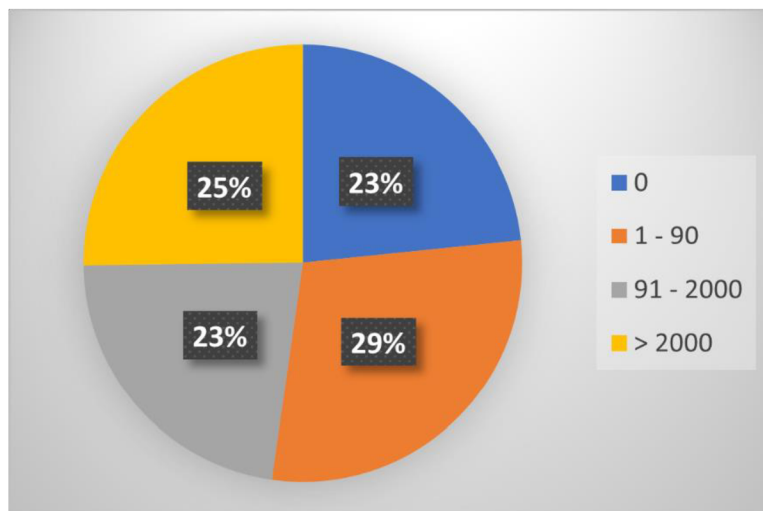
Obrázek 4 Počty druhů v intervalech



<sup>4</sup> Seznam druhů je součástí Tabulky 4 v Příloze.

V souboru druhů je zastoupení jednotlivých kategorií polohových přesností téměř vyvážené, jak je patrné z Obrázku 5. Největší zastoupení mají záznamy s nejvyšší polohovou přesností 1-90 m, které tvoří 29 %. O něco menší zastoupení mají hodnoty polohové přesnosti větší než 2000 m. Kategorie přesností 0 m a 1-2000 m jsou zastoupeny v souboru z 23 %. Na základě procentuálního zastoupení jednotlivých kategorií vyplývá, že pokud do analýzy vlivu polohových přesností zahrneme problematickou hodnotu 0 m (0-90 m, 0-2000 m), bude zahrnuto 50 až 75 % celkových záznamů, což vede k vyšší vypovídající hodnotě analýz z hlediska celkového souboru druhů.

Obrázek 5 – Zastoupení polohových přesností v souboru dat

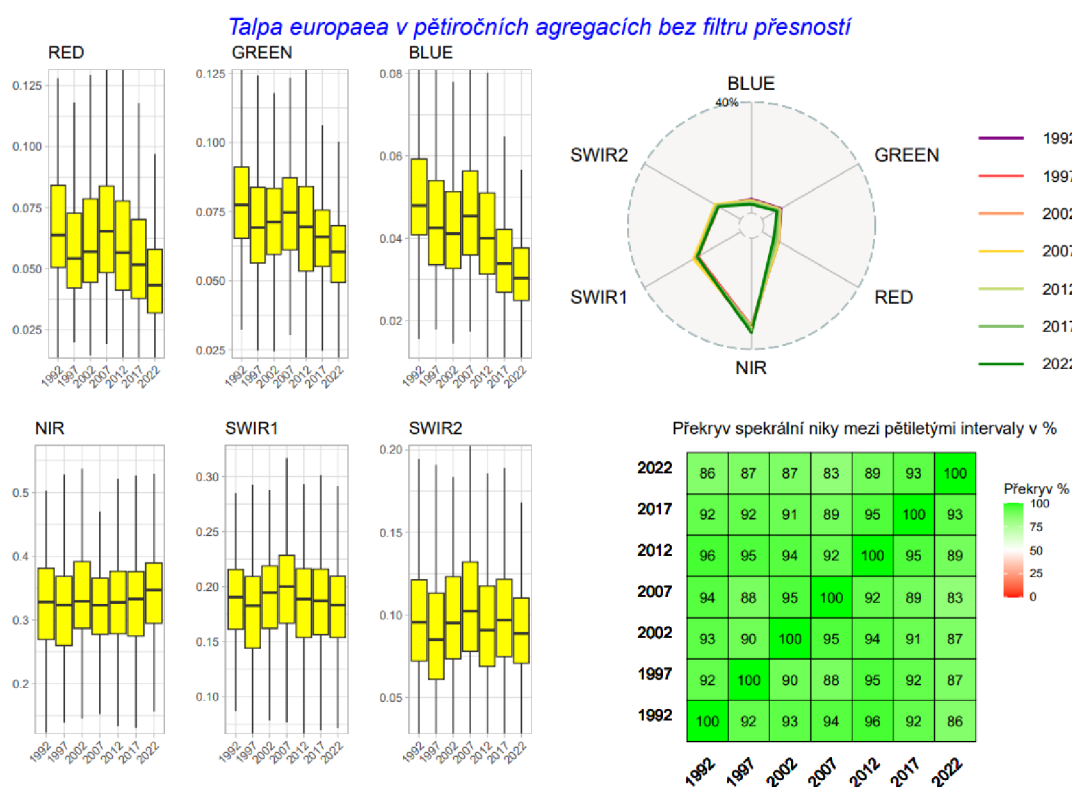




## 5.2 Informační karty druhů

Výsledky informačních karet druhů jsou reprezentovány dvěma zástupci, druhem s nejnižší mírou variability a naopak druhem s nejvyšší mírou variability spektrální niky a kompletní seznam informačních karet druhů je zahrnut v internetové Příloze 1.

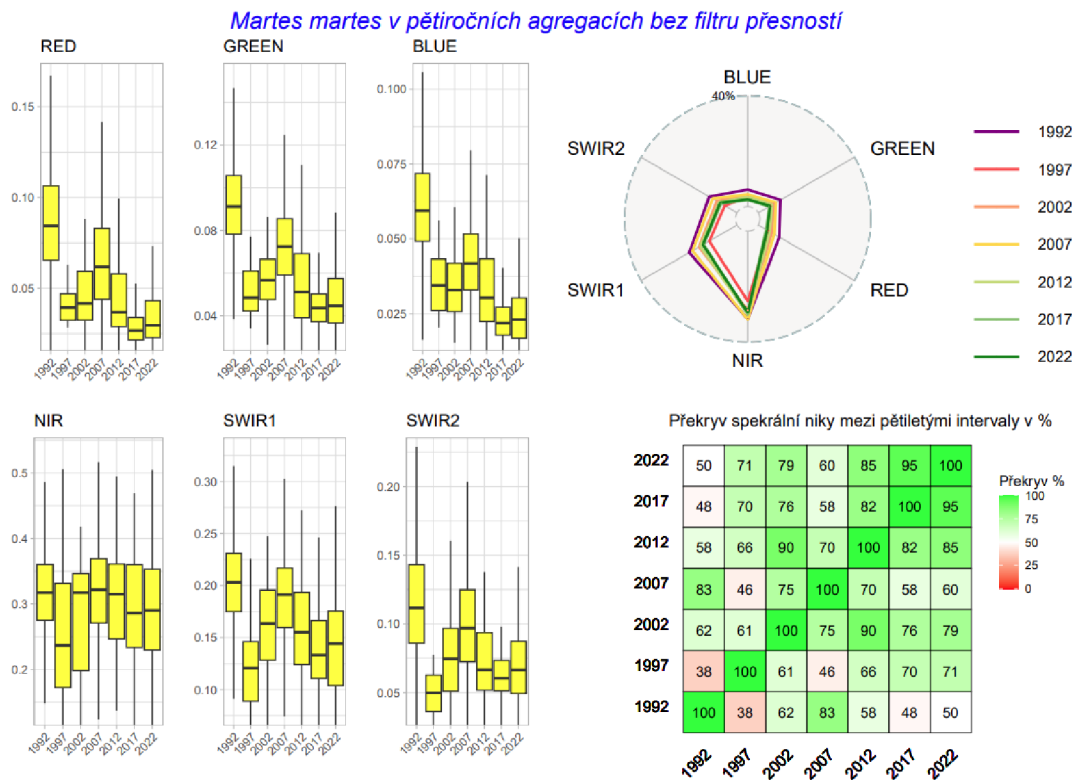
Obrázek 6 Informační karta krčka obecného (*Talpa europaea*)



Meziroční překryvy spektrální niky jsou vyšší než 90 % a značí velmi nízkou variabilitu spektrálních charakteristik habitatu krčka obecného (*Talpa europaea*). Při srovnání posledního časového intervalu (2018–2022) s ostatními intervaly je patrná určitá změna, jak lze vidět na Obrázku 6. Změna je patrná i na krabicovém a radarovém grafu, které doplňují celkový přehled o vývoji spektrální niky. Radarový graf ukazuje pokles v rámci pásma BLUE a GREEN. Krabicový graf lépe znázorňuje rozdíly průměrných hodnot v jednotlivých pásmech, přičemž je patrný výrazný rozdíl ve viditelném spektru (RED, GREEN, BLUE).

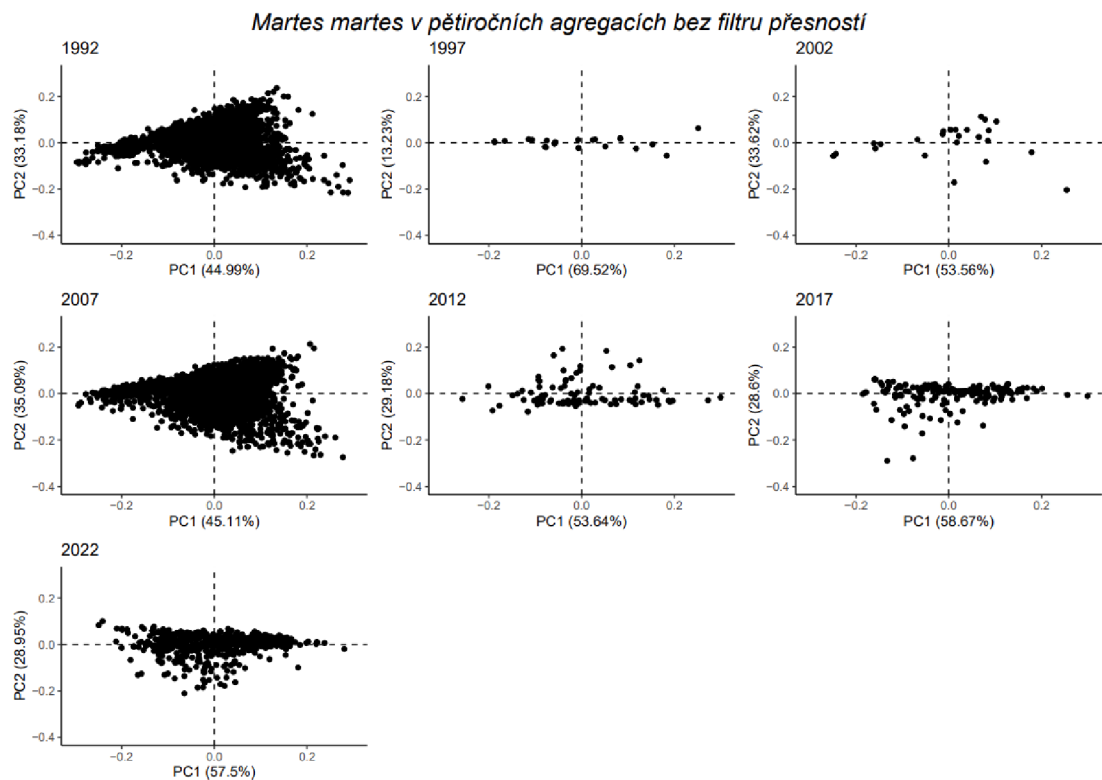
Ve srovnání se spektrální nikou krčka obecného (*Talpa europaea*) je spektrální nika kuny lesní (*Martes martes*) proměnlivější, což ilustruje Obrázek 7. Ačkoli v posledních dvou časových intervalech (2014–2017 a 2018–2022) pozorujeme vysokou stabilitu spektrální niky s 95% překryvem, v prvních dvou intervalech (1987–1992 a 1993–1997) byl 38% překryv, což svědčí o výrazné variabilitě spektrální niky. Neobvyklost prvního intervalu je zřetelná jak na krabicovém grafu, tak na radarovém grafu.

Obrázek 7 Informační karta kuny lesní (*Martes martes*)



Pro lepší porozumění rozdílům ve spektrální nuce může u některých druhů pomoci analýza hlavních komponent (Principal component analysis – PCA) veškerých šesti pásem, kde jsou data redukována do prvních dvou dimenzí s nejvyšší informační hodnotou. Například u kuny lesní (*martes martes*) můžeme pozorovat podobnou polohu bodů v intervalech 1987–1992 a 2003–2007. Tuto podobnost lze vidět i v matici překryvů, kde dosahuje hodnoty 83% překryvu. Podobnost je také patrná mezi posledními dvěma intervaly, 2013–2017 a 2018–2022. Různá poloha bodů v PCA může naznačovat rozdílné spektrální charakteristiky v prostoru, což by mohlo pomoci lepšímu pochopení variabilit ve spektrálních nikách.

Obrázek 8 – Ukázka analýzy hlavních komponent kuny lesní (*Martes martes*)



### 5.3 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky

Tabulka 1 poskytuje srovnání tří druhů s nejnižší a nejvyšší variabilitou spektrální niky napříč různými kategoriemi polohových přesností pro rozlišení 30 m. Míru variability spektrální niky s rozdílným prostorovým rozlišením (30 a 90 m) veškerých druhů lze nalézt v Příloze v Tabulkách 4 a 5.

Tabulka 1 Druhy s nejnižší a nejvyšší variabilitou napříč kategoriemi přesností

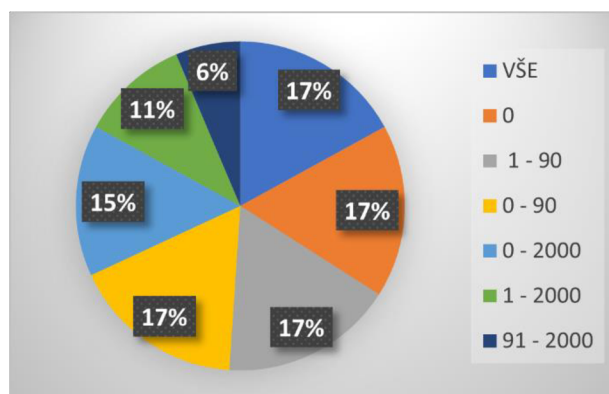
Název druhu	Přesnosti						
	VŠE	0	1–90	1–2000	0–90	91–2000	0–2000
<i>Erinaceus roumanicus</i>	2.6	3.8	4.4	3.6	3.9	5.4	2.3
<i>Talpa europaea</i>	1.9	11.4	2.6	3.9	2.1	7.3	2.3
<i>Microtus arvalis</i>	4.9	5.3	12.4	2.3	4.7	3.3	4.9
<i>Cervus nippon</i>	9.7	22.9	37.5	13.3	25.9	9.2	13.0
<i>Neovison vison</i>	15.9	25.1	25.5	9.0	24.6	14.4	20.3
<i>Mustela nivalis</i>	17.7	13.5	23.4	25.3	13.5	23.4	19.1

Druhy s nízkou hodnotou variability ve spektrální nice, která je popsána pomocí směrodatné odchylky, mohou být méně náchylné k vzorkovacímu zkreslení (sampling bias) z hlediska jeho zaznamenané polohové přesnosti, a to i při zohlednění různých kategorií přesnosti. Toto tvrzení je založeno na předpokladu, že daný druh je zaznamenáván stále na místech s podobnými nebo stejnými hodnotami spektrálních odrazivostí. Na druhou stranu, druhy s vyšší hodnotou spektrální variability mohou naznačovat určité kolísání ve spektrální nice, což by mohlo poukázat na nestandardní nálezné záznamy v časovém intervalu a jeho vyšší míru ovlivnění sampling biasem z různých příčin.

U 40 % zkoumaných druhů se nejvyšší hodnoty variability objevují u spektrální niky vytvořené pomocí záznamů s polohovou přesností 1–90 m, dále u necelých 24 % druhů v rozmezí přesností 91–2000 m a téměř 20 % druhů vykazuje nejvyšší hodnoty variability při vytváření spektrálních nik ze záznamů s polohovou přesností 0 m. Polohová přesnost 0 m má významný dopad na celkovou variabilitu spektrální niky. Při kombinaci polohové přesnosti 0 m s hodnotami v rozmezí 1–2000 m došlo ke snížení variability u 32 ze 47 druhů, v kombinaci se záznamy polohových přesností 1–90 m se variabilita snížila o něco výrazněji, konkrétně u 35 ze 47 zkoumaných druhů.

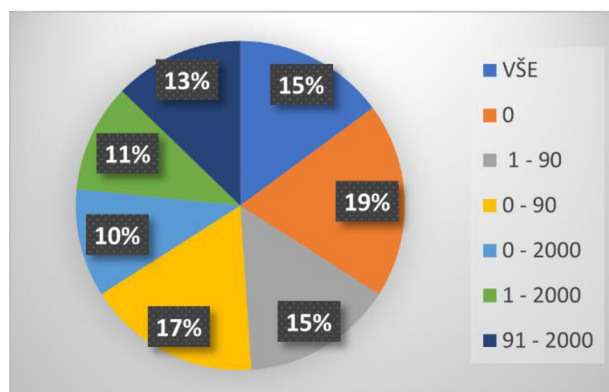
Nelze však jednoznačně určit, v které kategorii polohových přesností druhy dosahují nejnižší variability spektrální niky. Z Obrázku 11 je patrné, že nejnižší hodnoty variability jsou téměř rovnoměrně rozloženy mezi jednotlivými kategoriemi. Nicméně lze pozorovat, že nejmenší vliv na variabilitu spektrální niky, v různých časových obdobích, mají nálezové záznamy s polohovými přesnostmi v rozmezí 91–2000 m.

Obrázek 9 Poměr druhů s nejnižší variabilitou spektrální niky v dané kategorii pro 30 m rozlišení



Kategorie polohových přesností v rozmezí 91-2000 m měla největší vliv na snížení celkové variability spektrální niky prostřednictvím hrubšího prostorového rozlišení. Tento vliv byl pozorován u 30 z celkového počtu 47 druhů, což představuje nejvíce z jednotlivých kategorií. Na druhé straně kategorie s přesností 0-90 m byla nejméně ovlivněna, kde došlo ke snížení variability pouze u 20 druhů. Tento trend je patrný také z Obrázku 12, kde se počet druhů s minimální variabilitou více než zdvojnásobil v kategorii polohových přesností 91-2000 m v porovnání s prostorovým rozlišením 30 m.

Obrázek 10 Poměr druhů s nejnižší variabilitou spektrální niky v dané kategorii pro 90 m rozlišení



## 5.4 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem

Meziroční korelační koeficienty v porovnání hodnot spektrálních odrazivostí v čase vykazují určitý trend, který se projevuje ve snižování a následném zvyšování podobnosti spektrálních odrazivostí mezi jednotlivými lety napříč veškerými spektrálními pásmy, viz Obrázek 9, Tabulka 6 v příloze.

Obrázek 11 - Meziroční korelace mezi snímky



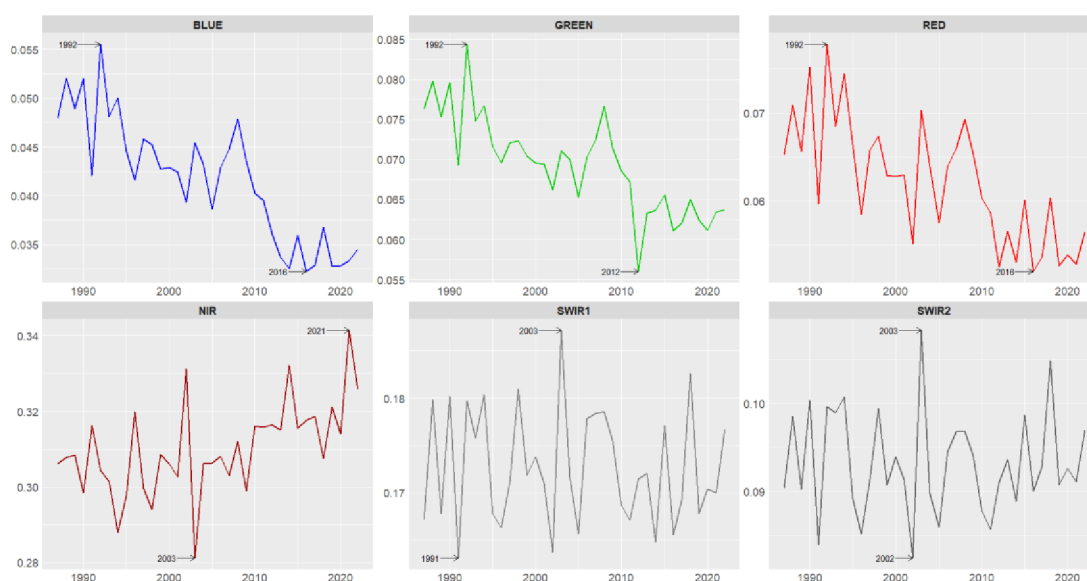
Jako nejstabilnější pásmo se jeví jako pásmo SWIR1 viz Tabulka 2, které má veškeré meziroční korelace nad hodnotou korelačního koeficientu 0,6 a téměř 70 % snímků vykazuje silné meziroční korelace (0,7). Pásmo SWIR1 je také jediné, které dosahuje čtyř meziročních korelací přesahujících hodnotu 0,8. Méně stabilní jsou pak pásma NIR a GREEN. Naproti tomu pásmo SWIR2 se jeví jako vysoce nestabilní, neboť nedosahuje ani jedné silné korelace. Společně s pásmem BLUE, které má dokonce čtyři meziroční korelace slabší než 0,5, představují tyto dvě pásma největší nesterodnost.

Tabulka 2 – Počet snímků přesahující různé korelační koeficienty

Korelace	BLUE	GREEN	RED	NIR	SWIR1	SWIR2
> 0,8	0	1	0	1	4	0
> 0,7	4	17	7	22	24	0
> 0,6	23	32	31	34	35	23
> 0,5	31	35	35	35	35	35

Vizualizace vývoje průměrných hodnot spektrálních odrazivostí pro jednotlivá pásma napříč lety, jak je znázorněno na Obrázku 10, může poskytnout lepší představu o změnách prostředí. Pomocí šipek jsou ilustrovány minimální a maximální hodnoty spektrálních odrazivostí. Průměrné hodnoty spektrálních odrazivostí, vypočítané z náhodných bodů pro meziroční korelace a použité pro tvorbu grafu, lze nalézt v příloze v Tabulce 7.

Obrázek 12 – Vývoj spektrálních pásem v čase



Na Obrázku 10 lze pozorovat určité shody mezi spektrálními pásmy viditelného spektra (BLUE, GREEN, RED), kde minimální hodnoty průměrných spektrálních odrazivostí jsou zaznamenány v roce 1992 a maximální hodnoty v letech 2012 a 2016. Tato pásma také vykazují klesající tendenci průměrných hodnot v průběhu času. Naopak pásmo infračerveného spektra NIR vykazuje rostoucí tendenci průměrných hodnot v průběhu let. Pásma SWIR1 a SWIR2 jsou spíše konstantní v čase, ale mezi lety je viditelná výrazná fluktuace. Pásma SWIR se navíc podobají svým tvarem křivek v grafu a shodným vrcholem v roce 2003. U SWIR2 mezi roky 2002 a 2003 došlo k výraznému přechodu z minima na maximum, podobná změna, byť méně výrazná, je patrná i u SWIR1. V kontrastu s tím má pásmo NIR opačnou tendenci, kdy v roce 2002 dosahuje jednoho z nejvyšších vrcholů průměrných hodnot a v roce 2003 naopak svého minima. Celkově lze nejvyšší výkyvy mezi průměrnými

hodnotami spektrálních odrazivostí pozorovat mezi roky 1990 a 1991, 1991 a 1992, a také 2002 a 2003.

Z hlediska přechodu mezi použitými senzory (TM, 1987–2011; ETM+, 2012; a OLI, 2013–2022) nebyly zjištěny žádné významné výkyvy v průměrných spektrálních odrazivostech. Z hlediska změny senzoru se také neprojevila žádná větší ani menší stálost hodnot spektrálních odrazivostí. Rozdíly mezi senzory však byly naznačeny prostřednictvím korelačních koeficientů spektrálních odrazivostí mezi senzory TM a ETM+.

## 5.5 Korelační vztah senzorů TM a ETM+

Ačkoliv průměrné hodnoty spektrálních odrazivostí se nezdají být ovlivněny rozdílem mezi senzory, při porovnání vztahu mezi TM a ETM+ je patrný rozdíl ve vztahu hodnot spektrálních odrazivostí. Téměř 40 % hodnot korelačních koeficientů (viz Tabulka 3) pro jednotlivá pásma a roky vykazuje slabou nebo střední korelaci s hodnotou nižší než 0,7. Nejslabší vztah mezi senzory byl zaznamenán v letech 2004, 2007 a 2008, kdy byly hodnoty korelací nejnižší. Naopak nejlepší shoda mezi senzory byla zjištěna při porovnání let 2000 a 2011, kdy korelační koeficienty dosahovaly i hodnot 0,85.

*Tabulka 3 Korelační koeficienty porovnání senzorů TM s ETM+*

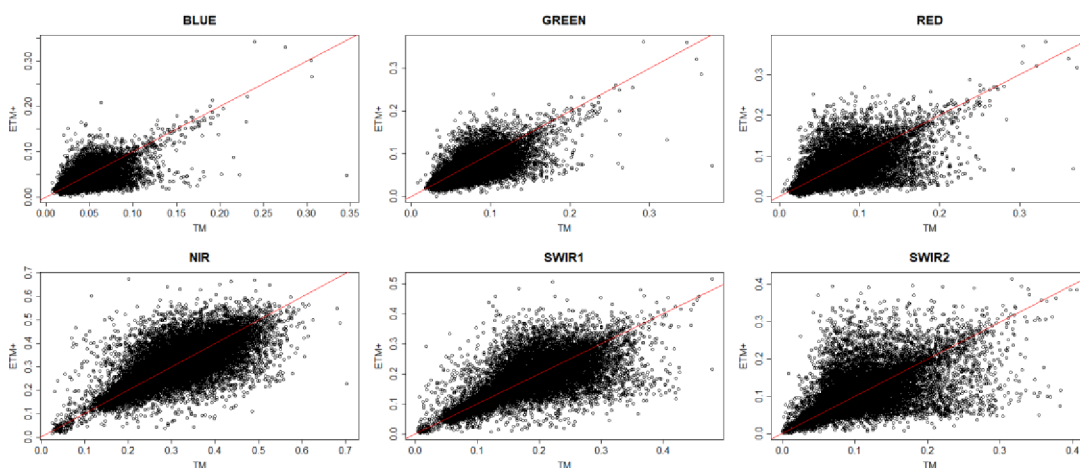
Rok	BLUE	GREEN	RED	NIR	SWIR1	SWIR2
2000	0.77	0.84	0.81	0.85	0.85	0.78
2001	0.63	0.74	0.65	0.75	0.76	0.62
2002	0.62	0.73	0.66	0.81	0.77	0.64
2003	0.67	0.74	0.68	0.62	0.79	0.66
2004	0.59	0.67	0.61	0.66	0.68	0.61
2005	0.76	0.81	0.75	0.79	0.83	0.74
2006	0.73	0.81	0.76	0.80	0.83	0.75
2007	0.62	0.70	0.61	0.66	0.67	0.56
2008	0.60	0.68	0.65	0.65	0.67	0.63
2009	0.74	0.79	0.75	0.82	0.74	0.67
2010	0.72	0.79	0.77	0.75	0.77	0.72
2011	0.81	0.84	0.78	0.82	0.84	0.75



Z hlediska jednotlivých pásem lze nejsilnější vztah mezi senzory pozorovat u pásem SWIR1 a GREEN, přičemž podobný silný vztah vykazuje i pásmo NIR. Naopak nejslabší souvislost mezi senzory byla zaznamenána v pásmu SWIR2, které vykazuje větší variabilitu. V roce 2007 byla souvislost mezi senzory v pásmu SWIR2 obzvláště slabá, s korelačním koeficientem pouhých 0,56.

Na základě nižších korelačních koeficientů a vizuálního srovnání není možné jednoznačně určit, zda některý senzor nadhodnocuje či podhodnocuje hodnoty spektrálních odrazivostí v určitých spektrálních pásmech. Obrázek 13 zobrazuje všechny náhodné hodnoty spektrálních odrazivostí pro senzory TM na ose x a ETM+ na ose y, pro každé spektrální pásmo. Graf je doplněn o přímku, která znázorňuje ideální rozložení hodnot mezi oběma senzory.

Obrázek 13 Náhodné hodnoty spektrálních odrazivostí senzorů TM a ETM+ proložené přímkou



## 6. Diskuze

Tato práce představuje první experiment na téma konceptu spektrální niky. Tento pojem zatím není etablován ve vědecké literatuře, zejména v souvislosti s živočichy, proto je obtížné srovnávat výsledky této práce s existujícími studiemi. Několik studií v současnosti využívá tento koncept ve výzkumu fytoplanktonu (Stomp et al. 2007; Striebel et al. 2009; Holtrop et al. 2021; Grebert et al. 2022), jeho použití v jiných oblastech je omezené. S výjimkou Duccia Rocchiniho (2021), který naznačil možnost využití spektrálních pásem jako os multidimenzionálního prostoru.

### 6.1 Informační karty druhů

Na dvou vybraných druzích (krtekovi obecném a kuny lesní) byla pomocí informačních karet ukázána vizualizace vývoje spektrální variability habitatu (spektrální niky). Z informační karty krtek obecného (*Talpa europaea*) vyplývá, že spektrální nika daného druhu je v průběhu let poměrně stabilní. To by mohlo znamenat, že druh byl zaznamenán na místech s podobnými spektrálními odrazivostmi. Tento jev by mohl naznačovat nižší míru zkreslení vzorkování (sampling bias) v souvislosti s polohovou přesností.

Naopak z informační karty kuny lesní (*Martes martes*) je patrná značná variabilita spektrální niky v čase, což může naznačovat, že kuna lesní byla nacházena na místech s rozdílnou spektrální variabilitou v rámci daných intervalů. Při vycházení z předpokladu konzervatismu niky, by měl druh vyhledávat oblasti, které splňují naše nároky na prostředí, což v kontextu diplomové práce znamená, že by druh měl být v rámci jednotlivých časových intervalech zaznamenáván na místech s podobnou spektrální odrazivostí. Jelikož se tento předpoklad u kuny lesní příliš nepotvrdil, existuje zde vyšší pravděpodobnost možného sampling biasu způsobeného např. chybně zaznamenanými souřadnicemi, shlukem bodů na určité lokalitě či v nerovnoměrném zaznamenání v rámci let, což může vést k větší variabilitě spektrální niky v čase.

Analýza hlavních komponent (PCA) hodnot spektrálních odrazivostí kunity lesní (*Martes martes*) poukázala na potenciálně nevypovídající hodnotu spektrální niky u intervalů s malým počtem záznamů pro daný druh. Jednou z možností je stanovit vyšší minimální počet záznamů pro vytváření spektrální niky nebo intervaly s malým počtem záznamů z analýzy vyloučit. Alternativně lze upravit časový interval, ačkoliv to může snížit informativní hodnotu, např. v případě desetiletého intervalu. Příklad kunity lesní (*Martes martes*) názorně ilustruje nerovnoměrné mapování v průběhu času, kdy jsou patrné výraznější patnáctileté rozdíly v zaznamenávání.

## 6.2 Vliv polohové přesnosti a rozlišení na variabilitu spektrální niky

Vliv různých kategorií polohových přesností může mít značný dopad na míru variability spektrální niky, např. variabilita myšky drobné (*Micromys minutus*) je při použití záznamů s polohovými přesnostmi 0–90 m velmi nízká (2,6), zatímco při přesnostech 1–90 je její variabilita 13x vyšší (33,8), viz Tabulka 4 v Příloze. Tento rozdíl může poukazovat na důležitost určitých polohových přesností a jejich potenciální význam při modelování distribuce druhů. Vynechání těchto kategorií polohových přesností by mohlo mít významnější dopad na výsledné modely distribuce druhů.

Možný vliv polohových přesností může být ilustrován také na následujícím zjištění. U osmi druhů byla zaznamenána nejnižší variabilita spektrální niky při použití záznamů bez ohledu na polohovou přesnost, viz Obrázek 11. To naznačuje potenciální vyrovnání výkyvů a nestandardních hodnot spektrálních odrazivostí, které byly zanedbány či zmenšeny prostřednictvím průměrných hodnot, ze kterých je spektrální nika vytvořena. Jako důsledek toho se spektrální nika druhu může jevit jako stabilní, i když určitá část záznamů s různou polohovou přesností může být zatížena sampling biasem.

Je zřejmý určitý vliv hrubšího prostorového rozlišení na variabilitu spektrální niky. U některých druhů tento vliv vede ke snížení variability, zatímco u jiných druhů k jejímu zvýšení. Ačkoliv nebyl proveden test významnosti, zdá se, že vliv rozdílných měřítek (30 a 90 m) není příliš výrazný a tedy méně použitelný z hlediska potenciální vyšší citlivosti na chyby v polohovém určení v nálezových záznamech.

### 6.3 Meziroční variabilita hodnot spektrálních pásem

Na Obrázku 9 lze pozorovat fluktuace korelačních koeficientů v průběhu času, což ukazuje proměnlivý vztah mezi hodnotami spektrálních odrazivostí (podobnost prostředí). Je také patrný určitý trend u průměrných hodnot spektrálních odrazivostí. S klesajícím trendem v pásmu viditelného spektra (pásma BLUE, GREEN, RED), stoupajícím trendem v pásmu NIR a relativně konstantním v pásmech SWIR 1 a 2. Pásma SWIR jsou si podobná ve tvaru vývoje meziročních korelací i průměrných hodnot, ačkoliv z hlediska spolehlivosti jsou pásma velmi odlišná. SWIR1 vykazuje jeden z nejsilnějších trendů korelačních koeficientů, naopak SWIR2 se zdá být přesný opak.

Možná změna v prostředí je také zřetelná u 47 druhů savců, pro které byla vytvořena spektrální nika. Většina druhů (více než 40) vykazuje snížení průměrných hodnot v pásmech viditelného spektra (modré, zelené, červené) a také v hodnotách krátkovlnného infračerveného záření (SWIR1, SWIR2) mezi prvním a posledním časovým obdobím použitým pro tvorbu spektrální niky. Co se týče pásma blízkého infračerveného záření (NIR), u poloviny druhů došlo ke zvýšení hodnot, zatímco u druhé poloviny k poklesu.

Pro lepší pochopení vývoje průměrných hodnot spektrální niky byl vytvořen také graf s pětiletými agregacemi hodnot spektrálních pásem, který může pomoci lépe identifikovat jejich vývoj v čase, viz Příloha 4. Vývoj jednotlivých pásem poukazuje na možné proměnlivé prostředí, což představuje další výzvu při hodnocení variability spektrální niky. Jako alternativa by bylo možné vytvořit spektrální niku imaginárního druhu pomocí náhodně vybraných bodů v jednotlivých časových intervalech a sledovat její variabilitu v průběhu let. Tento přístup by mohl přispět k lepšímu porozumění spektrální niky a vlivu prostředí, které ji ovlivňuje.

Výsledky naznačují, že prostředí prochází v čase změnami. Pro další vývoj konceptu spektrální niky bude důležité zjistit, zda jsou tyto změny statisticky významné a případně také určit, jaká hodnota korelace by naznačovala zhoršení srovnatelnosti prostředí v průběhu času.

## 6.4 Korelační vztah senzorů TM a ETM+

Nížejší korelační koeficienty mezi senzory TM a ETM+ na družicích Landsat 5 a 7 poukazují na možnou nespolehlivost ve snímání těchto dvou senzorů. Existuje možnost, že podobné nestálosti mohou být součástí i senzorů TM a OLI na družici Landsat 8. Avšak vzhledem k tomu, že tyto senzory na sebe chronologicky nenavazují, není možné je porovnat stejným způsobem jako TM a ETM+. Jako alternativa se nabízí provést analýzu korelačních koeficientů pro senzory ETM+ a OLI, např. v desetiletém období mezi lety 2013 a 2022 a na základě získaných výsledků by pak bylo možné lépe vyhodnotit možné vztahy mezi těmito senzory.

Nízké korelace mezi senzory nebo také nižší meziroční korelace hodnot spektrálních odrazivostí v jednotlivých snímcích nemusí nutně vypovídat o odlišnostech jednotlivých senzorů nebo nepřesnostech ve zpracování dat prostřednictvím Google Earth Engine. Může to být také spojeno s procesem agregace družicových snímků pomocí mediánu. Jedna z variant je místo jednoduchého mediánu použít multidimenzionální medián, známý jako medoid. Medoid představuje vícedimenzionální ekvivalent mediánu, což znamená, že se jedná o bod, který je ve vícedimenzionálním prostoru nejbliže ostatním bodům z hlediska euklidovské vzdálenosti. Vzdálenost mezi body v prostoru lze vysvětlit jako míru rozdílu nebo „vzdálenosti“ mezi nimi. Pro jednotlivý pixel snímku je medoid hodnota pro danou vrstvu, která je číselně nejbližší mediánu všech odpovídajících pixelů mezi zvažovanými snímky (všechny snímky v kolekci<sup>5</sup>). Medoid je odolnější vůči extrémním hodnotám a lépe charakterizuje hodnoty spektrálních odrazivostí prostředí pro konkrétní časové období (Flood 2013).

---

<sup>5</sup> Kolekce v GEE představuje soubor snímků seskupených podle zvoleného časového úseku.

## 6.6 Alternativní přístupy tvorby spektrální niky

Jedním z potenciálních omezení spektrální niky může být kolinearita jednotlivých pásem, nevhodnost některých pásem kvůli vysoké meziroční variabilitě, např. SWIR2 a rozdílný význam důležitosti pásem z hlediska habitatu jednotlivých druhů. Možným řešením je vynechání těchto problematických pásem, nicméně snížení počtu pásem spektrální niky může vést také ke snížení informační hodnoty. Pokud by spektrální nika byla vytvořena pouze se třemi pásmy spektrální odrazivosti místo šesti, výsledek by mohl být méně spolehlivý. Dalším možným výraznějším omezením může být také nestálost prostředí z hlediska jeho spektrálních charakteristik.

V principu se však spektrální nika nemusí vytvářet pouze z pásem spektrálních odrazivostí. Alternativně může být také vytvořena pomocí vegetačních indexů, včetně indexů získaných prostřednictvím transformace obrazu Tasseled Cap (TCT), nebo prostřednictvím prvních několika hlavních komponent (PCA) získaných ze všech pásem, včetně indexů.

Jednou z dalších možností může být změna výpočtu spektrální niky, v případě diplomové práce se to týká změny výpočtu radarového grafu, který je založen na průměrných hodnotách spektrálních pásem. Alternativně lze provést výpočet pomocí mediánu, což může lépe zachytit rozložení dat, zejména pokud některá spektrální pásma nevykazují normální rozdělení, např. pásma viditelného záření .

## 7. Závěr a přínos práce

Diplomová práce se zabývala spektrální variabilitou habitatu savců v České republice od roku 1987 do roku 2022 s použitím záznamů Nálezové databáze ochrany přírody a družic Landsat. Práce se snažila rozvinout koncept nového tématu spektrální niky ke kvantifikaci sampling bias v těchto datech.

V teoretické části práce byly objasněny základní principy ekologické niky a jejího konzervatismu. Dále byla nastíněna problematika sampling bias v modelování distribuce druhů s využitím nálezových databází. Literární rešerše shrnula využití družicového dálkového průzkumu Země v ekologii a modelování distribuce druhů. V poslední části literární rešerše bylo popsáno předzpracování družicových snímků, rozdíly mezi senzory Landsat a představena Kolekce 2 dat Landsat, která by měla být schopna tyto rozdíly minimalizovat.

V praktické části práce byly vytvořeny informační karty druhů, které zobrazují vývoj spektrální variability habitatu daného druhu v čase a reprezentují možnou vizualizaci spektrální niky. Na příkladu dvou druhů byla demonstrována vizualizace spektrální niky s využitím, navzájem se doplňujících, informačních prvků. Dále bylo poukázáno na vliv různých polohových přesností na variabilitu spektrální niky u různých druhů. Práce také naznačila zvýšenou variabilitu krajinného pokryvu v průběhu času na základě nižších meziročních korelačních koeficientů spektrálních odrazivostí. V závěru praktické části bylo na příkladu srovnání senzorů TM a ETM+ poukázáno na potenciální nespolehlivost dat pocházející z Google Earth Engine z důvodu nižších vzájemných souvislostí mezi hodnotami spektrálních odrazivostí obou senzorů anebo vlivem zpracování družicových snímků pomocí mediánu.

Diplomová práce si kladla za cíl seznámit čtenáře s novým konceptem spektrální niky, jakožto spektrální variability habitatu druhů na příkladu savců a poukázat na její možné využití jako indikátor sampling biasu v nálezových datech, zejména v souvislosti s chybným určením polohy záznamu výskytu druhu. Pro další rozvoj a využití potenciálu této metody je nezbytné provést další kroky, zejména ve směru validace družicových dat.

## 8. Zdroje

- ACHARYA, Tri Dev, Dong Ha LEE, In Tae YANG a Jae Kang LEE, 2016. Identification of water bodies in a landsat 8 OLI image using a J48 decision tree. *Sensors (Switzerland)* [online]. **16**(7), 1–16. ISSN 14248220. Dostupné z: doi:10.3390/s16071075
- ADE, Christiana a Erin HESTIR, 2017. *Remote sensing and GIS for ecologists: using open source software* [online]. 2017. ISSN 0099-1112. Dostupné z: doi:10.14358/pers.83.6.391
- ARAÚJO, Miguel B., Francisco FERRI-YÁÑEZ, Francisco BOZINOVIC, Pablo A. MARQUET, Fernando VALLADARES a Steven L. CHOWN, 2013. Heat freezes niche evolution. *Ecology Letters* [online]. **16**(9), 1206–1219. ISSN 14610248. Dostupné z: doi:10.1111/ele.12155
- ARDÖ, J, 1992. Volume quantification of coniferous forest compartments using spectral radiance recorded by Landsat Thematic Mapper. *International Journal of Remote Sensing* [online]. **13**(9), 1779–1786. Dostupné z: doi:10.1080/01431169208904227
- BOTELLA, Christophe, Alexis JOLY, Pascal MONESTIEZ, Pierre BONNET a François MUNOZ, 2020. Bias in presence-only niche models related to sampling effort and species niches: Lessons for background point selection. *PLOS ONE* [online]. **15**(5), e0232078. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232078>
- BRADLEY, Bethany A., Aaryn D. OLSSON, Ophelia WANG, Brett G. DICKSON, Lori PELECH, Steven E. SESNIE a Luke J. ZACHMANN, 2012. Species detection vs. habitat suitability: Are we biasing habitat suitability models with remotely sensed data? *Ecological Modelling* [online]. **244**(October), 57–64. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.06.019
- BROCKHOUS, J A a S KHORRAM, 1992. A comparison of SPOT and Landsat-TM data for use in conducting inventories of forest resources. *International Journal of Remote Sensing* [online]. **13**(16), 3035–3043. Dostupné z: doi:10.1080/01431169208904100



BROENNIMANN, O., U. A. TREIER, H. MÜLLER-SCHÄRER, W. THULLER, A. T. PETERSON a A. GUI SAN, 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* [online]. **10**(8), 701–709. ISSN 1461023X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01060.x

BYSTRIAKOVA, Nadia, Mykyta PEREGRYM, Roy H.J. ERKENS, Olesya BEZSMERTNA a Schneider HARALD, 2012. Sampling bias in geographic and environmental space and its effect on the predictive power of species distribution models. *Systematics and Biodiversity* [online]. **10**(3), 305–315. ISSN 14772000. Dostupné z: doi:10.1080/14772000.2012.705357

CONNER, L Mike, 2002. A Technique to Locate Isolated Populations Using Satellite Imagery. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* [online]. **30**(4), 1044–1049. ISSN 00917648, 19385463. Dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/3784271>

DEPT. OF INTERIOR USGS, 2016. Landsat 8 Data Users Handbook. *NASA* [online]. **8**(June), 97. Dostupné z: <https://landsat.usgs.gov/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf>

ELITH, Jane a Mark BURGMAN, 2002. Predictions and Their Validation: Rare Plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. *Predictions and Their Validation: Rare Plants in the Central Highlands, Victoria, Australia*. (September), 303–314.

ELITH, Jane, Catherine H. GRAHAM, Robert P. ANDERSON, Miroslav DUDÍK, Simon FERRIER, Antoine GUI SAN, Robert J. HIJMANS, Falk HUETTMANN, John R. LEATHWICK, Anthony LEHMANN, Jin LI, Lucia G. LOHMANN, Bette A. LOISELLE, Glenn MANION, Craig MORITZ, Miguel NAKAMURA, Yoshinori NAKAZAWA, Jacob MCC. M. OVERTON, A TOWNSEND PETERSON, Steven J. PHILLIPS, Karen RICHARDSON, Ricardo SCACHETTI-PEREIRA, Robert E. SCHAPIRE, Jorge SOBERÓN, Stephen WILLIAMS, Mary S. WISZ a Niklaus E. ZIMMERMANN, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* [online]. **29**(2), 129–151. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>

ELTON, Charles, 1927. *Animal ecology* [online]. B.m.: New York, Macmillan Co, 1927. Dostupné z: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/31642>

EVANS, Margaret E.K., Stephen A. SMITH, Rachel S. FLYNN a Michael J. DONOGHUE, 2009. Climate, niche evolution, and diversification of the „bird-cage" evening primroses (*Oenothera*, sections *Anogra* and *Kleinia*). *American Naturalist* [online]. **173**(2), 225–240. ISSN 00030147. Dostupné z: doi:10.1086/595757

FITHIAN, William, Jane ELITH, Trevor HASTIE a David A. KEITH, 2015. Bias correction in species distribution models: Pooling survey and collection data for multiple species. *Methods in Ecology and Evolution* [online]. **6**(4), 424–438. ISSN 2041210X. Dostupné z: doi:10.1111/2041-210X.12242

FLOOD, Neil, 2013. Seasonal composite landsat TM/ETM+ Images using the medoid (a multi-dimensional median). *Remote Sensing* [online]. **5**(12), 6481–6500. ISSN 20724292. Dostupné z: doi:10.3390/rs5126481

FOURCADE, Yoan, Jan O. ENGLER, Dennis RÖDDER a Jean SECONDI, 2014. Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS ONE* [online]. **9**(5), 1–13. ISSN 19326203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0097122

FRANKLIN, Janet a Jennifer A (Jennifer Anne) MILLER, 2009. *Mapping species distributions : spatial inference and prediction* . Cambridge: Cambridge University Press. Ecology, biodiversity, and conservation. ISBN 0-511-84811-0.

FRANKS, Shannon, James STOREY a Rajagopalan RENGARAJAN, 2020. The new landsat collection-2 digital elevation model. *Remote Sensing* [online]. **12**(23), 1–24. ISSN 20724292. Dostupné z: doi:10.3390/rs12233909

FU, Yuanyuan, Chunjiang ZHAO, Jihua WANG, Xiuping JIA, Guijun YANG, Xiaoyu SONG a Haikuan FENG, 2017. An improved combination of spectral and spatial features for vegetation classification in hyperspectral images. *Remote Sensing* [online]. **9**(3), 1–16. ISSN 20724292. Dostupné z: doi:10.3390/rs9030261

GÁBOR, Lukáš, Vítězslav MOUDRÝ, Vojtěch BARTÁK a Vincent LECOURS, 2020. How do species and data characteristics affect species distribution models and when to use environmental filtering? *International Journal of Geographical Information Science* [online]. **34**(8), 1567–1584. ISSN 13623087. Dostupné z: doi:10.1080/13658816.2019.1615070

GELLER, Gary N, Patrick N HALPIN, Brian HELMUTH, Erin L HESTIR, Andrew SKIDMORE, Michael J ABRAMS, Nancy AGUIRRE, Mary BLAIR, Elizabeth BOTHA, Matthew COLLOFF, Terry DAWSON, Janet FRANKLIN, Ned HORNING, Craig JAMES, William MAGNUSSON, Maria J SANTOS, Steven R SCHILL a Kristen WILLIAMS, 2017. The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks. *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks* [online]. (September). Dostupné z: doi:10.1007/978-3-319-27288-7

GOODWIN, Cecily E.D., David J. HODGSON, Nida AL-FULAIJ, Sallie BAILEY, Steve LANGTON a Robbie A. MCDONALD, 2017. Voluntary recording scheme reveals ongoing decline in the United Kingdom hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Mammal Review* [online]. **47**(3), 183–197. ISSN 13652907. Dostupné z: doi:10.1111/mam.12091

GOOGLE, 2023c. *Earth Engine API: ee.Image.blend() method*.

GOOGLE, 2023b. *Earth Engine API: ee.Image.focalMedian() method* [online]. Dostupné z: <https://developers.google.com/earth-engine/apidocs/ee-image-focalmedian>

GOOGLE, 2023a. *Frequently Asked Questions* [online]. Dostupné z: [https://developers.google.com/earth-engine/faq#is\\_cross-sensor\\_landsat\\_surface\\_reflectance\\_harmonization\\_needed](https://developers.google.com/earth-engine/faq#is_cross-sensor_landsat_surface_reflectance_harmonization_needed)

GREBERT, Theophile, Laurence GARCZAREK, Vincent DAUBIN, Florian HUMILY, Dominique MARIE, Morgane RATIN, Alban DEVAILLY, Gregory K. FARRANT, Isabelle MARY, Daniella MELLA-FLORES, Gwenn TANGUY, Karine LABADIE, Patrick WINCKER, David M. KEHOE a Frédéric PARTENSKY, 2022. Diversity and Evolution of Pigment Types in Marine Synechococcus Cyanobacteria. *Genome Biology and Evolution* [online]. **14**(4), 1–19. ISSN 17596653. Dostupné z: doi:10.1093/gbe/evac035

GRINNELL, Joseph, 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* [online]. **34**(4), 427–433. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/4072271>

GROSS, Garrison, Dennis HELDER, Christopher BEGEMAN, Larry LEIGH, Morakot KAEWMANEE a Ramita SHAH, 2022. Initial Cross-Calibration of Landsat 8 and Landsat 9 Using the Simultaneous Underfly Event. *Remote Sensing* [online]. **14**(10). ISSN 20724292. Dostupné z: doi:10.3390/rs14102418

GUILLERA-ARROITA, Gurutzeta, José J. LAHOZ-MONFORT, Jane ELITH, Ascelin GORDON, Heini KUJALA, Pia E. LENTINI, Michael A. MCCARTHY, Reid TINGLEY a Brendan A. WINTLE, 2015. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **24**(3), 276–292. ISSN 14668238. Dostupné z: doi:10.1111/geb.12268

GUTIERREZ-VELEZ, Victor Hugo a Daniel WIESE, 2020. Sampling bias mitigation for species occurrence modeling using machine learning methods. *Ecological Informatics* [online]. **58**, 101091. ISSN 1574-9541. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101091

HE, Kate S., Bethany A. BRADLEY, Anna F. CORD, Duccio ROCCHINI, Mao Ning TUANMU, Sebastian SCHMIDTLEIN, Woody TURNER, Martin WEGMANN a Nathalie PETTORELLI, 2015. Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? *Remote Sensing in Ecology and Conservation* [online]. **1**(1), 4–18. ISSN 20563485. Dostupné z: doi:10.1002/rse2.7

HOLT, Robert D a Michael BARFIELD, 2008. Habitat Selection and Niche Conservatism. *Israel Journal of Ecology & Evolution* [online]. **54**(3–4), 295–309. Dostupné z: doi:10.1560/IJEE.54.3-4.295

HOLTROP, Tadzio, Jef HUISMAN, Maayke STOMP, Levi BIERSTEKER, Jeroen AERTS, Théophile GRÉBERT, Frédéric PARTENSKY, Laurence GARCZAREK a Hendrik Jan van der WOERD, 2021. Vibrational modes of water predict spectral niches for photosynthesis in lakes and oceans. *Nature Ecology and Evolution* [online]. **5**(1), 55–66. ISSN 2397334X. Dostupné z: doi:10.1038/s41559-020-01330-x

HUANG, Cho ying a Gregory P. ASNER, 2009. Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. *Sensors (Switzerland)* [online]. **9**(6), 4869–4889. ISSN 14248220. Dostupné z: doi:10.3390/s90604869

HUTCHINSON, G. Evelyn, 1957. Concluding Remarks. 415–427.

INMAN, Richard, Janet FRANKLIN, Todd ESQUE a Kenneth NUSSEAR, 2021. Comparing sample bias correction methods for species distribution modeling using virtual species. *Ecosphere* [online]. **12**(3). ISSN 21508925. Dostupné z: doi:10.1002/ecs2.3422

- IPCC, 2014. *Climate Change 2014 Part A: Global and Sectoral Aspects* [online]. ISBN 9781107641655. Dostupné z: [papers2://publication/uuid/B8BF5043-C873-4AFD-97F9-A630782E590D](https://publications.uuid/B8BF5043-C873-4AFD-97F9-A630782E590D)
- IPCC, 2021. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [online]. ISBN 9789291691586. Dostupné z: [doi:10.1017/9781009325844](https://doi.org/10.1017/9781009325844). Front
- IRONS, James R., John L. DWYER a Julia A. BARSİ, 2012. The next Landsat satellite: The Landsat Data Continuity Mission. *Remote Sensing of Environment* [online]. **122**, 11–21. ISSN 00344257. Dostupné z: [doi:10.1016/j.rse.2011.08.026](https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.026)
- ISAAC, Nick J.B., Arco J. VAN STRIEN, Tom A. AUGUST, Marnix P. DE ZEEUW a David B. ROY, 2014. Statistics for citizen science: Extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution* [online]. **5**(10), 1052–1060. ISSN 2041210X. Dostupné z: [doi:10.1111/2041-210X.12254](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12254)
- ISAAC, Nick J B a Michael J O POCOCK, 2015. Bias and information in biological records. *Biological Journal of the Linnean Society* [online]. **115**(3), 522–531. ISSN 0024-4066. Dostupné z: [doi:10.1111/bij.12532](https://doi.org/10.1111/bij.12532)
- JETZ, Walter, David S. WILCOVE a Andrew P. DOBSON, 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology* [online]. **5**(6), 1211–1219. ISSN 15449173. Dostupné z: [doi:10.1371/journal.pbio.0050157](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157)
- JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto, Jorge M. LOBO a Joaquín HORTAL, 2008. Not as good as they seem: The importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* [online]. **14**(6), 885–890. ISSN 13669516. Dostupné z: [doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x)
- JU, Junchang a Jeffrey G. MASEK, 2016. The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984-2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment* [online]. **176**, 1–16. ISSN 00344257. Dostupné z: [doi:10.1016/j.rse.2016.01.001](https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.001)
- KERR, Jeremy T. a Marsha OSTROVSKY, 2003. From space to species: Ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* [online]. **18**(6), 299–305. ISSN 01695347. Dostupné z: [doi:10.1016/S0169-5347\(03\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00071-5)

- LAURENT, Edward J, Haijin SHI, Demetrios GATZIOLIS, Joseph P LEBOUTON, Michael B WALTERS a Jianguo LIU, 2005. Using the spatial and spectral precision of satellite imagery to predict wildlife occurrence patterns. *Remote Sensing of Environment* [online]. **97**(2), 249–262. ISSN 0034-4257. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.015>
- LAVERGNE, Sébastien, Nicolas MOUQUET, Wilfried THUILLER a Ophélie RONCE, 2010. Biodiversity and climate change: Integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **41**(December), 321–350. ISSN 1543592X. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev-ecolsys-102209-144628](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144628)
- LEITÃO, Pedro J., Francisco MOREIRAA a Patrick E. OSBORNED, 2011. Effects of geographical data sampling bias on habitat models of species distributions: A case study with steppe birds in southern Portugal. *International Journal of Geographical Information Science* [online]. **25**(3), 439–454. ISSN 13623087. Dostupné z: doi:[10.1080/13658816.2010.531020](https://doi.org/10.1080/13658816.2010.531020)
- LI, Juan, Lian FENG, Xiaoping PANG, Weishu GONG a Xi ZHAO, 2016. Radiometric cross calibration of Gaofen-1 WFV cameras using Landsat-8 OLI images: A simple image-based method. *Remote Sensing* [online]. **8**(5). ISSN 20724292. Dostupné z: doi:[10.3390/rs8050411](https://doi.org/10.3390/rs8050411)
- LOSOS, Jonathan B., 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology Letters* [online]. **11**(10), 995–1003. ISSN 1461023X. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2008.01229.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01229.x)
- LUCK, Gary W., 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* [online]. **82**(4), 607–645. ISSN 14647931. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-185X.2007.00028.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00028.x)
- MALDONADO, Carla, Carlos I. MOLINA, Alexander ZIZKA, Claes PERSSON, Charlotte M. TAYLOR, Joaquina ALBÁN, Eder CHILQUILLO, Nina RØNSTED a Alexandre ANTONELLI, 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: To what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography* [online]. **24**(8), 973–984. ISSN 14668238. Dostupné z: doi:[10.1111/geb.12326](https://doi.org/10.1111/geb.12326)

- MARKHAM, B L, J C STOREY, D L WILLIAMS a J R IRONS, 2004. Landsat sensor performance: history and current status. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* [online]. **42**(12), 2691–2694. Dostupné z: doi:10.1109/TGRS.2004.840720
- MISHRA, Nischal, Md Obaidul HAQUE, Larry LEIGH, David AARON, Dennis HELDER a Brian MARKHAM, 2014. Radiometric cross calibration of landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and landsat 7 enhanced thematic mapper plus (ETM+). *Remote Sensing* [online]. **6**(12), 12619–12638. ISSN 20724292. Dostupné z: doi:10.3390/rs61212619
- MOUDRÝ, Vítězslav a Petra ŠÍMOVÁ, 2012. Influence of positional accuracy, sample size and scale on modelling species distributions: A review. *International Journal of Geographical Information Science* [online]. **26**(11), 2083–2095. ISSN 13658816. Dostupné z: doi:10.1080/13658816.2012.721553
- OPDAM, Paul a Dirk WASCHER, 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* [online]. **117**(3), 285–297. ISSN 0006-3207. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008
- ORR, M R a T B SMITH, 1998. Ecology and speciation. *Trends in ecology & evolution* [online]. **13**(12), 502–506. ISSN 0169-5347 (Print). Dostupné z: doi:10.1016/s0169-5347(98)01511-0
- PEARMAN, Peter B, Antoine GUISAN, Olivier BROENNIMANN a Christophe F RANDIN, 2008. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* [online]. **23**(3), 149–158. ISSN 0169-5347. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.005
- PETERSON, A. Townsend, 2011. Ecological niche conservatism: A time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography* [online]. **38**(5), 817–827. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x
- PHILLIPS, Steven J., Miroslav DUDÍK, Jane ELITH, Catherine H. GRAHAM, Anthony LEHMANN, John LEATHWICK a Simon FERRIER, 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* [online]. **19**(1), 181–197. ISSN 10510761. Dostupné z: doi:10.1890/07-2153.1

- PHILLIPS, Steven J., Robert P. ANDERSON a Robert E. SCHAPIRE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* [online]. **190**(3), 231–259. ISSN 0304-3800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- POLECHOVÁ, Jitka a David STORCH, 2019. Ecological Niche. In: *Encyclopedia of Ecology* [online]. B.m.: Elsevier, s. 72–80. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.11113-3
- PRENDERGAST, J. R., S. N. WOOD, J. H. LAWTON a B. C. EVERSHAM, 1993. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots. *Biodiversity Letters* [online]. **1**(2), 39–53. ISSN 09679952. Dostupné z: doi:10.2307/2999649
- PULLIAM, H. Ronald, 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* [online]. **3**(4), 349–361. ISSN 1461023X. Dostupné z: doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x
- PURVIS, A, J L GITTLEMAN, G COWLISHAW a G M MACE, 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings. Biological sciences* [online]. **267**(1456), 1947–1952. ISSN 0962-8452 (Print). Dostupné z: doi:10.1098/rspb.2000.1234
- R CORE TEAM, 2023. *R: A language and environment for statistical computing* [online]. 2023. Dostupné z: <https://www.r-project.org/>
- ROBINSON, Orin J., Viviana RUIZ-GUTIERREZ a Daniel FINK, 2018. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. *Diversity and Distributions* [online]. **24**(4), 460–472. ISSN 14724642. Dostupné z: doi:10.1111/ddi.12698
- ROCCHINI, Duccio, Doreen S. BOYD, Jean Baptiste FÉRET, Giles M. FOODY, Kate S. HE, Angela LAUSCH, Harini NAGENDRA, Martin WEGMANN a Nathalie PETTORELLI, 2016. Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* [online]. **2**(1), 25–36. ISSN 20563485. Dostupné z: doi:10.1002/rse2.9
- ROCCHINI, Duccio, Nicole SALVATORI, Carl BEIERKUHNLEIN, Alessandro CHIARUCCI, Florian DE BOISSIEU, Michael FÖRSTER, Carol X. GARZON-



- LOPEZ, Thomas W. GILLESPIE, Heidi C. HAUFFE, Kate S. HE, Birgit KLEINSCHMIT, Jonathan LENOIR, Marco MALAVASI, Vítězslav MOUDRÝ, Harini NAGENDRA, Davnah PAYNE, Petra ŠÍMOVÁ, Michele TORRESANI, Martin WEGMANN a Jean Baptiste FÉRET, 2021. From local spectral species to global spectral communities: A benchmark for ecosystem diversity estimate by remote sensing. *Ecological Informatics* [online]. **61**(November 2020). ISSN 15749541. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoinf.2020.101195
- ROY, D. P., V. KOVALSKYY, H. K. ZHANG, E. F. VERMOTE, L. YAN, S. S. KUMAR a A. EGOROV, 2016. Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment* [online]. **185**, 57–70. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/j.rse.2015.12.024
- ROY, D. P., M. A. WULDER, T. R. LOVELAND, Woodcock C.E., R. G. ALLEN, M. C. ANDERSON, D. HELDER, J. R. IRONS, D. M. JOHNSON, R. KENNEDY, T. A. SCAMBOS, C. B. SCHAAF, J. R. SCHOTT, Y. SHENG, E. F. VERMOTE, A. S. BELWARD, R. BINDSCHADLER, W. B. COHEN, F. GAO, J. D. HIPPLE, P. HOSTERT, J. HUNTINGTON, C. O. JUSTICE, A. KILIC, V. KOVALSKYY, Z. P. LEE, L. LYMBURNER, J. G. MASEK, J. MCCORKEL, Y. SHUAI, R. TREZZA, J. VOGELMANN, R. H. WYNNE a Z. ZHU, 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* [online]. **145**, 154–172. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/j.rse.2014.02.001
- ROY, P. S. a Shirish A. RAVAN, 1996. Biomass estimation using satellite remote sensing data - An investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Biosciences* [online]. **21**(4), 535–561. ISSN 02505991. Dostupné z: doi:10.1007/BF02703218
- SCHOWENGERDT, Robert A, 2006. *Remote Sensing, Third Edition: Models and Methods for Image Processing*. USA: Academic Press, Inc. ISBN 0123694078.
- SHIRLEY, S. M., Z. YANG, R. A. HUTCHINSON, J. D. ALEXANDER, K. MCGARIGAL a M. G. BETTS, 2013. Species distribution modelling for the people: Unclassified landsat TM imagery predicts bird occurrence at fine resolutions. *Diversity and Distributions* [online]. **19**(7), 855–866. ISSN 13669516. Dostupné z: doi:10.1111/ddi.12093

- SINCLAIR, Steve J., Matthew D. WHITE a Graeme R. NEWELL, 2010. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? *Ecology and Society* [online]. **15**(1). ISSN 17083087. Dostupné z: doi:10.5751/ES-03089-150108
- SOBERÓN, Jorge, 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* [online]. **10**(12), 1115–1123. ISSN 1461023X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x
- SOBERON, Jorge a A. Townsend PETERSON, 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* [online]. **2**(0), 0–10. Dostupné z: doi:10.17161/bi.v2i0.4
- STOMP, Maayke, Jef HUISMAN, Lucas J. STAL a Hans C.P. MATTHIJS, 2007. Colorful niches of phototrophic microorganisms shaped by vibrations of the water molecule. *ISME Journal* [online]. **1**(4), 271–282. ISSN 17517362. Dostupné z: doi:10.1038/ismej.2007.59
- STOREY, James, P SCARAMUZZA a G SCHMIDT, 2005. Landsat 7 Scan Line Corrector Off-Gap Filled Product Development,.
- STRIEBEL, Maren, Stephan BEHL, Sebastian DIEHL a Herwig STIBOR, 2009. Spectral niche complementarity and carbon dynamics in pelagic ecosystems. *American Naturalist* [online]. **174**(1), 141–147. ISSN 00030147. Dostupné z: doi:10.1086/599294
- SULLA-MENASHE, Damien, Mark A. FRIEDL a Curtis E. WOODCOCK, 2016. Sources of bias and variability in long-term Landsat time series over Canadian boreal forests. *Remote Sensing of Environment* [online]. **177**, 206–219. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/j.rse.2016.02.041
- SUNDARESAN, Ashok, P K VARSHNEY a Manoj ARORA, 2007. Robustness of Change Detection Algorithms in the Presence of Registration Errors. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* [online]. **73**. Dostupné z: doi:10.14358/PERS.73.4.375

- TEILLET, P. M., J. L. BARKER, B. L. MARKHAM, R. R. IRISH, G. FEDOSEJEVS a J. C. STOREY, 2001. Radiometric cross-calibration of the Landsat-7 ETM+ and Landsat-5 TM sensors based on tandem data sets. *Remote Sensing of Environment* [online]. **78**(1–2), 39–54. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/S0034-4257(01)00248-6
- THORN, J. S., V. NIJMAN, D. SMITH a K. A.I. NEKARIS, 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Diversity and Distributions* [online]. **15**(2), 289–298. ISSN 13669516. Dostupné z: doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00535.x
- TRAN, Dung Van, Shigeharu TERUI, Kazuhiro NOMOTO a Kanto NISHIKAWA, 2021. Ecological niche differentiation of two salamanders (Caudata: Hynobiidae) from Hokkaido Island, Japan. *Ecological Research* [online]. **36**(2), 281–292. ISSN 14401703. Dostupné z: doi:10.1111/1440-1703.12191
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2021. Landsat collection 2. *U.S. Geological Survey Fact Sheet 2021–3002* [online]. **1.1**(April), 4. ISSN 2327-6932. Dostupné z: <https://doi.org/10.3133/fs20213002>
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2023. *Landsat Collection 2* [online]. Dostupné z: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-collection-2>
- VILLAESCUSA-NADAL, Jose Luis, Belen FRANCH, Jean Claude ROGER, Eric F. VERMOTE, Sergii SKAKUN a Chris JUSTICE, 2019. Spectral Adjustment Model's Analysis and Application to Remote Sensing Data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* [online]. **12**(3), 961–972. ISSN 21511535. Dostupné z: doi:10.1109/JSTARS.2018.2890068
- VOGELMANN, James E., Alisa L. GALLANT, Hua SHI a Zhe ZHU, 2016. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment* [online]. **185**(December 2020), 258–270. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/j.rse.2016.02.060
- WANG, Yunpeng, Hao XIA, Jiamo FU a Guoying SHENG, 2004. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data. *Science of The Total Environment* [online]. **328**(1), 195–206. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.020>

WIENS, John J. a Catherine H. GRAHAM, 2005. Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **36**, 519–539. ISSN 00664162. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431

WOLTER, Peter T., Philip A. TOWNSEND, Brian R. STURTEVANT a Clayton C. KINGDON, 2008. Remote sensing of the distribution and abundance of host species for spruce budworm in Northern Minnesota and Ontario. *Remote Sensing of Environment* [online]. **112**(10), 3971–3982. ISSN 00344257. Dostupné z: doi:10.1016/j.rse.2008.07.005

YOUNG, Nicholas E., Ryan S. ANDERSON, Stephen M. CHIGNELL, Anthony G. VORSTER, Rick LAWRENCE a Paul H. EVANGELISTA, 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* [online]. **98**(4), 920–932. ISSN 19399170. Dostupné z: doi:10.1002/ecy.1730

ZHANG, Zhixin, Stefano MAMMOLA a Hui ZHANG, 2020. Does weighting presence records improve the performance of species distribution models? A test using fish larval stages in the Yangtze Estuary. *Science of The Total Environment* [online]. **741**, 140393. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140393

## Přílohy

### Obrázky:

Obrázek 1 - Ukázka radarového grafu vydry říční ( <i>Lutra lutra</i> ) .....	27
Obrázek 2 – Ukázka matice překryvů polygonů vydry říční ( <i>Lutra lutra</i> ).....	28
Obrázek 3 Znárodnění hodnot vstupujících do výpočtu celkové variability spektrální niky .....	30
Obrázek 4 Počty druhů v intervalech .....	33
Obrázek 5 – Zastoupení polohových přesností v souboru dat .....	34
Obrázek 6 Informační karta krčka obecného ( <i>Talpa europea</i> ).....	35
Obrázek 7 Informační karta kuny lesní ( <i>Martes martes</i> ).....	36
Obrázek 8 – Ukázka analýzy hlavních komponent kuny lesní ( <i>Martes martes</i> ) .....	37
Obrázek 9 Poměr druhů s nejnižší variabilitou spektrální niky v dané kategorii pro 30 m rozlišení .....	39
Obrázek 10 Poměr druhů s nejnižší variabilitou spektrální niky v dané kategorii pro 90 m rozlišení .....	39
Obrázek 11 - Meziroční korelace mezi snímky .....	40
Obrázek 12 – Vývoj spektrálních pásem v čase.....	41
Obrázek 13 Náhodné hodnoty spektrálních odrazivostí senzorů TM a ETM+ proložené přímkou.....	43

## Tabulky:

Tabulka 1 Druhy s nejnižší a nejvyšší variabilitou napříč kategoriemi přesností .....	38
Tabulka 2 – Počet snímků přesahující různé korelační koeficienty .....	40
Tabulka 3 Korelační koeficienty porovnání senzorů TM s ETM+ .....	42
Tabulka 4 Směrodatná odchylka vývoje změny v procentech napříč lety (30 m) .....	64
Tabulka 5 Směrodatná odchylka vývoje změny v procentech napříč lety (90 m) .....	65
Tabulka 6 Meziroční korelace v pásmech .....	67
Tabulka 7 Průměrné hodnoty spektrálních odrazivostí náhodných bodů .....	68

Tabulka 4 Směrodatná odchylka vývoje změny v procentech napříč lety (30 m)

Název druhu	Přesnosti						
	VŠE	0	1–90	1–2000	0–90	91–2000	0–2000
<i>Alces alces</i>	10.7	9.7	20.0	8.4	6.7	17.6	11.4
<i>Apodemus agrarius</i>	5.6	8.5	4.2	4.4	6.9	4.3	4.8
<i>Apodemus flavicollis</i>	7.2	9.9	14.5	8.0	6.0	7.9	7.9
<i>Apodemus sylvaticus</i>	2.7	5.8	19.7	4.7	5.9	6.9	4.0
<i>Arvicola amphibius</i>	7.2	8.9	36.5	8.4	12.0	7.5	8.2
<i>Capreolus capreolus</i>	8.2	14.5	5.0	13.2	12.1	14.4	8.2
<i>Castor fiber</i>	11.1	7.7	7.9	7.1	5.5	13.4	7.7
<i>Cervus elaphus</i>	8.4	23.6	19.7	10.1	10.7	14.1	9.3
<i>Cervus nippon</i>	9.7	22.9	37.5	13.3	25.9	9.2	13.0
<i>Clethrionomys glareolus</i>	12.8	19.0	10.8	7.7	15.9	6.1	13.2
<i>Cricetus cricetus</i>	6.4	5.9	11.3	4.2	4.9	5.5	6.1
<i>Crocidura leucodon</i>	10.2	9.9	7.6	8.8	10.3	27.2	10.5
<i>Crocidura suaveolens</i>	6.0	12.7	2.1	4.6	7.4	5.0	6.6
<i>Dama dama</i>	3.4	33.3	6.8	6.4	9.0	7.7	4.1
<i>Erinaceus europaeus</i>	3.2	6.0	8.7	6.5	8.5	4.8	7.5
<i>Erinaceus roumanicus</i>	2.6	3.8	4.4	3.6	3.9	5.4	2.3
<i>Glis glis</i>	9.3	22.0	19.2	9.9	17.6	14.9	2.7
<i>Lepus europaeus</i>	10.2	12.0	9.8	17.7	10.1	13.2	10.9
<i>Lutra lutra</i>	10.1	12.4	13.6	11.6	9.8	12.9	11.4
<i>Martes foina</i>	18.4	8.8	11.5	28.3	8.6	27.3	16.4
<i>Martes martes</i>	19.5	8.9	9.9	17.4	9.3	22.3	18.6
<i>Meles meles</i>	14.9	12.3	11.9	12.9	12.9	15.0	15.0
<i>Micromys minutus</i>	5.1	3.2	33.8	8.1	2.6	7.4	4.5
<i>Microtus agrestis</i>	12.1	6.9	5.2	12.4	8.3	16.5	11.6
<i>Microtus arvalis</i>	4.9	5.3	12.4	2.3	4.7	3.3	4.9
<i>Muscardinus avellanarius</i>	18.9	10.3	23.9	23.5	12.4	17.8	16.4
<i>Mustela erminea</i>	17.4	8.9	17.9	21.6	9.4	19.3	18.8
<i>Mustela nivalis</i>	17.7	13.5	23.4	25.3	13.5	23.4	19.1
<i>Mustela putorius</i>	8.7	17.6	23.9	6.0	8.0	7.3	8.0

<i>Myocastor coypus</i>	17.6	22.2	11.3	22.0	24.5	11.2	17.9
<i>Neomys fodiens</i>	4.3	6.1	4.4	3.8	4.4	15.5	3.7
<i>Neomys milleri</i>	4.6	8.5	4.2	4.5	4.0	11.8	4.5
<i>Neovison vison</i>	15.9	25.1	25.5	9.0	24.6	14.4	20.3
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	5.1	9.4	14.8	12.6	8.3	18.2	6.1
<i>Ondatra zibethicus</i>	7.9	12.0	24.8	7.8	10.5	10.4	7.0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	4.0	2.9	14.5	8.4	4.8	10.3	4.3
<i>Ovis aries musimon</i>	5.4	10.2	10.0	7.7	9.7	6.9	3.6
<i>Procyon lotor</i>	4.7	4.9	2.8	7.8	6.7	16.2	5.3
<i>Rattus norvegicus</i>	12.5	8.9	32.5	6.4	10.4	11.4	9.1
<i>Sciurus vulgaris</i>	6.7	3.6	7.3	7.8	4.5	9.4	6.0
<i>Sorex alpinus</i>	8.2	6.2	10.3	7.9	10.1	12.1	7.3
<i>Sorex araneus</i>	5.2	8.2	9.8	8.8	6.0	7.6	5.5
<i>Sorex minutus</i>	4.3	8.2	11.1	5.9	4.7	8.8	4.0
<i>Spermophilus citellus</i>	4.8	6.9	12.7	4.3	8.2	4.2	3.7
<i>Sus scrofa</i>	10.4	12.4	22.8	17.1	9.2	18.9	11.6
<i>Talpa europaea</i>	1.9	11.4	2.6	3.9	2.1	7.3	2.3
<i>Vulpes vulpes</i>	12.7	4.5	12.7	20.4	7.5	19.7	13.2

Tabulka 5 Směrodatná odchylka vývoje změny v procentech napříč lety (90 m)

Název druhu	Přesnosti						
	VŠE	0	1–90	1–2000	0–90	91–2000	0–2000
<i>Alces alces</i>	10.6	11.2	19.8	7.1	6.6	12.6	10.6
<i>Apodemus agrarius</i>	8.0	10.9	10.6	5.1	8.7	6.0	7.4
<i>Apodemus flavicollis</i>	8.4	9.5	14.1	7.3	7.0	7.0	9.4
<i>Apodemus sylvaticus</i>	4.0	6.5	18.7	5.5	3.7	7.4	4.8
<i>Arvicola amphibius</i>	5.1	8.0	29.8	10.0	9.1	7.7	6.4
<i>Capreolus capreolus</i>	9.0	14.0	7.4	13.0	12.7	15.5	8.5
<i>Castor fiber</i>	11.1	9.5	5.2	5.3	8.2	12.1	8.4
<i>Cervus elaphus</i>	8.4	22.5	16.7	13.5	11.0	16.9	8.6
<i>Cervus nippon</i>	8.4	19.8	41.0	10.8	23.4	5.3	11.3
<i>Clethrionomys glareolus</i>	13.7	18.7	8.3	7.0	16.6	5.6	13.7
<i>Cricetus cricetus</i>	5.5	5.0	5.4	3.2	4.8	5.6	5.9
<i>Crocidura leucodon</i>	9.5	10.8	8.1	8.5	10.0	26.4	9.3
<i>Crocidura suaveolens</i>	5.6	11.4	2.3	2.9	6.8	3.3	6.0
<i>Dama dama</i>	4.1	31.5	12.7	4.5	13.2	5.5	5.1
<i>Erinaceus europaeus</i>	3.7	7.7	8.5	7.1	9.0	4.8	7.5
<i>Erinaceus roumanicus</i>	2.3	4.7	3.8	2.9	3.7	6.6	2.6
<i>Glis glis</i>	9.7	22.1	13.3	8.5	17.3	11.3	4.6
<i>Lepus europaeus</i>	9.8	11.5	8.0	17.6	9.4	12.8	10.2
<i>Lutra lutra</i>	9.8	11.4	13.3	10.8	8.8	12.5	11.0
<i>Martes foina</i>	18.6	6.6	9.7	27.6	6.7	27.0	16.6
<i>Martes martes</i>	20.4	8.4	10.8	17.6	10.0	19.9	19.4
<i>Meles meles</i>	14.2	11.9	10.9	12.4	12.1	14.6	14.7
<i>Micromys minutus</i>	5.3	2.5	25.9	4.5	5.2	5.0	3.4
<i>Microtus agrestis</i>	14.1	8.5	9.0	15.9	9.7	12.1	13.7
<i>Microtus arvalis</i>	3.8	5.4	7.9	3.1	5.2	2.3	4.0
<i>Muscardinus avellanarius</i>	20.8	11.9	24.9	23.1	14.1	16.7	17.3
<i>Mustela erminea</i>	17.9	8.1	21.0	21.1	9.4	19.3	18.6
<i>Mustela nivalis</i>	15.6	12.9	19.0	22.5	12.2	20.7	16.9
<i>Mustela putorius</i>	7.8	17.1	13.0	5.7	8.8	5.2	7.2
<i>Myocastor coypus</i>	14.0	17.7	21.4	18.8	18.0	9.7	14.0

<i>Neomys fodiens</i>	4.2	4.9	6.1	7.3	3.5	15.6	4.2
<i>Neomys milleri</i>	4.9	9.4	6.0	5.5	4.6	10.4	4.9
<i>Neovison vison</i>	15.6	19.5	23.2	10.4	19.2	15.7	18.7
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	6.3	6.7	6.4	14.6	5.6	17.6	7.9
<i>Ondatra zibethicus</i>	6.8	8.8	27.0	4.4	7.7	11.2	6.1
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	3.5	3.0	14.2	9.4	4.5	5.0	4.0
<i>Ovis aries musimon</i>	5.3	10.5	7.6	7.5	10.5	6.7	4.7
<i>Procyon lotor</i>	7.3	7.9	2.1	10.1	9.0	12.5	7.1
<i>Rattus norvegicus</i>	14.0	10.9	32.2	9.6	12.2	9.5	11.6
<i>Sciurus vulgaris</i>	6.2	3.5	7.3	7.6	3.9	9.1	5.8
<i>Sorex alpinus</i>	10.8	11.1	13.2	9.9	12.7	12.4	10.5
<i>Sorex araneus</i>	5.6	8.1	9.7	8.5	6.4	9.4	5.4
<i>Sorex minutus</i>	5.1	10.1	11.2	6.0	5.8	7.6	4.7
<i>Spermophilus citellus</i>	3.6	6.0	15.7	3.4	7.1	3.6	2.9
<i>Sus scrofa</i>	10.8	14.0	21.1	17.1	11.1	19.1	10.9
<i>Talpa europaea</i>	2.3	9.0	3.1	4.3	2.6	6.2	2.5
<i>Vulpes vulpes</i>	12.4	2.6	15.2	20.4	7.2	20.3	12.6



Tabulka 6 Meziroční korelace v pásmech

Časové období	BLUE	GREEN	RED	NIR	SWIR1	SWIR2
1987–1988	0.32	0.53	0.52	0.70	0.75	0.59
1988–1989	0.45	0.63	0.61	0.68	0.72	0.60
1989–1990	0.56	0.68	0.64	0.73	0.73	0.60
1990–1991	0.62	0.72	0.66	0.77	0.77	0.63
1991–1992	0.54	0.67	0.62	0.77	0.77	0.60
1992–1993	0.66	0.73	0.69	0.80	0.83	0.67
1993–1994	0.74	0.79	0.73	0.77	0.84	0.70
1994–1995	0.72	0.81	0.74	0.76	0.81	0.70
1995–1996	0.66	0.73	0.66	0.78	0.77	0.62
1996–1997	0.62	0.71	0.65	0.74	0.76	0.60
1997–1998	0.61	0.71	0.66	0.73	0.76	0.62
1998–1999	0.66	0.75	0.72	0.74	0.79	0.67
1999–2000	0.60	0.68	0.66	0.75	0.76	0.64
2000–2001	0.53	0.64	0.61	0.71	0.73	0.60
2001–2002	0.43	0.54	0.51	0.68	0.65	0.50
2002–2003	0.50	0.60	0.54	0.66	0.66	0.51
2003–2004	0.66	0.73	0.70	0.68	0.75	0.65
2004–2005	0.68	0.71	0.68	0.73	0.77	0.64
2005–2006	0.72	0.74	0.72	0.77	0.81	0.66
2006–2007	0.68	0.75	0.73	0.70	0.79	0.68
2007–2008	0.53	0.62	0.62	0.55	0.65	0.56
2008–2009	0.54	0.65	0.62	0.61	0.64	0.54
2009–2010	0.64	0.73	0.71	0.74	0.72	0.60
2010–2011	0.68	0.72	0.69	0.73	0.75	0.61
2011–2012	0.67	0.68	0.65	0.73	0.72	0.59
2012–2013	0.63	0.69	0.63	0.70	0.70	0.60
2013–2014	0.62	0.67	0.62	0.69	0.68	0.59
2014–2015	0.56	0.62	0.58	0.70	0.64	0.56
2015–2016	0.62	0.69	0.64	0.69	0.70	0.61
2016–2017	0.66	0.70	0.66	0.73	0.74	0.64
2017–2018	0.72	0.75	0.71	0.74	0.77	0.67
2018–2019	0.64	0.69	0.63	0.73	0.69	0.60
2019–2020	0.65	0.71	0.65	0.71	0.69	0.62
2020–2021	0.58	0.66	0.60	0.67	0.63	0.56
2021–2022	0.62	0.66	0.63	0.69	0.66	0.60

Tabulka 7 Průměrné hodnoty spektrálních odrazivostí náhodných bodů

Rok	BLUE	GREEN	RED	NIR	SWIR1	SWIR2
1987	0.047930	0.076346	0.065214	0.306195	0.167157	0.090370
1988	0.052042	0.079741	0.070881	0.307861	0.179843	0.098547
1989	0.048917	0.075362	0.065609	0.308486	0.167823	0.090232
1990	0.052008	0.079658	0.075225	0.298497	0.180167	0.100350
1991	0.042097	0.069276	0.059690	0.316316	0.163100	0.083888
1992	0.055519	0.084382	0.077796	0.304272	0.179717	0.099651
1993	0.048114	0.074743	0.068502	0.301418	0.175775	0.098912
1994	0.050036	0.076724	0.074433	0.287928	0.180365	0.100714
1995	0.044568	0.071602	0.066410	0.297462	0.167806	0.089165
1996	0.041601	0.069553	0.058487	0.319971	0.166305	0.085154
1997	0.045829	0.072082	0.065771	0.299708	0.171119	0.091407
1998	0.045258	0.072354	0.067349	0.294008	0.180947	0.099467
1999	0.042702	0.070431	0.062911	0.308649	0.171862	0.090701
2000	0.042885	0.069583	0.062764	0.306195	0.173801	0.093942
2001	0.042438	0.069445	0.062996	0.302729	0.171023	0.091286
2002	0.039300	0.066223	0.055135	0.331330	0.163676	0.082430
2003	0.045395	0.071041	0.070324	0.281231	0.187121	0.108269
2004	0.043206	0.070021	0.063960	0.306092	0.171641	0.089745
2005	0.038639	0.065275	0.057495	0.306388	0.165638	0.085929
2006	0.042887	0.070248	0.063950	0.308102	0.177833	0.094531
2007	0.044740	0.072408	0.065972	0.303003	0.178353	0.096797
2008	0.047854	0.076601	0.069276	0.312077	0.178538	0.096813
2009	0.043534	0.071440	0.065280	0.298876	0.175446	0.093994
2010	0.040256	0.068539	0.060337	0.316180	0.168677	0.087716
2011	0.039522	0.067199	0.058697	0.315787	0.167066	0.085671
2012	0.036113	0.056013	0.052557	0.316457	0.171402	0.091015
2013	0.033710	0.063312	0.056522	0.315018	0.172024	0.093611
2014	0.032513	0.063667	0.053075	0.332135	0.164752	0.088842
2015	0.035952	0.065545	0.060120	0.315523	0.177096	0.098649
2016	0.032241	0.061045	0.052020	0.317589	0.165542	0.090049
2017	0.032879	0.062090	0.053632	0.318765	0.169254	0.092843
2018	0.036740	0.064974	0.060359	0.307465	0.182573	0.104851
2019	0.032737	0.062418	0.052683	0.321151	0.167814	0.090743
2020	0.032837	0.061164	0.053866	0.314105	0.170369	0.092640
2021	0.033344	0.063427	0.052878	0.341391	0.169970	0.091026
2022	0.034517	0.063739	0.056462	0.325885	0.176699	0.096922

## Seznam příloh:

Příloha 1 – Skript pro získání družicových snímků z GEE.....	69
Příloha 2 – Funkce pro tvorbu matice překryvů.....	70
Příloha 3 - Internet. příloha informační karet veškerých zájmových druhů..	72
Příloha 4 Vývoj spektrálních pásem v čase pro pětileté agregace .....	72

### Příloha 1 – Skript pro získání družicových snímků z GEE

```
1. // Definice geometrie pro zájmové území (Česká republika)
2. var geometry = ee.Geometry.Polygon(
3. [[[12.068459470503488, 51.0690248040697], [12.068459470503488, 48.54389574115391],
4. [18.877236325972238, 48.54389574115391], [18.877236325972238, 51.0690248040697]]],
5. null,
6. false);
7.
8. // Definice funkce pro přípravu a maskování Landsat 7 spektrálních odrazivostí
9. function prepSrL7(image) {
10. // Vytvoření masky pro nežádoucí pixely (maska kvality a maska saturace)
11. var qaMask = image.select('QA_PIXEL').bitwiseAnd(parseInt('11111', 2)).eq(0);
12. var saturationMask = image.select('QA_RADSAT').eq(0);
13.
14. // Použití koeficientů škálování na příslušné spektrální pásma
15. var getFactorImg = function(factorNames) {
16. var factorList = image.toDictionary().select(factorNames).values();
17. return ee.Image.constant(factorList);
18. };
19. var scaleImg = getFactorImg([
20. 'REFLECTANCE_MULT_BAND_|TEMPERATURE_MULT_BAND_ST_B6'
21. ]);
22. var offsetImg = getFactorImg([
23. 'REFLECTANCE_ADD_BAND_|TEMPERATURE_ADD_BAND_ST_B6'
24. ]);
25. var scaled = image.select('SR_B_|ST_B6').multiply(scaleImg).add(offsetImg);
26.
27. // nahrazení původní pásma škálovanými pásmy a použití masky
28. return image.addBands(scaled,
29. null,true).updateMask(qaMask).updateMask(saturationMask);
30. }
31. // Tvorba cyklu pro stahování většího počtu lete pomocí funkce 'fire' pro roky 2000
32. až 2011
33. for (var year = 2000; year <= 2011; year++) {
34. fire(year);
35. }
36. function fire(year) {
37. // Definice počátečního a koncového data pro filtrování kolekce snímků
38. var startDate = year + '-05-01';
39. var endDate = year + '-09-01';
40.
41. // Načtení kolekce snímků Landsat 7 a použití příslušné filtry a funkce 'prepSrL7'
42. var l7 = ee.ImageCollection("LANDSAT/LE07/C02/T1_L2")
43. .filterDate(startDate, endDate)
44. .filterBounds(geometry)
45. .map(prepareSrL7);
46.
47. // Vytvoření finálního čtyřměsíčního mediánového kompozitu pro daný rok
48. var l7_median = l7.median().clip(geometry);
49. }
```

```

50. // Přejmenování pásem a nastavení formátu na float
51. var Img_toExport = l7_median
52. .select(["SR_B1", "SR_B2", "SR_B3", "SR_B4", "SR_B5", "SR_B7"])
53. .rename(['BLUE', 'GREEN', 'RED', 'NIR', 'SWIR1', 'SWIR2'])
54. .float();
55.
56. // Použití mediánového filtru na snímek pro částečné vyplnění mezer ve snímcích
57. var img_fill = Img_toExport.focal_median(1, 'square', 'pixels', 30);
58.
59. // Sloučení upraveného snímku s původním snímkem a ořez na studovanou oblast
60. var final = img_fill.blend(Img_toExport).clip(geometry);
61.
62. // Export snímku na Google Drive
63. Export.image.toDrive({
64.   image: final,
65.   description: year.toString(),
66.   folder: 'gee_out_L7',
67.   region: geometry,
68.   scale: 30,
69.   crs: 'EPSG:3035', // Definice souřadnicového systému
70.   maxPixels: 1e13 });

```

*Příloha 2 – Funkce pro tvorbu matice překryvů*

```

1. #funkce pro vytvoření překryvů spektrální niky
2. calculate_overlap_spectral <- function(dataset) {
3.
4.   # agragace spektrálních hodnot přes datum
5.   ag_spectral_by_date <- aggregate(dataset[, 2:7], list(dataset$DATE_FROM), mean)
6.
7.   # přetvoření na matici, přiřazení jmen přes první sloupec
8.   spectral_matrix <- as.matrix(data.frame(ag_spectral_by_date[-1], row.names =
9.     ag_spectral_by_date$Group.1))
10.
11.   # vytvoření prázdného data frame pro zachycení data jednotlivých polygonů
12.   polygon_data <- data.frame(year = character(), value = numeric(), radians =
13.     numeric(), x = numeric(), y = numeric(), stringsAsFactors = FALSE)
14.
15.   # Příprava základu radarového grafu na části podle počtu atributů
16.   attribute_names <- colnames(spectral_matrix)
17.   num_attributes <- length(attribute_names)
18.
19.   angle_spilt <- (2*pi) / num_attributes #tvorba pozic jednotlivých hodnot v
20.     polygonu
21.   angle_spilt_seq <- seq(0,(2*pi),angle_spilt)
22.
23.   # Vytvoření polygonů použitím vnořeného cyklu
24.   for (i in 1:ncol(spectral_matrix)) {
25.     for (p in 1:nrow(spectral_matrix)) {
26.
27.       band_var <- spectral_matrix[p,]
28.       angle_multiplier <- if (i < ncol(spectral_matrix)) {i} else {1}
29.       radians_for_segment <- angle_spilt_seq[i]
30.       x <- band_var[i] * cos(radians_for_segment)
31.       y <- band_var[i] * sin(radians_for_segment)
32.       year <- rownames(spectral_matrix)[p]
33.       temp <- data.frame(year = year, value = band_var[i], radians =
34.         radians_for_segment, x = x, y = y, stringsAsFactors = FALSE)
35.       polygon_data <- rbind(temp, polygon_data)
36.     }
37.   }
38.
39.   # vytvoření prázdného listu pro zachycení výsledku
40.   year_data <- list()
41.
42.   #rozčlenění podle jednotlivých let

```

```

39. for (i in unique(polygon_data$year)) {
40.   year_data[[i]] <- polygon_data[polygon_data$year == i,]
41. }
42.
43. # vytvoření prázdného listu pro zachycení výsledku spatial polygonů
44. spatial_polygons_list <- list()
45.
46. # tvorba samotných spatil polygonů
47. lapply(year_data, function(parametr) {
48.   input_year <- parametr %>% dplyr::select(x, y)
49.   p <- Polygon(input_year)
50.   ps <- Polygons(list(p), 1)
51.   spatial_polygons_list[i] <- SpatialPolygons(list(ps))
52.   return(spatial_polygons_list)
53. })
54.
55. # výpočet pro tvorbu symetrické matice

56. make_symmetric_matrix <- function(m) {
57.   m[upper.tri(m)] <- t(m)[upper.tri(m)]
58.   return(m)
59. }
60.
61. # příprava pro tvorbu matice překryvů
62. combinak <- combn(spatial_polygons_list, 2) #vytvoří každé možné páry pro tvorbu
    matice
63.
64.
65. #funkce pro vypočtení overlapu
66. fun_overlap <- function(x) {
67.   result <- (gArea(gIntersection(x[[1]], x[[2]], drop_lower_td = TRUE)) /
    gArea(gUnion(x[[1]], x[[2]], byid = FALSE)) *100) #vypočte mezi každou
    kombinací plochu průniku a sloučení a následně je od sebe vydělí, vrací
    hodnotu překryvu v procentech
68.   return(result)
69. }
70.
71. #zaokrouhlení a pomoci sapply vypočetní overlapu z funkce fun_overlap
72. overlap_vector <- round(sapply(1:ncol(combinak),function(i)
    fun_overlap(combinak[,i])))
73.
74. #definice funkce pro vložení hodnoty 100 do hlavní diagonály v matici, následuje
    pár řádků pro správné ukotvení hodnot 100 v matici
75. insert_vector <- function(input, position, values) {
76.   res <- numeric(length(input) + length(values))
77.   inds1 <- seq_along(input)
78.   inds2 <- inds1 + cumsum(inds1 %in% (position + 1))
79.   res[inds2] <- input
80.   res[setdiff(seq_along(res), inds2)] <- values
81.   res
82. }
83.
84.
85. overlap_vector <- c(nrow(ag_spectral_by_date) - nrow(ag_spectral_by_date),
    nrow(ag_spectral_by_date) - 1, (nrow(ag_spectral_by_date) +
    nrow(ag_pro_radar)-1)-2)
86.
87. num_values_to_add <- nrow(ag_spectral_by_date) - 3
88.
89. for (i in num_values_to_add:1) {
90.   overlap_vector <- append(overlap_vector, tail(overlap_vector, n = 1) + i)
91. }
92.
93. #přidání hodnoty 100 na příslušné pozice, kde budou v matici
94. pozice100 <- insert_vector(dots, cecko, 100)
95. pozice100 <- append(pozice100, 100)
96.
97. #tvorba NA matice jako zaklad pro pozdější naplnění hodnot
98. overlap_matrix <- matrix(NA, nrow(ag_spectral_by_date),
    nrow(ag_spectral_by_date))

```

```

99. overlap_matrix[lower.tri(overlap_matrix, diag = TRUE)] <- pozice100
100.
101. overlap_matrix <- make_symmetric_matrix(overlap_matrix)
102.
103. #přiřazení jmen
104. colnames(overlap_matrix) <- names(spatial_polygons_list)
105. rownames(overlap_matrix) <- names(spatial_polygons_list)
106.
107. melted_overlap_matrix <- reshape2::melt(overlap_matrix) #data frame pro
    vizualizaci mezi jednotlivými překryvy
108.
109. # tvorba heatmap pro vizualizaci matice překryvu
110. heatmap <- ggplot(data = melted_overlap_matrix, aes(x = Var1, y = Var2, fill =
    value)) +
111.   geom_tile(color = "black") +
112.   scale_fill_gradient2(low = "red", high = "green", mid = "white", midpoint =
    50, limit = c(- 0, 100), space = "Lab", name = "Překryv %") +
113.   theme_void() +
114.   theme(axis.text.x = element_text(angle = 45, vjust = 1, size = 12, hjust = 1))
    +
115.   theme(axis.text.y = element_text(vjust = 0, size = 12, hjust = 0)) +
116.   coord_fixed() +
117.   scale_x_continuous(breaks = melted_overlap_matrix$Var2) +
118.   scale_y_continuous(breaks = melted_overlap_matrix$Var1) +
119.   ggtitle("Překryv spektrální variability mezi lety v %")
120.
121. # přiřazení popisků
122. matrix_viz <- heatmap +
123.   geom_text(aes(Var2, Var1, label = value), color = "black", size = 4) +
124.   theme(
125.     axis.title.x = element_blank(),
126.     axis.title.y = element_blank(),
127.     panel.grid.major = element_blank(),
128.     panel.border = element_blank(),
129.     panel.background = element_blank(),
130.     axis.ticks = element_blank(),
131.     legend.justification = c(1, 0),
132.     legend.position = c(1.25, 0.5),
133.     legend.direction = "vertical"
134.   )+
135.   guides(fill = guide_colorbar(barwidth = 1, barheight = 5,
136.     title.position = "top", title.hjust = 0))
137.
138.   return(matrix_viz)
139. }
140.

```

*Příloha 3 - Internetová příloha informační karet veškerých zájmových druhů*

[informacni\\_karty\\_veskere\\_druhy](#)

*Příloha 4 Vývoj spektrálních pásem v čase pro pětileté agregace*

