

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Přírodovědecká fakulta**

Katedra zoologie



Bakalářská práce

**Kritická analýza „Šesté masové extinkce“ na příkladu  
recentních savců: velikost areálu, biogeografie a  
potenciální fosilizovatelnost**

Jan Šural

Školitel: Prof. RNDr. Jan Zrzavý, CSc.

Konzultanti: RNDr. Jan Robovský, Ph.D.; Mgr. Pavel Duda

2016

Šural J. 2016: Kritická analýza „Šesté masové extinkce“ na příkladu recentních savců: velikost areálu, biogeografie a potenciální fosilizovatelnost [Critical Analysis of the „Sixth Mass Extinction“ of Recent Mammalian Species: Range Size, Biogeography and Fossilization Ability. Bc. thesis, in Czech] – 48 pp., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

#### Annotation

For the analysis of extinction risk of the recent species of mammals, ecological and biogeographical data concerning more than 5 thousand species were collected. Clear correlation between extinction risk and range size. The conservation status categories used by the IUCN are not easily distinguished and are probably highly subjective.

#### Anotace

Pro analýzu extinkčního rizika recentních druhů savců byla shromážděna ekologická a biogeografická data o více než 5 tis. druzích. Byl prokázán jasný vztah mezi rizikem vymření a velikostí areálu a pravděpodobná nepřirozenost kategorií ohroženosti užívaných IUCN.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 22. dubna 2016

.....  
Jan Šural

## **Poděkování**

Tímto bych chtěl poděkovat mému školiteli prof. RNDr. Janu Zrzavému, CSc., za odborné vedení mé bakalářské práce. Dále bych rád poděkoval mým konzultantům RNDr. Janu Robovskému, PhD., a Mgr. Pavlu Dudovi a v neposlední řadě Mgr. Janu Riegertovi, PhD., za pomoc a odborné rady.

## Obsah

1. Úvod .....	7
2. Literární přehled .....	9
2.1. Biodiverzita .....	9
2.1.1. Měření biodiverzity a jejího úbytku .....	9
2.1.2. <i>Extinction rates</i> .....	9
2.1.3. Budoucnost biodiverzity.....	10
2.2. Změna klimatu.....	10
2.2.1. Skleníkový efekt.....	10
2.2.2. Budoucnost změny klimatu .....	11
2.2.3. Dopad změny klimatu na biosféru.....	11
2.3. Rozšiřování zemědělské půdy a fragmentace habitatu.....	12
2.3.1. Přímé důsledky degradace habitatů .....	12
2.3.2. Budoucnost užívání zemědělské půdy.....	13
2.4. Lov.....	13
2.4.1. Vymírání megafauny v pozdních čtvrtohorách .....	13
2.4.2. Aktuální situace .....	14
2.5. Biologické invaze .....	14
2.5.1. Nepůvodní druhy .....	15
2.5.2. Ostrovní extinkce.....	15
2.6. Interakce ekologických stresorů .....	15
2.7. Kategorizace ohroženosti .....	16
2.8. Geografický areál savčích druhů .....	16
2.8.1. Faktory ovlivňující velikost areálu .....	17
2.8.2. Závislost ohroženosti na velikosti areálu .....	18
2.9. Recentní savci ve fosilním záznamu .....	18
3. Cíle práce.....	20

4. Materiál a metodika .....	21
4.1. Zoogeografické oblasti .....	22
4.2. Biomy .....	25
4.3. Ostrovní a horský endemismus .....	26
4.4. Geologické faktory pozitivně ovlivňující fosilizaci .....	26
4.5. Sovy a dravci .....	29
4.6. Kategorie ohroženosti.....	29
4.7. Metodika testování .....	30
5. Výsledky.....	31
5.1. Počty druhů v jednotlivých zoogeografických oblastech .....	31
5.2. Průměrné velikosti areálů v jednotlivých zoogeografických oblastech .....	32
5.3. Vztah mezi velikostí areálu, ohrožeností a zoogeografií.....	33
5.4. Závislost ohroženosti druhu na velikosti areálu .....	35
5.5. Geologické faktory .....	36
5.6. Průměrná hodnota ohroženosti v jednotlivých oblastech .....	37
6. Diskuze .....	38
7. Závěr.....	40
8. Literatura .....	41
9. Apendix .....	47

## 1. Úvod

Masové vymírání je definováno jako ztráta minimálně 75 % druhů žijících na Zemi. Za posledních přibližně 540 milionů let nastalo takovýchto situací drastické redukce biodiverzity pouze pět. Tyto epizody v historii Země nazýváme Velká pětka vymírání a jsou stručně představené v tabulce 1 (Barnosky a kol. 2011).

**Tab. 1:** Velká pětka vymírání

Událost	Ztráty
ordovik-silur	57 % rodů, 86 % druhů
pozdní devon	35 % rodů, 75 % druhů
perm-trias	56 % rodů, 96 % druhů
trias-jura	47 % rodů, 80 % druhů
křída-paleogén	40 % rodů, 76 % druhů

Člověk se na rozdíl od ostatních živočišných druhů stal hybatelem, jenž je schopný měnit ekologii celé Země a činí tak již po tisíciletí. Jako druh měníme biosféru, atmosféru, hydrosféru i litosféru. Tato naše schopnost ovlivňovat planetu po stránce ekologické i evoluční se navíc stále stupňuje (Barnosky a kol. 2012; Ellis 2015).

Mnoho studií se nyní zabývá možností právě probíhající extinkční události, která je označována jako „šesté masové vymírání“ a je způsobena převážně antropogenní činností. Lidstvo ničí globální biodiverzitu několika více či méně nezávislými fenomény, kterými jsou změna klimatu, fragmentace habitatů a rozšiřování zemědělské půdy, přímé zabíjení zvířat a biologické invaze (Barnosky a kol. 2011; Barnosky a kol. 2012; Dirzo a kol. 2014; Oliver a Morecroft 2014; Selwood a kol. 2015).

Bohužel ve většině aktuálních studií věnujících se této tématice se v podstatě porovnává neporovnatelné, a to současné vymírání živočišných druhů (často podložené především matematickými modely a založené na relativně dokonalé znalosti recentní biodiverzity, aspoň u některých taxonů) s vymíráním v průběhu historie Země, které známe z principiálně nedokonalého fosilního záznamu. Většina tehdy vymřelých druhů samozřejmě stopu ve fosilním záznamu nezanechala (Plotnick a kol. 2016), zatímco procento recentních druhů, o jejichž vymření se dokážeme dozvědět, je jistě mnohokrát vyšší.

Cílem je porovnat aktuální stav biodiverzity s masivními vymíráními známými z fosilního záznamu. Modelovou skupinou pro tento výzkum byla zvolena třída savců, zejména pro rozsáhlé znalosti o biologii a ekologii jednotlivých druhů a pro poměrně široký fosilní záznam.

Pro analýzu reálnosti „Šesté masové extinkce“ budou studovány následující okruhy dat:

1. seznam druhů savců s taxonomií používanou Mezinárodním svazem ochrany přírody (IUCN);

2. údaje o jejich biogeografickém rozšíření a ekologických nárocích, které ovlivňují jak riziko vymření, tak pravděpodobnost fosilizace (klima – např. tropy versus zbytek světa – nebo přítomnost faktorů ovlivňujících fosilizaci, jako je přítomnost vápenců, sprašových profilů apod.);

3. údaje o velikosti areálu (v digitalizované formě, v km<sup>2</sup>);

4. údaje o ohroženosti druhu (podle kategorií IUCN);

5. populačně-biologické, fyziologické, reprodukční apod. charakteristiky druhů, které mohou ovlivnit jak riziko vymření, tak pravděpodobnost fosilizace (např. velikost těla, populační hustota);

6. údaje o taxonomické historii druhu (rok popisu, rok poslední taxonomické revize, případně rok vytvoření samostatného rodu pro druh nebo skupinu druhů);

7. údaje o přítomnosti recentních druhů/rodů ve fosilním záznamu pleistocénním nebo starším (přítomnost druhu v paleontologických databázích apod.).

Tato bakalářská práce se zaměří konkrétně na vztah mezi velikostí areálu, biogeografickou oblastí, biomy a ohrožeností recentních druhů savců. Zohledněna bude také přítomnost ekologických a geografických faktorů, které mohou ovlivnit potenciální fosilizaci dnešních druhů savců.



## 2. Literární přehled

### 2.1. Biodiverzita

Alfa-diverzita je definována jako soubor všech druhů na Zemi neboli různorodost forem života. Eukaryotických druhů je známých něco přes 1,7 mil. (Pereira a kol. 2012; Dornelas a kol. 2013; Loxdale a kol. 2015; Régnier a kol. 2015). Beta-diverzita je definována jako rozdíl mezi biotami různých oblastí (McGill a kol. 2015), jde tedy o míru ekologické unikátnosti jednotlivých oblastí.

#### 2.1.1. Měření biodiverzity a jejího úbytku

Lidská činnost dozajista velice ovlivňuje Zemi, čímž také ovlivňuje biodiverzitu. Přirozeně cítíme, že našimi zásahy ostatním druhům spíše škodíme, než prospíváme, tudíž bychom měli správnými kroky druhy chránit. Před všemi biology a ekology tedy stojí nesnadný úkol a to naučit se změnu v biodiverzitě kvantifikovat, abychom vůbec mohli rozpoznat, jak si jednotlivé populace, druhy, společenstva a celé ekosystémy vedou (Dornelas a kol. 2013; Gascon a kol. 2015; McGill a kol. 2015). Lokální alfa-diverzita je v některých případech člověkem nechtěně uměle navyšována introdukcí nepůvodních druhů, takové navyšování druhové bohatosti je ale v drtivé většině nežádoucí (McGill a kol. 2015).

Samozřejmě nové ekologické metody pro zjištění, jak antropogenní činnost ovlivňuje biologickou diverzitu, se stále vyvíjejí (Bellard a kol. 2012; Naeem a kol. 2012). V pomoci s kvantifikací změn ve druhovém složení by nám zajisté pomohlo dodržování jemnějšího dělení biodiverzity jak podle jejích úrovní, tak podle velikosti zkoumaného areálu. Tímto jemnějším dělením se dostaneme k patnácti druhů biodiverzity. Prostorové škály jsou v zásadě čtyři: globální, biogeografická, metakomunitní a lokální. Úrovně biodiverzity jsou také čtyři:  $\alpha$ -diverzita, prostorová  $\beta$ -diverzita, časová  $\beta$ -diverzita a abundance. Na příklad globální a biogeografická abundance není zmapovaná vůbec, stejně jako biogeografická časová  $\beta$ -diverzita (McGill a kol. 2015).

#### 2.1.2. *Extinction rates*

Pro porovnání stavu dnešní biodiverzity s biodiverzitou v minulých geologických obdobích se často používají tzv. *extinction rates*, z nichž nejpoužívanější je E/MSY (*extinctions per million species-years*). Původní hodnota pro suchozemské obratlovce založená na fosilním

záznamu byla stanovena na 1,0 E/MSY, poté byla pro savce zvýšena na 1,8 E/MSY a zaokrouhlena na 2,0 E/MSY (Barnosky a kol. 2011; Plotnick a kol. 2016). Nejnovější výzkumy postavené na molekulární fylogenetice ale vypovídají naprosto jinak a stanovují hranici běžného vymírání mezi 0,023 a 0,135 E/MSY (podle druhu). V porovnání s tímto údajem jsou nynější E/MSY zhruba 1 000krát větší a v budoucnu by mohly být i 10 000krát větší (De Vos a kol. 2015). Rozpor mezi hodnotami E/MSY vyvozenými z paleontologických a neontologických dat naznačuje, že přímé srovnávání obou souborů je mimořádně obtížné.

Další rozpor spočívá v porovnávání recentních extinkcí především obratlovců s fosilním záznamem, který je postaven především na vymřelých bezobratlých (Régnier a kol. 2015).

Nový pohled na jednotku E/MSY přináší nejnovější změna datace hromadného vymírání na konci permu, která udává, že celé toto vymírání se vešlo do 60 000 let, čímž se E/MSY této epochy výrazně zvedá oproti dřívějším odhadům (Plotnick a kol. 2016).

### **2.1.3. Budoucnost biodiverzity**

Pro úspěšnou predikci vývoje budoucí druhové bohatosti ovlivněné antropogenní činností budeme muset nejdříve zjistit způsob, jak biodiverzitu správně kvantifikovat. V predikcích budeme také muset porovnávat pouze data, která porovnatelná jsou, jinak dojdeme vždy pouze k výsledkům, jejichž interpretace bude velice nesnadná a často nemožná (Dornelas a kol. 2013; McGill a kol. 2015; Régnier a kol. 2015).

## **2.2. Změna klimatu**

### **2.2.1. Skleníkový efekt**

Za poslední století se průměrná teplota na Zemi zvýšila o 0,8 °C. Hlavní zásluhu na tom mají zvyšující se emise oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného. Tyto skleníkové plyny snadno propouštějí sluneční paprsky dopadající na Zemi. Problém nastává, když se sluneční paprsky odrazí od zemského povrchu a zvětší se jejich vlnová délka. Toto infračervené záření je atmosférou propouštěno zpět do vesmíru v menší míře, než při absenci skleníkových plynů (Hansen a kol. 2013).

Nutno podotknout, že skleníkový efekt je přirozený a je pro život na Zemi dokonce velmi důležitý. Antropogenní činností je ale tento efekt uměle navyšován, čímž vytváří energickou dysbalanci. Nejdůležitějším antropogenní činností vytvářeným skleníkovým

plynem je dozajisté oxid uhličitý, který vzniká při spalování fosilních paliv (Hansen a kol. 2013).

### **2.2.2. Budoucnost změny klimatu**

Rychlost změny klimatu během antropocénu je velmi rychlá a přesahuje rychlost jakýchkoli změn v minulosti. Ekosystémy byly v posledním století vystaveny velkému tlaku měnícího se klimatu a tento tlak bude pravděpodobně dále narůstat. V příštích dekádách bude toto oteplení nejnebezpečnější právě pro tropy a jejich bohatou biodiverzitu (Barnosky a kol. 2012; Diffenbaugh a Field 2013).

Většina studií se stále zaměřuje na zvyšování průměrné teploty, ačkoli už nyní začíná být jasné, že největší hrozbou budoucnosti se stane nárůst počtu extrémních klimatických situací (Thompson 2013).

### **2.2.3. Dopad změny klimatu na biosféru**

Geologický záznam je nám důkazem toho, že změna klimatu ovlivňuje biotické interakce tím, že může vyvolat vymírání a speciaci, dále mění distribuci a početnost druhů. Mořské ekosystémy, které mají obecně nejlepší fosilní záznam, nám ukazují dlouhé časové intervaly relativní ekologické a taxonomické stability přerušené kratšími intervaly ekologické nestability známými jako masové extinkce. Některé tyto extinkce byly zapříčiněny změnou klimatu a souvisejícími fenomény jako jsou acidifikace, eutrofizace a anoxie oceánů (Blois a kol. 2013).

Nynější zvyšování průměrné teploty může měnit vztahy mezi živočichy. Např. mezi druhy s doposud neutrálním vztahem může vznikat kompetice, může se zvyšovat míra predace či mohou vznikat nové vztahy kořist-predátor, jelikož se kvůli změnám areálů začnou stýkat druhy, které se dosud nestýkaly. Obecně by měla změna klimatu zvýhodňovat druhy tolerantnější k teplejším a proměnlivějším podmínkám (Blois a kol., 2013; Vallardes a kol. 2015). Právě vztahy mezi organismy jsou esenciální pro pochopení, jak změna klimatu ovlivňuje jednotlivé druhy. Několik druhů lokálně vymřelo následkem změny klimatu, ale žádný z nich přímo na intoleranci vůči oteplení, nýbrž vždy hrály největší roli právě biotické interakce živočichů (Cahill a kol. 2013; Vallardes a kol 2015).

Pro přežití v měnícím se světě je pro druhy velice důležitá schopnost šíření. Bohužel některé druhy mají tuto schopnost tak omezenou, že téměř jistě nepřežijí změnu klimatu, snad jen díky velmi radikálním ochranným zásahům (Travis a kol. 2013).

Ve většině případů se zkoumá vliv změny klimatu na druhové úrovni. Chybí více studií, které by se zabývaly také vnitrodruhovými dopady na živočichy, např. jak je ovlivněna genetická variabilita druhu. To je velice důležité pro predikci stavu druhu v budoucnu (Pauls a kol. 2013).

Velice důležitou roli ve vztazích mezi organismy hrají invazní druhy (Vallardes a kol. 2015). Těmto druhům bude věnována celá jedna kapitola v tomto přehledu. Ačkoli v minulosti klimatické změny napomohly k některým masovým vymíráním, zdá se, že rapidní změny klimatu při ne tolik vzdálených přechodech mezi dobami ledovými a meziledovými vedly k relativně malému počtu extinkcí (Oliver a Morecroft 2014). Každý druh má totiž při měnících se podmínkách několik možností, jak se bránit. Rozšíření druhu do přirozenější klimatické niky je nejsnazší obranou proti měnícímu se prostředí. Další takovou obranou je adaptace na změněné klima (Moritz a Agudo 2013; Oliver a Morecroft 2014).

## **2.3. Rozšiřování zemědělské půdy a fragmentace habitatu**

Společně s globálním oteplováním je přetváření habitatů, jejich fragmentace a degradace pravděpodobně největší hrozbou pro biodiverzitu. Toto přetváření krajiny se nejčastěji děje za účelem rozšiřování zemědělské půdy a urbanizace. Tato přeměna původních habitatů se děje ve většině současného světa a nevyhýbá se ani tropům, které jsou, co se týče biodiverzity, nejbohatší (Oliver a Morecroft 2014; Newbold a kol. 2015; Selwood a kol. 2015).

V ekologii se začíná uchycovat nový výraz pro takto antropogenní činností přetvořené biomy, tzv. antromy („anthromes“; Ellis 2013).

### **2.3.1. Přímé důsledky degradace habitatů**

Fragmentace habitatů zabraňuje živočichům přesouvat se a migrovat, přičemž přesun by byl nejsnadnější obranou před změnou klimatu (Oliver a Morecroft 2014; Selwood a kol. 2015).

Degradace habitatů a přeměna na zemědělskou půdu dále ovlivňuje lokální mikroklima, a to proto, že původní lesní porost dokáže redukovat sluneční záření dopadající na povrch, čímž snižuje okolní teplotu při slunečných dnech. Dále jsou původní habitaty efektivnější v zadržování půdní vlhkosti (Oliver a Morecroft 2014; Selwood a kol. 2015). Zemědělské půdy také přinášejí velkou chemickou zátěž pro celé své okolí a zvyšují riziko predace z důvodu velkých otevřených prostorů (Oliver a Morecroft 2014).

Změny v krajinném rázu mají obecně negativní efekt na natalitu v živočišných i rostlinných populacích a naopak pozitivní efekt na mortalitu (Selwood a kol. 2015).

### **2.3.2. Budoucnost užívání zemědělské půdy**

V literatuře se již objevují plány a scénáře pro celý svět, jak degradaci a fragmentaci původních biot zastavit. Přeměna divoké přírody v zemědělské plochy a plantáže je ale spíše věcí, která by se měla řešit lokálně, s ohledem na místní konkrétní biodiverzitu (Meller a kol. 2015).

## **2.4. Lov**

### **2.4.1. Vymírání megafauny v pozdních čtvrtohorách**

Země přišla o velké množství ze své megafauny zhruba v posledních sto tisících letech. Jako megafaunu označujeme zvířata s průměrnou vahou >45 kg. Tyto extinkce proběhly v relativně krátkém geologickém čase a nevyhnuly se žádnému kontinentu. V různých částech světa probíhaly ve trochu odlišných časových úsecích. Žádné paralelní vymírání není známé u malých suchozemských živočichů, mořských živočichů ani u rostlin (Bartlett a kol. 2015; Stuart 2015).

V souvislosti s tímto vymíráním se mluví o několika možných příčinách. Tou první je klimatická změna na pomezí pozdního pleistocénu a holocénu; druhou je kolonizace světadílů moderními lidmi; třetí je šíření smrtícího patogenu po Zemi; čtvrtou příčinou by mohla být masivní erupce na Slunci. Třetí a čtvrtá příčina jsou mnohem méně pravděpodobné, než první dvě. (Bartlett a kol. 2015; Saltré a kol. 2015; Stuart 2015). Vymírání bylo na různých kontinentech různě intenzivní, probíhalo v různých časových intervalech a samozřejmě k příčinám se přidávaly další, regionální. Na příklad megafauně Ameriky uškodilo propojení Severního a Jižního subkontinentu a následná migrace („Velká americká výměna“), v Austrálii

zase klimatické podmínky zhoršovalo obrovské sucho. Dnes se názory na hlavního viníka tohoto vymírání liší podle kontinentů (Stuart 2015).

Nejsložitější situace nastává v Austrálii, kde tato vymírání přišla o několik tisíc let dříve. Výsledky ukazují jako hlavního viníka člověka, který začal tento kontinent kolonizovat mezi 55,4 – 55,7 tisíci lety (Saltré a kol. 2015). Bartlett a kol. (2015) označují člověka jako viníka těchto vymírání na všech kontinentech s výjimkou temperátní a tropické kontinentální Asie, pro kterou je málo dostupných dat. Nicméně také dodávají, že klimatická změna byla vždy důležitým spoluviníkem vymírání (Bartlett a kol. 2015).

#### **2.4.2. Aktuální situace**

I v dnešní době jsou lovem samozřejmě nejvíce ohroženi velcí živočichové. Kromě dalších důvodů je rozsáhlý lov ohrožuje kvůli jejich delším generačním dobám, menšímu počtu mláďat či nižším populačním hustotám. Konzumace divokých zvířat v posledních letech narůstá. Lov v tropických pralesích vede až k tzv. *syndromu prázdného lesa* (Ripple a kol. 2015). Lidé loví jak z důvodu obživy, tak pro tzv. trofeje. Oproti ostatním predátorům, kteří se při lovu často zraní, není pro člověka vybaveného automatickými zbraněmi či rybářskými sítěmi a háčky lov téměř žádným nebezpečím (Dasgupta 2015).

Ty největší a často i nejvíce charismatické druhy dnešních terestrických živočichů, především savců, jsou sice chráněné, ale stále jsou v méně vyspělých zemích ohroženy lovem. Toto pytláctví můžeme označit i jako organizovaný zločin. Velké ohrožené druhy mají často i ozbrojenou ochranu, přesto jsou stále pytláčeny (Ripple a kol. 2015).

Až 70 % velkých terestrických herbivorů (s průměrnou vahou >100 kg) je dnes ohroženo lovem a více než 25 % lovem pro tělní části (Ripple a kol. 2015). Mizení velkých herbivorů má přímý vliv na další živočišné druhy a také na vztahy mezi živočichy a rostlinami (Dirzo a kol. 2014).

#### **2.5. Biologické invaze**

Člověk dokáže přemísťovat tisíce druhů na velké vzdálenosti díky transportu. Některé druhy se dokáží na novém místě rozmnožovat a najdou zde ideální niku pro život. I když je takovýchto druhů, které se uchytí na novém místě naprosté minimum, dokážou často kompetičně vytlačit druhy původní, a jsou proto velkou hrozbou pro lokální biodiverzitu. Tak

jako člověk převáží živočišné druhy, dokáže převážet i různé patogeny, kteří jsou neméně velkou hrozbou (Vallardes a kol. 2015).

### **2.5.1. Nepůvodní druhy**

Invaze a vytlačení původního druhu, respektive původních druhů, může nastat ve chvíli, kdy nepůvodní jedinci zaskočí původní druhy nějakou výhodou ve fitness. Invaze může nastat také ve chvíli, kdy je z nějakého důvodu nový druh lépe adaptován na místní niku než druh původní. Jak jsou antropogenní činností měněny přirozené ekosystémy, vznikají nové biologické niky. To může nepůvodním druhům přinášet určitou výhodu nad druhy původními, protože změna jim může poskytnout výhodu ve fitness (Vallardes a kol. 2015).

### **2.5.2. Ostrovní extinkce**

Velké procento druhových extinkcí obratlovců v posledních zhruba 400 letech se událo na oceánských ostrovech vzdálených od kontinentů. Ostrovy zabírají pouze 3 % povrchu Země, přesto 95 % všech ptačích, 90 % plazích a 60 % savčích extinkcí je od roku 1600 n. l. zaznamenáno právě z ostrovů (Briggs 2014; Brand 2015).

V těchto lokálních extinkcích hrají často důležitou roli právě invazní živočichové. Ostrovní ekosystémy jsou často velice zjednodušené a samozřejmě druhy v nich žijící jsou více náchylné k extinkci, ať už z důvodu menších početností druhů, omezeného areálu či nemožnosti rozšířit se jinam (Briggs 2014; Brand 2015).

Na druhou stranu je nutno podotknout, že na ostrovech se mnohem lépe bojuje proti invazivním živočichům, než na kontinentech a to z důvodů stejných, kvůli kterým jsou původní ostrovní živočichové náchylní k vymírání (Brand 2015).

## **2.6. Interakce ekologických stresorů**

Jednotlivě jsou ekologické stresory již poměrně dobře prozkoumané, přestože jejich přímý dopad na biodiverzitu zatím nemůžeme přesně určit. Tato nejistota vychází z toho, že dodnes většina výzkumů přehlíží vztahy mezi jednotlivými stresory. Poznání a určení těchto vztahů by nám jistě pomohlo k lepšímu pochopení toho, jak antropogenní činnost ovlivňuje

lokální i globální biodiverzitu, a k efektivnější ochraně živočišných i rostlinných druhů (Oliver a Morecroft 2014; Vallardes a kol. 2015; Côté a kol. 2016).

Nejvíce prostudovaným inter-stresorovým vztahem je vztah mezi dvěma nejnebezpečnějšími, mezi změnou klimatu a degradací původních habitatů. Působí synergicky a navzájem ještě zhoršují své dopady na druhovou bohatost (Oliver a Morecroft 2014; Selwood a kol. 2015).

## **2.7. Kategorizace ohroženosti**

IUCN Red List je hojně využíván pro klasifikaci ohroženosti druhů a pro prioritizaci ochranných aktivit. Používaná kritéria pro klasifikaci ohroženosti jsou biologické vlastnosti druhu, ekologické vlastnosti druhu, antropogenní činnost ovlivňující druh a interakce mezi těmito kritérii. Pro všechny druhy eukaryotického spektra jsou tato kritéria stejná a aplikují se skrze jednoduchá kvantifikační pravidla. Přestože je přínos IUCN Red Listu nesporný, sami tvůrci upozorňují, že obsahuje informační mezery a při ochraně jednotlivých druhů by vždy měly být brány v potaz další zdroje informací (Di Marco a kol. 2015; Collen a kol. 2016; Ribeiro a kol. 2016).

Na modelové skupině žab žijících v brazilském Cerradu bylo prokázáno, že některé ohrožené skupiny živočichů jsou ve špatné kategorii ohroženosti a měla by jim být věnována větší pozornost (Ribeiro a kol. 2016). Nové studie tvrdí, že pro výrazné zvýšení přesnosti určení kategorie ohroženosti druhu je potřeba mezi kritéria přidat nebo upřesnit informace o historické ohroženosti druhu, aktuálních ochranných aktivitách, geografickém areálu, tělesné velikosti, taxonomické čeledi a antropogenním vlivu na druh (Di Marco a kol. 2015; Ribeiro a kol. 2016). Další studie dodává, že by se také mělo přihlížet k přirozené vzácnosti druhu, která nevypovídá o ohroženosti (Collen 2016).

IUCN Red List má pro ochranu světové biodiverzity velký přínos, ekologové a ochránáři by na něj však neměli spoléhat jako na jediný zdroj informací o druzích (Di Marco a kol. 2015; Collen a kol. 2016).

## **2.8. Geografický areál savčích druhů**

Velikost geografického areálu druhu je ovlivněna ekologickými a evolučními faktory, jako jsou nároky na velikost individuálního okrsku (home range), habitatové nároky, migrační



potenciál druhu a podobně. V dnešním světě jsou ale často tyto makroekologické a biologické patrnosti ovlivněny dalším faktorem – člověkem. Velikost areálu druhu je často používána k popisu ohroženosti druhu, protože vypovídá o náchylnosti druhu ke stochastickým jevům a limituje jeho abundanci (Di Marco a Santini 2015).

### **2.8.1. Faktory ovlivňující velikost areálu**

Při porovnání fyziologických a ekologických faktorů ovlivňujících velikost areálu druhu je patrné, že největší roli hraje velikost těla, která ovlivňuje velikost areálu z 53–85 %. Je to zřejmě dáno energetickými nároky větších druhů a jejich snadnějším přesunem na větší vzdálenosti. Dalším důležitým faktorem, je typ potravy, který vysvětluje dalších 15 % variability (Tucker a kol. 2014).

V jiných studiích bylo prokázáno, že jedním z ovlivňujících faktorů je i latitudiální gradient, přičemž platí, že čím větší zeměpisná šířka, tím větší velikost průměrného areálu (Di Marco a kol. 2015). Tento latitudiální gradient je v kontrastu s latitudiálním gradientem druhové bohatosti, který má centrum v tropech (Arita a kol. 2014). Na jižní polokouli byly pozorovány i další trendy ve velikostech průměrných areálů. Liší se ostrovní (menší areály) a kontinentální (větší areály). Také se liší areály druhů žijících v přímořských oblastech (menší areály) od těch žijících ve vnitrozemí kontinentů (větší areály; Di Marco a Santini 2015). V neposlední řadě panuje pozitivní korelace mezi velikostí areálu a abundancí druhu (Roney a kol. 2015).

V dnešním světě je ale nutné přidat k těmto faktorům také člověka. Bylo prokázáno, že antropogenní činnost a zvětšující se lidská populace ovlivňují velikost areálu recentních savců (podobné to ale bude u všech živočichů) mnohem více, než jejich vlastní fyziologie a ekologie (Arregoitia a kol. 2015; Di Marco a kol. 2015). To je patrné v Austrálii, kde je právě tento poměr velikosti těla a areálu značně vychýlen. Jsou ale možné dvě příčiny. První je kolonizace Austrálie lidmi (jak první kolonizace před zhruba 60 000 lety, tak druhá kolonizace před necelými 250 lety), konkrétně lov a další antropogenní činnost; druhou příčinou může být nedostatek makroekologických studií australského kontinentu (Murray a Dickman 2000).

### 2.8.2. Závislost ohroženosti na velikosti areálu

Areál je jistě jedním ze základních faktorů pro určení ohroženosti (Hermoso a kol. 2011; Chen 2014; Di Marco a Santini 2015). Na příkladu několika středoamerických žab to je patrné. Zatímco široce rozšířené druhy jsou úbytkem přirozeného habitatu ohrožené pouze lokálně, u endemických druhů dochází degradací habitatu k rychlé změně statutu ohroženosti nebo dokonce k extinkci (Ribeiro a kol. 2015).

Velikost areálu druhu je korelovaná s kategorizací ohroženosti podle IUCN Red List a to nejen celková velikost areálu, ale také velikost areálu na regionální úrovni (Chen 2014). Proto je velikost areálu druhu často používána jako jedna z nejsnadnějších metod pro určení ohroženosti. To je velice důležité z hlediska ochrany živočichů, když je nyní navíc možné ohroženost určit i z údajů o regionálním areálu druhu (Hermoso a kol. 2011; Chen 2014; Di Marco a Santini 2015).

## 2.9. Recentní savci ve fosilním záznamu

Třída savců je velmi dobrou modelovou skupinou pro zkoumání dopadů antropogenní činnosti na biodiverzitu kvůli širokým znalostem o ekologii a biologii jednotlivých druhů (Di Marco a kol. 2015). Nejvhodnějším způsobem, jak kvantifikovat bohatost recentní biodiverzity, je určitě její srovnání s fosilním záznamem.

O fosilním záznamu recentních druhů savců nás informuje nová studie (Plotnick a kol. 2016). Z 5515 druhů savců podle IUCN Red List nebylo 800 testováno, protože jsou v kategorii *Data Deficient*. Ze zbylých 4715 druhů je 773 vedeno ve čtyřech nejohroženějších kategoriích (*Extinct*, *Extinct in the Wild*, *Critically Endangered* a *Endangered*). Z těchto 773 druhů má pouze 68 (8,8 %) záznam v některé z databází fosilií (Fortelius 2013; Neotoma 2014; Alroy a kol. 2015). Ze zbylých, méně ohrožených kategorií má záznam 777 (19,7 %) savců z 3942. To znamená, že ze všech recentních druhů savců má pouze 845 (16 %) fosilní záznam (za předpokladu, že budeme věřit taxonomické totožnosti dnešního a fosilního druhu). Chronologie záznamů nebyla brána v potaz, tudíž je pleistocenním i holocenním záznamům přisouzena stejná váha, jako záznamům starším (Plotnick a kol. 2016).

Budoucí fosilizace recentních živočichů by mohla být ovlivněna i tím, že člověk mění nynější stratigrafickou vrstvu, která je tudíž jiná, než dříve. Tato vrstva bude v budoucím geologickém záznamu důkazem antropocénu. Oproti dřívějším vrstvám obsahuje specifickou

směs plastů, popela, radionuklidů, kovů, pesticidů a reaktivního dusíku (Waters a kol. 2016); lze očekávat, že průběh budoucích fosilizačních procesů může být velmi odlišný.

### 3. Cíle práce

1. Zpracování biologických a ekologických dat více než pěti tisíců druhů savců:
  - a. seznam druhů savců s taxonomií používanou Mezinárodním svazem ochrany přírody (IUCN);
  - b. údaje o jejich biogeografickém rozšíření a ekologických nárocích, které ovlivňují jak riziko vymření, tak pravděpodobnost fosilizace (klíma – např. tropy versus zbytek světa – nebo přítomnost faktorů ovlivňujících fosilizaci, jako je přítomnost vápenců, sprašových profilů apod.);
  - c. údaje o velikosti areálu (v digitalizované formě, v km<sup>2</sup>);
  - d. údaje o ohroženosti druhu (podle kategorií IUCN);
  
2. Pilotní analýzy uvádějící do problému:
  - a. počty druhů v jednotlivých zoogeografických oblastech a podoblastech;
  - b. průměrné velikosti areálů v jednotlivých zoogeografických oblastech;
  - c. vztah mezi velikostí areálu, ohrožeností a zoogeografií;
  - d. geologické faktory;
  - e. průměrná hodnota ohroženosti v jednotlivých oblastech

#### 4. Materiál a metodika

Pro výzkum extinkčního rizika a potenciální fosilizovatelnosti byla zvolena třída savců, a to zejména pro široký fosilní záznam této skupiny a široké znalosti o ní. Seznam druhů savců a použitá taxonomie byly převzaty ze serveru IUCN Red List ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015).

Z výzkumu byli vyřazeni všichni mořští savci z důvodu naprosto jiných životních podmínek, než mají savci terestričtí, a obtížné porovnatelnosti ploch areálů. Pro zjednodušení byli vyřazeni i všichni sladkovodní kytovci a ploutvonožci.

Pro sumarizaci dat (tab. 2) pro další analýzy byly použity tři seznamy savčích druhů – IUCN Red List ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015), seznam z databáze EDGE ([www.edgeofexistence.org](http://www.edgeofexistence.org) 2016) a databáze PanTHERIA (Jones a kol. 2009). IUCN seznam poskytl informace ohledně velikosti areálů, taxonomické historie a ohroženosti; z EDGE seznamu pochází data pro evoluční odlišnost a databáze PanTHERIA nese informace ohledně biologie jednotlivých druhů.

**Tab. 2:** Počty zpracovaných druhů pro „velký soubor dat“ – uvedeny jsou počty druhů, pro které je příslušná vlastnost pozitivně skórována a zdroje těchto dat. Vysvětlivky: EX = vyhynulý (Extinct), EW = vyhynulý v přírodě (Extinct in the Wild), DD = chybí údaje (Data Deficient)

Znak	Počet druhů	Zdroj	Poznámky
počet druhů IUCN	5417	IUCN	včetně EX
počet druhů EDGE	5285	EDGE	neobsahuje EX
počet druhů sloučený	5372	orig.	vymřelé druhy ze seznamu IUCN (EX) ponechány
<b>Rozšíření</b>			
velikost areálu	5290	IUCN	bez EX a EW
ostrovní endemit	915	orig.	z 3621 endemitů s malými areály
horský endemit	985	orig.	z 3621 endemitů s malými areály
poloha areálu (MaxLat, MinLat, MedLat)	4669	PanTHERIA	

<b>Biologie</b>			
hmotnost těla	3543	PanTHERIA	nutná revize
hustota populace	957	PanTHERIA	nutná revize
velikost vrhu	2502	PanTHERIA	nutná revize
hmotnost těla novorozence	1076	PanTHERIA	nutná revize
maximální délka života	1014	PanTHERIA	nutná revize
věk pohlavní dospělosti	1052	PanTHERIA	nutná revize
<b>Taxonomická historie</b>			
rok popisu	5372	IUCN	
rok poslední taxonomické revize	5372	IUCN, Wilson a Reeder, orig.	
<b>Fosilní záznam</b>			
fosilní záznam druhu	879	orig.	
fosilní záznam rodu	3652	McKenna a Bell, orig.	
záznam rodu pleistocénní	3836	McKenna a Bell, orig.	
záznam rodu starší než pleistocénní	3108	McKenna a Bell, orig.	
fosilní diverzita rodu	3007	McKenna a Bell	
<b>Evoluční odlišnost</b>			
ED	5019	EDGE	
EDGE	5019	EDGE	
<b>Ohroženost</b>	4430	IUCN	bez DD

#### 4.1. Zoogeografické oblasti

Pro terestrické savce je stanoveno 34 zoogeografických oblastí na základě fylo-distribučních dat (Holt a kol. 2012). Seznam zoogeografických oblastí byl dále modifikován pro účely této práce (tab. 2): oblast *jižní a jihovýchodní Austrálie a Nový Zéland* byla rozdělena

na jižní a jihovýchodní Austrálii (JAU) a samostatný Nový Zéland (NZ). A oblast Antily byla rozdělena na Velké Antily (VAN) a Malé Antily (MAN).

U druhů žijících v ostrovní části zoogeografické podoblasti *Zadní Indie* byly specifikovány konkrétní ostrovy.

Zoogeografické podoblasti byly pro další analýzu sloučeny do sedmi oblastí (Holt a kol. 2012):

1. Austrálie včetně Nového Zélandu (AUSTR),
2. Jižní a Střední Amerika (Neotropická oblast, NEOTR),
3. Severní Amerika (Nearctická oblast, NEARC),
4. severní Eurasie se severem Severní Ameriky (Palearktická oblast, PALEA),
5. Madagaskar s přilehlými ostrovy (MADAG),
6. tropická Asie a Oceánie včetně Nové Guineje (Orientální oblast, ORIEN),
7. Afrika a jihozápadní Asie (Afrotropická oblast, AFROT).

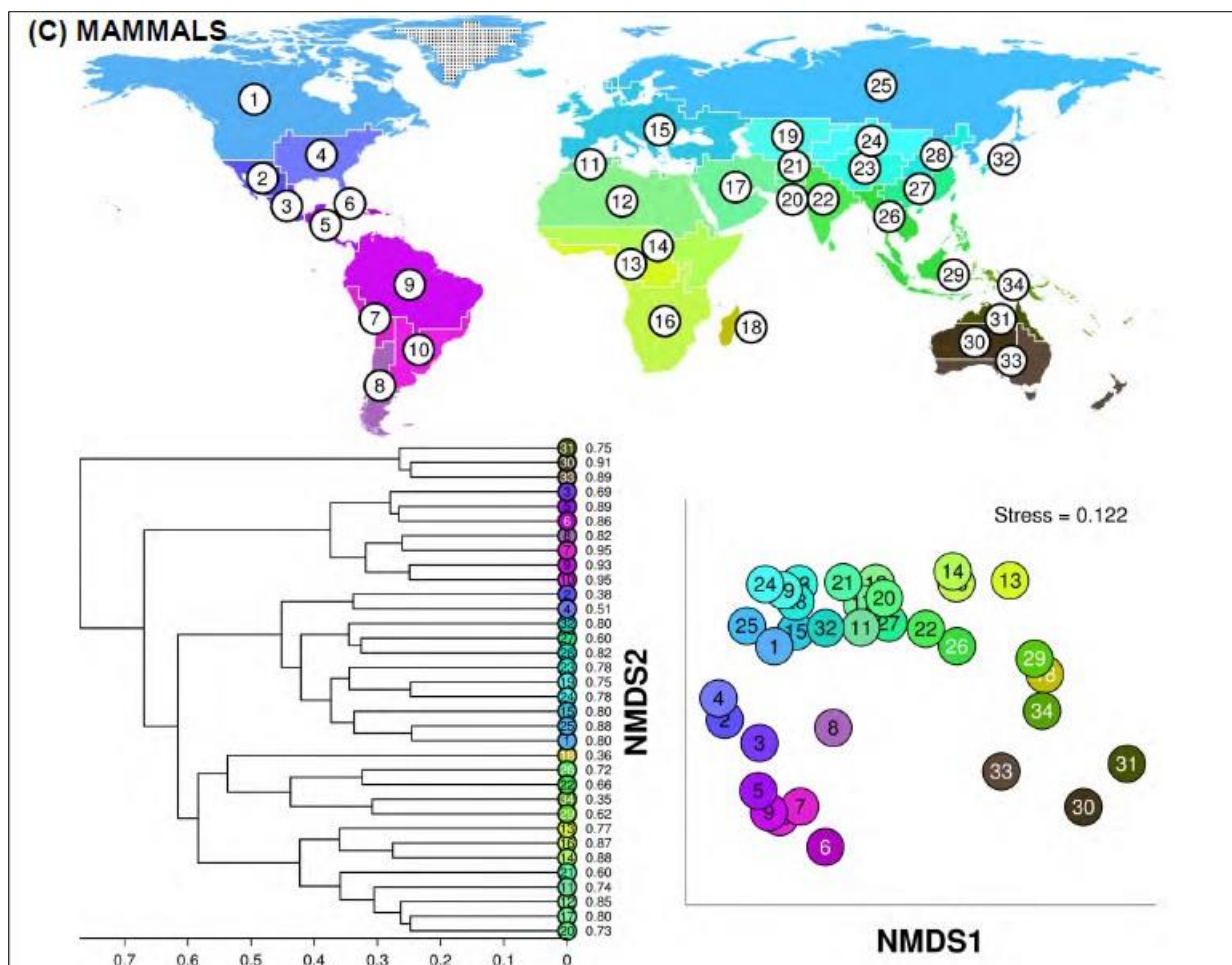
**Tab. 3:** Zoogeografické oblasti a podoblasti včetně číselného kódu z práce Holt a kol (2012) a zkratk užívaných v analýzách

<b>Zoogeografická oblast</b>	<b>Zoogeografická podoblast a číselný kód</b>	<b>Zkratka</b>
Australská (AUSTR)	<i>střední a západní Austrálie</i> 30	ZAU
	<i>severní Austrálie</i> 31	SAU
	<i>jižní a jihovýchodní Austrálie</i> 34	JAU
	<i>Nový Zéland</i> 34	NZ
Neotropická (NEOTR)	<i>jih Severní Ameriky</i> 3	JSA
	<i>Střední Amerika</i> 5	STA
	<i>peruánské a bolivijské Andy</i> 7	PBA
	<i>vlhké tropy Jižní Ameriky</i> 9	TJA
	<i>východ Jižní Ameriky</i> 10	VJA
	<i>jih Jižní Ameriky</i> 8	JJA
	<i>Velké Antily</i> 6	VAN
	<i>Malé Antily</i> 6	MAN

Nearktická (NEARC)	<i>západ Severní Ameriky</i> 2	ZSA
	<i>východ Severní Ameriky</i> 4	VSA
Palearktická (PALEA)	<i>Evropa</i> 15	EUR
	<i>severní Eurasie</i> 25	SEA
	<i>sever Severní Ameriky</i> 1	SSA
	<i>středoasijské pouště a stepi</i> 19	APS
	<i>aridní o. Mongolska a Sin-ťiang</i> 24	MSO
	<i>Tibet, Himaláj a západní Čína</i> 23	THC
	<i>jižní a jihovýchodní Čína a Indočína</i> 27	CIC
	<i>oblast asijských listnatých lesů</i> 28	ALL
	<i>Japonsko</i> 32	JAP
Madagaskarská (MADAG)	<i>Madagaskar</i> 18	MGK
Orientální (ORIEN)	<i>Přední Indie</i> 22	PIN
	<i>Zadní Indie</i> 26	ZIN
	<i>Wallacea</i> 29	WLL
	<i>Nová Guinea, Melanésie a Polynésie</i> 34	GMP
Afrotropická (AFROT)	<i>Maghreb</i> 11	MHB
	<i>Sahara</i> 12	SAH
	<i>guinejsko-konžský pás trop. lesů</i> 13	GKP
	<i>Sahel</i> 14	MAF
	<i>jižní Afrika</i> 16	JAF
	<i>Arabský poloostrov</i> 17	APO
	<i>Balúčistán</i> 20	BAL
<i>Hindúkuš</i> 21	HIN	

Jde o specifické zoogeografické členění zemské souše na základě rozšíření recentních druhů savců, ale také podle fylogenetických vztahů mezi nimi, tedy podle globální savčí  $\beta$ -diverzity (obr. 1). Oproti klasické Wallaceově biogeografii se liší hranice jednotlivých oblastí i podoblastí - např. celou Oceánii včetně Nové Guineje řadíme k Orientální oblasti, ne k Austrálii; Afrotropická oblast má zde východní hranice až v Íránu, přičemž celá severní Afrika a JZ Asie se běžně řadí k Palearktu; sever Severní Ameriky má blíž k Paleartické oblasti než k vlastnímu Nearktu (Holt a kol. 2012).





**Obr. 1:** Zoogeografie savců podle fylo-distribučních dat a vztahy mezi zoogeografickými oblastmi (Holt a kol. 2012)

Areál každého druhu podle IUCN Red List ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015) byl porovnáván s mapou těchto 36 zoogeografických oblastí a jednotlivé druhy byly kódovány (0/1) podle absence/prezence v příslušných oblastech.

#### 4.2. Biomy

Druhy savců byly kódovány podle absence/prezence (0/1) v hlavních terestrických biomech (tab. 4). Klasifikace a mapa rozšíření biomů byly převzaty z analýzy Olsona a kol. (2001).

Areál každého druhu podle IUCN Red List a informace z kapitoly *Habitat and Ecology* ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015) byly poté porovnávány s mapou biomů a bylo stanoveno, zda druh daný biom obývá či neobývá.

**Tab. 4:** Terestrické biomy

<b>Terestrický biom</b>
<i>tropické a subtropické deštné listnaté lesy</i>
<i>tropické a subtropické suché listnaté lesy</i>
<i>tropické a subtropické jehličnaté lesy</i>
<i>temperátní listnaté a smíšené lesy</i>
<i>temperátní jehličnaté lesy</i>
<i>boreální lesy a tajga</i>
<i>tropické a subtropické pastviny, savany a křoviny</i>
<i>temperátní pastviny, savany a křoviny</i>
<i>bažinaté pastviny a savany</i>
<i>horské pastviny a křoviny</i>
<i>tundra</i>
<i>mediteránní lesy a křoviny</i>
<i>pouště</i>
<i>mangrovové lesy</i>

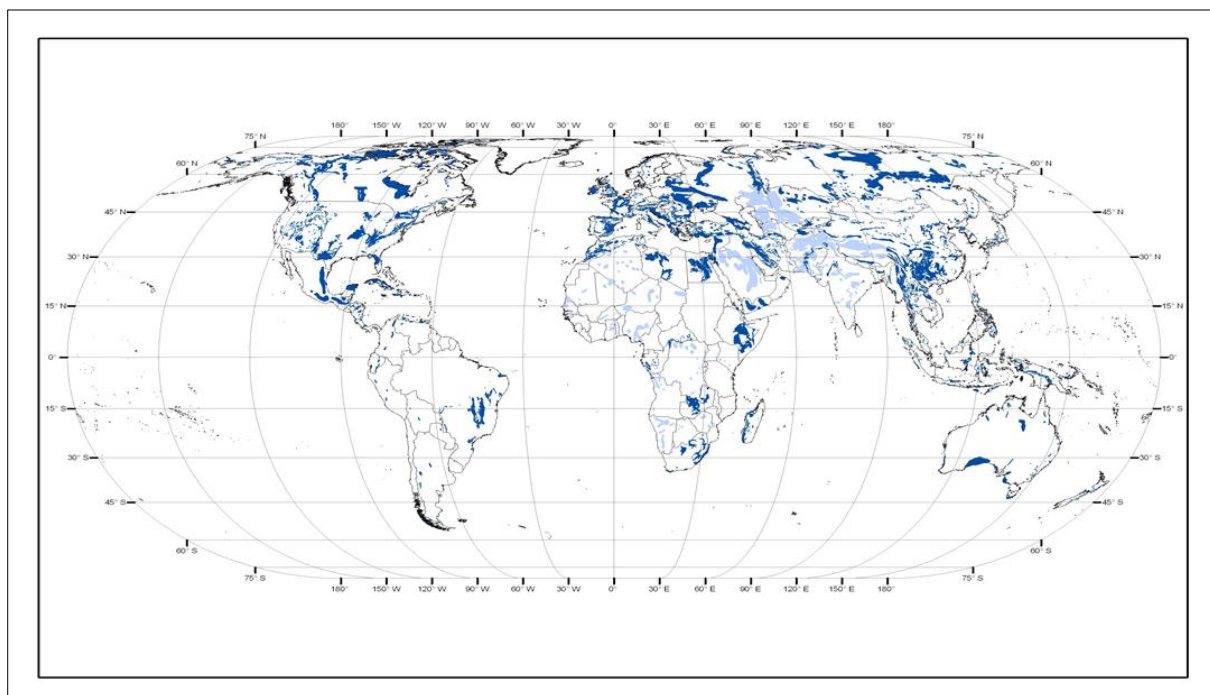
#### **4.3. Ostrovní a horský endemismus**

U druhů s geografickým areálem menším, než 500 000 km<sup>2</sup> byl stanovován ostrovní a horský endemismus. V následujících analýzách byl Madagaskar interpretován jako pevnina, nikoli jako ostrov, což odpovídá jak rozloze, tak historii této oblasti (fragment Gondwany). U horského endemismu byl brán v potaz limit nejnižší nadmořské výšky pro daný druh podle kapitoly *Geographic Range* ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015). Tento limit byl stanoven na 500 m n. m.

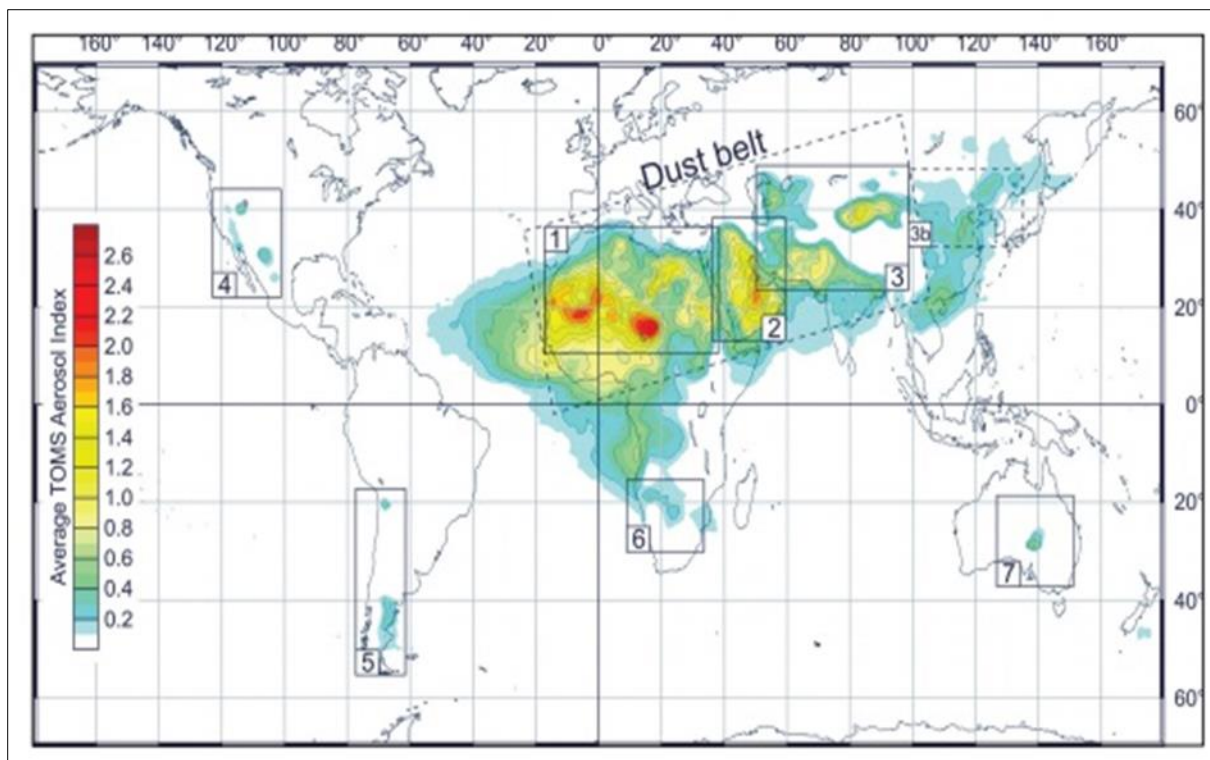
#### **4.4. Geologické faktory pozitivně ovlivňující fosilizaci**

Vybrané parametry zvyšují pravděpodobnost fosilizace kvůli jemnosti sedimentu a/nebo chemismu sedimentu – např. vápnité prostředí uchovává kosti a také ulity měkkýšů (Ložek 1973; Nilsson 1983).

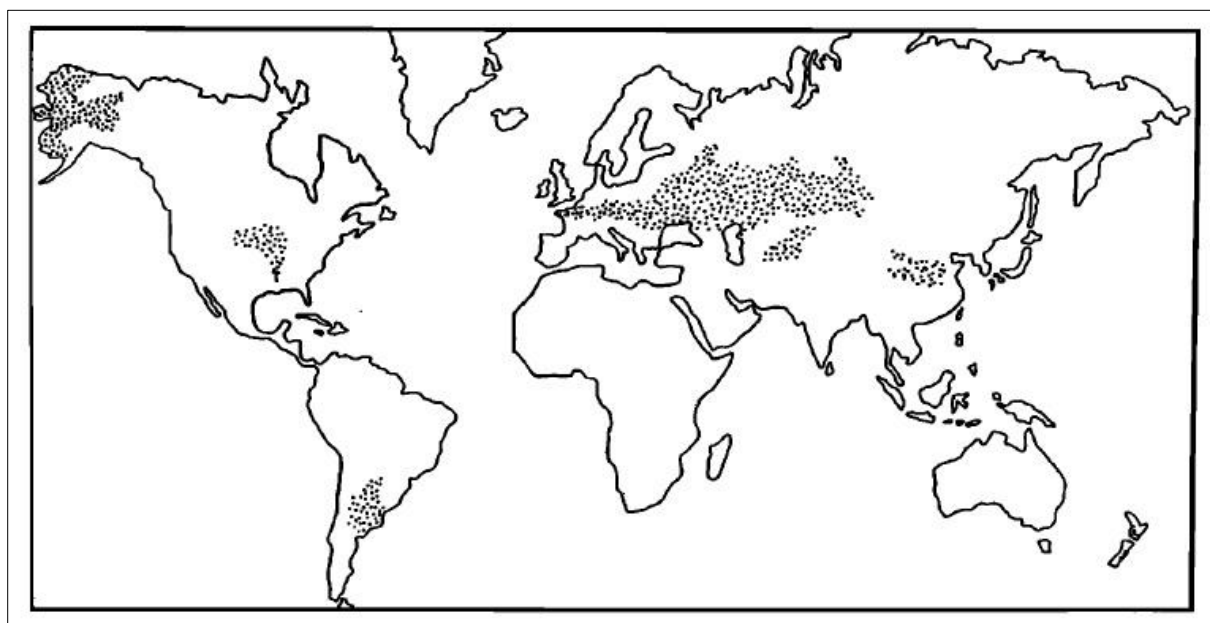
Areál každého druhu podle IUCN Red List ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) 2015) byl porovnáván s mapami vápencových výchozů (obr. 2; Williams a Ford 2006; Williams a Fong 2010), prašných bouří (obr. 3; Varga 2012), výskytu spraší (obr. 4; Heller a Evans 1995; Pye 1995) a sopek (obr. 5; [commons.wikimedia.org](http://commons.wikimedia.org) 2015). Dále bylo jednotlivě stanovováno, zda se v geografickém areálu druhu vápencové výchozy, prašné bouře, spraše a sopky nacházejí, nenacházejí či nacházejí jen v nepatrné míře.



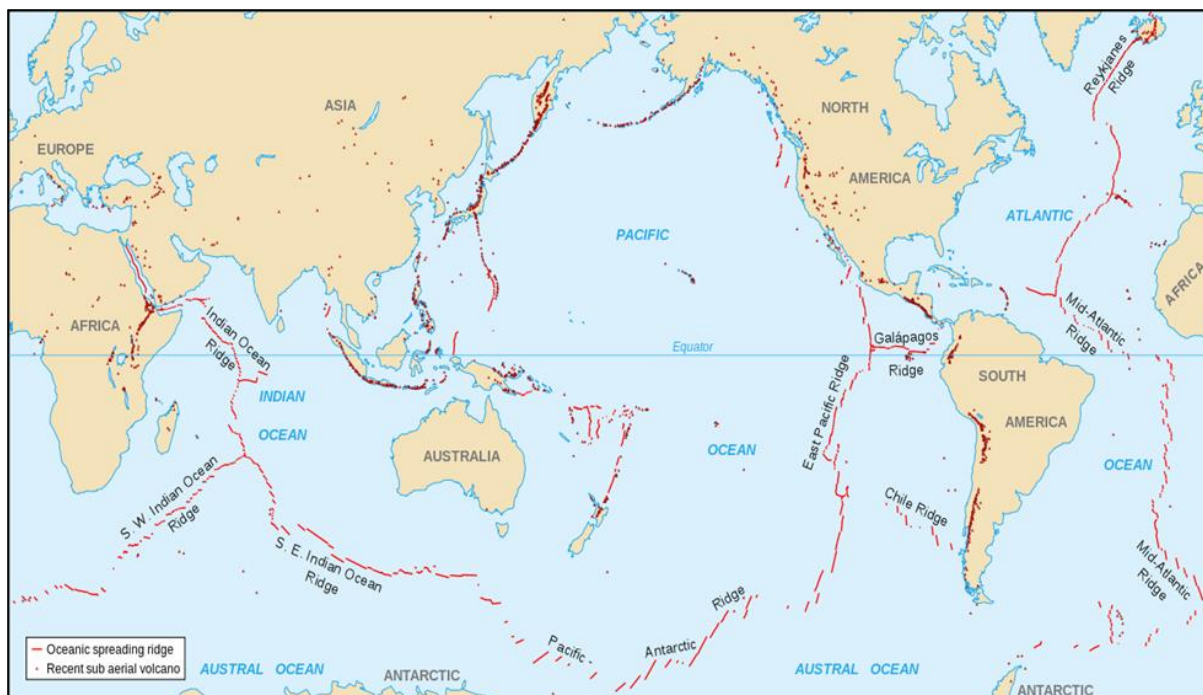
**Obr. 2:** Mapa výskytu vápencových výchozů (Williams a Ford 2006; Williams a Fong 2010)



**Obr. 3:** Mapa výskytu prašných bouří (Varga 2012)



**Obr. 4:** Mapa výskytu spraší (Heller a Evans 1995)



**Obr. 5:** Mapa výskytu sopek (commons.wikimedia.org 2015)

#### 4.5. Sovy a dravci

Dále byli jako faktor pozitivně ovlivňující potenciální fosilizaci uvažováni draví ptáci a to z důvodu vyvrhování potravy u jeskyní, kde se tudíž koncentrují kosti a mohou být zachovány. Zásadní geografické rozdíly nebyly nalezeny, sovy a dravci žijí všude, tudíž je případná regionální (ne)fosilizovatelnost v tomto parametru všude stejná (www.bbc.co.uk 2015; commons.wikimedia.org 2015).

#### 4.6. Kategorie ohroženosti

Podle serveru IUCN Red List byla převzata kategorizace ohroženosti savčích druhů, která byla pro účely této práce zredukována na 6 kategorií (sloučením kategorií Extinct in the wild a Extinct. Toto rozdělení je v tabulce 5 včetně číslování, které je použito v analýzách (www.iucnredlist.org 2015)

**Tab. 5:** Redukce IUCN Red List kategorií ohroženosti

Kategorie ohroženosti	Číselný kód
Least concern	0
Near thretened	1
Vulnerable	2
Endangered	3
Criticaly endangered	4
Extinct in the wild + Extinct	5

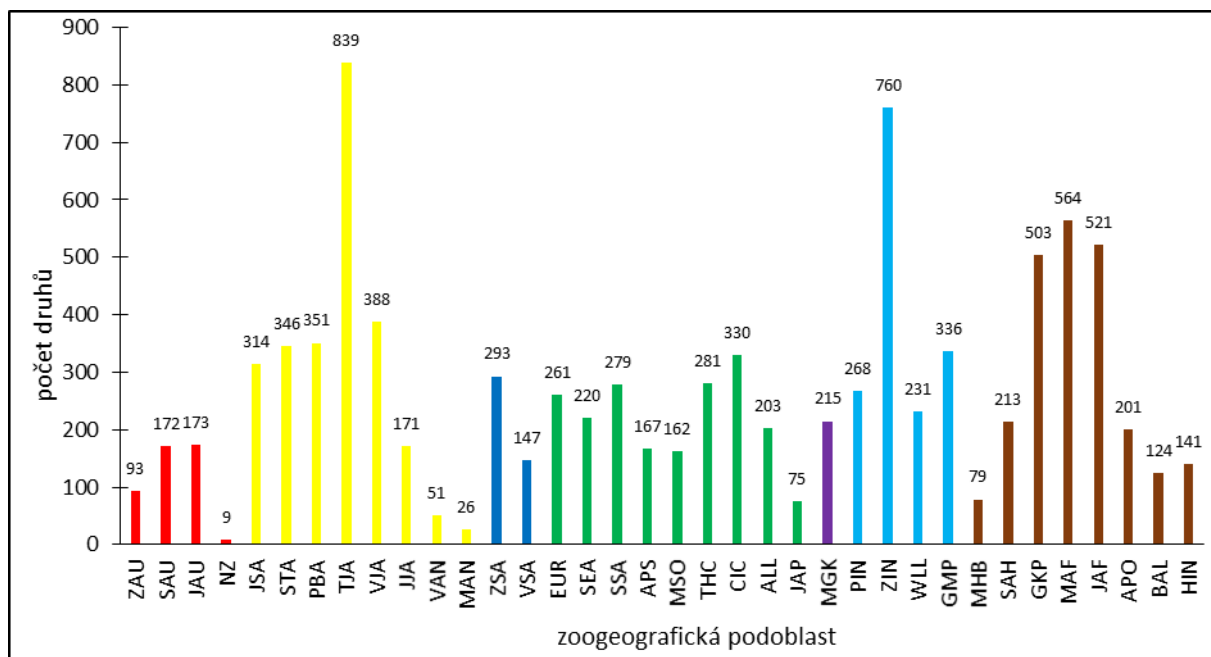
#### 4.7. Metodika testování

Mnohorozměrná data o rozšíření jednotlivých druhů byla hodnocena pomocí korespondenční analýzy (CCA) v programu Canoco 5. Vstupní jednotkou byl druh savce. Vysvětlující proměnné byly následující: horský/nížinný výskyt, ostrov/kontinent, velikost areálu (v km<sup>2</sup>) a stupeň ohroženosti dle kategorií IUCN. K výběru faktorů byla použita forward selection podle AIC hodnot. Statistická průkaznost byla zjišťována pomocí Monte-Carlo permutačního testu.

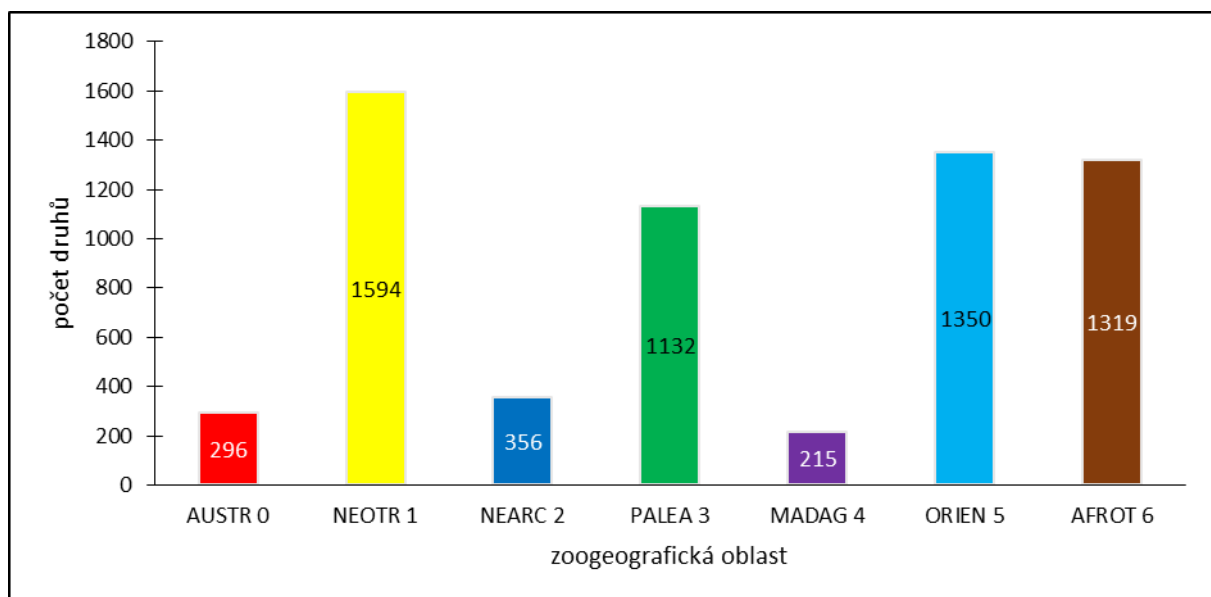
## 5. Výsledky

### 5.1. Počty druhů v jednotlivých zoogeografických oblastech

Z nasbíraných dat byly získány počty druhů v jednotlivých podoblastech i oblastech (obr. 6 a 7).



Obr. 6: Graf druhové bohatosti v zoogeografických podoblastech

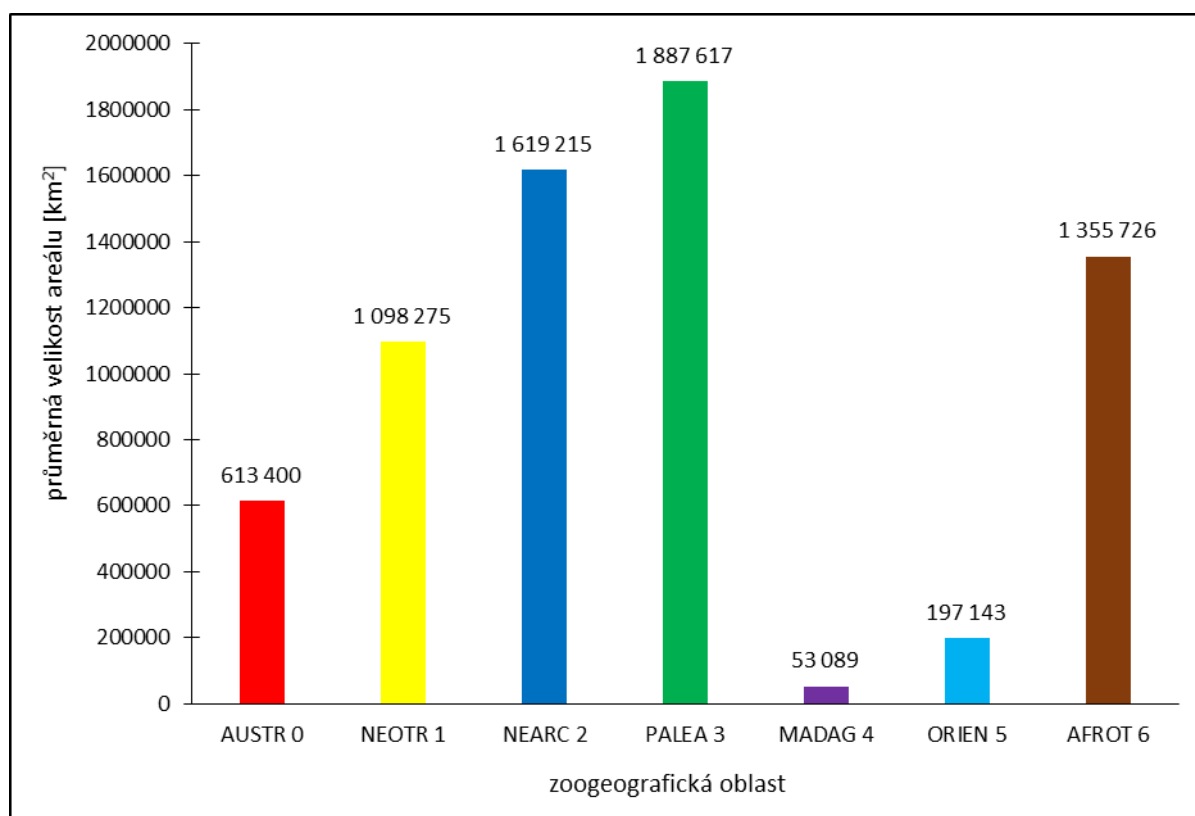


Obr. 7: Graf druhové bohatosti v zoogeografických oblastech.

Podle očekávání je druhově nejbohatší fauna neotropická a relativně nejchudší fauny nejmenších oblastí, tedy Austrálie a Madagaskaru. Za zmínku stojí nápadná bohatost Palearktické oblasti ve srovnání s historicky blízkou příbuznou oblastí Nearktickou (zmenšení Nearktické oblasti o severní oblasti a jejich připojení k Palearktu patrně není dostatečným vysvětlením, protože severské oblasti jsou druhově chudé a navíc jsou často osídleny stejnými druhy s cirkumboreálním či cirkumarktickým rozšířením). Při pohledu na podoblasti je jasné, že bohatost neotropické fauny určují především obyvatelé vlhkých tropů a bohatost fauny orientální je dána především druhovou bohatostí Zadní Indie, Indonésie a Filipín, v menší míře i Wallacey a vlastní Oceánie.

## 5.2. Průměrné velikosti areálů v jednotlivých zoogeografických oblastech

Průměrné velikosti areálů (obr. 8) byly získány pouze z dat endemitů jednotlivých zoogeografických areálů. Kosmopolitní druhy s velkým geografickým areálem byly z analýzy vyloučeny, neboť uměle navyšovaly jednotlivé oblastní průměry.



**Obr. 8:** Graf průměrných velikostí zoogeografických areálů v jednotlivých oblastech



Z přehledu vyplývá, že areály druhů madagaskarských a orientálních (tedy z velké části ostrovních) jsou plošně nejmenší. V další fázi práce bude třeba rozlišit vliv vlastní geografie (fragmentace areálů řekami, horami nebo horizontální členitostí kontinentů a ostrovů), biogeografické historie a především taxonomické praxe (Mrázková 2016).

Jistě by bylo zajímavé i srovnání průměrných velikostí areálů zoogeografických podoblastí. U zoogeografických oblastí byl problém druhů, jejichž areál přesahuje hranice jedné oblasti (a uměle tak navyšuje průměrnou velikost areálu oblasti), vyřešen vyloučením těchto druhů z analýzy. Podobný přístup však nelze opakovat u podoblastí, protože endemitů by pro analyzování zůstalo velice málo a průměrná velikost areálu druhů by byla velice zkreslená.

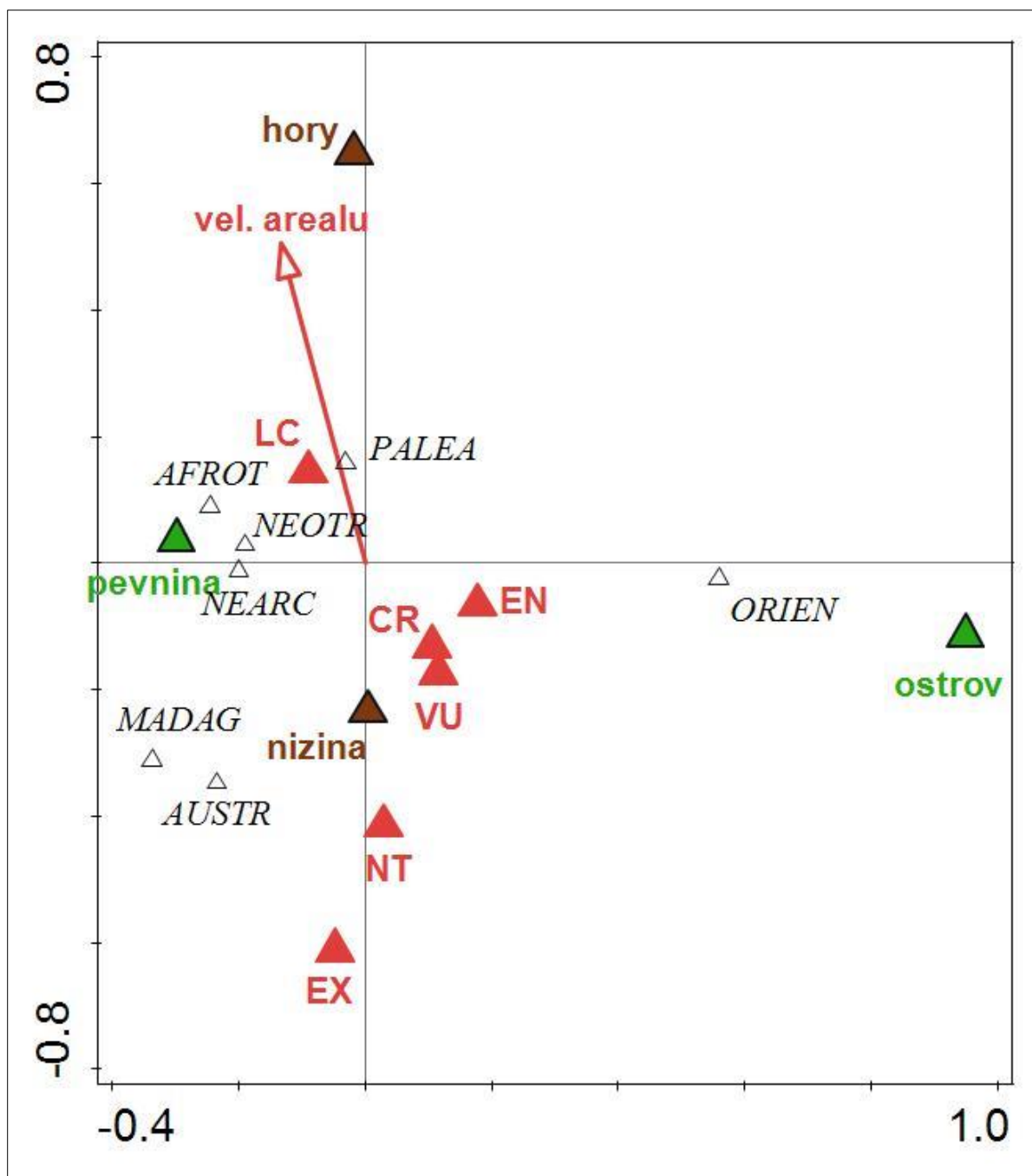
Velikost podoblastí je extrémně nevyrovnaná, což determinuje velikost areálů, jejich srovnání bude tudíž vyžadovat podrobnější analýzu.

### 5.3. Vztah mezi velikostí areálu, ohrožeností a zoogeografií

Byla provedena korespondenční analýza mnohorozměrných dat o rozšíření jednotlivých druhů (tab. 6, obr. 9).

**Tab. 6:** Průkaznost mnohorozměrné analýzy dat (CCA)

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.3854	0.0550	0.0181	0.0152
Explained variation (cumulative)	8.96	7.96	8.28	8.56
Pseudo-canonical correlation	0.6480	0.2410	0.1385	0.1269
Explained fitted variation (cumulative)	80.65	92.16	95.94	99.13



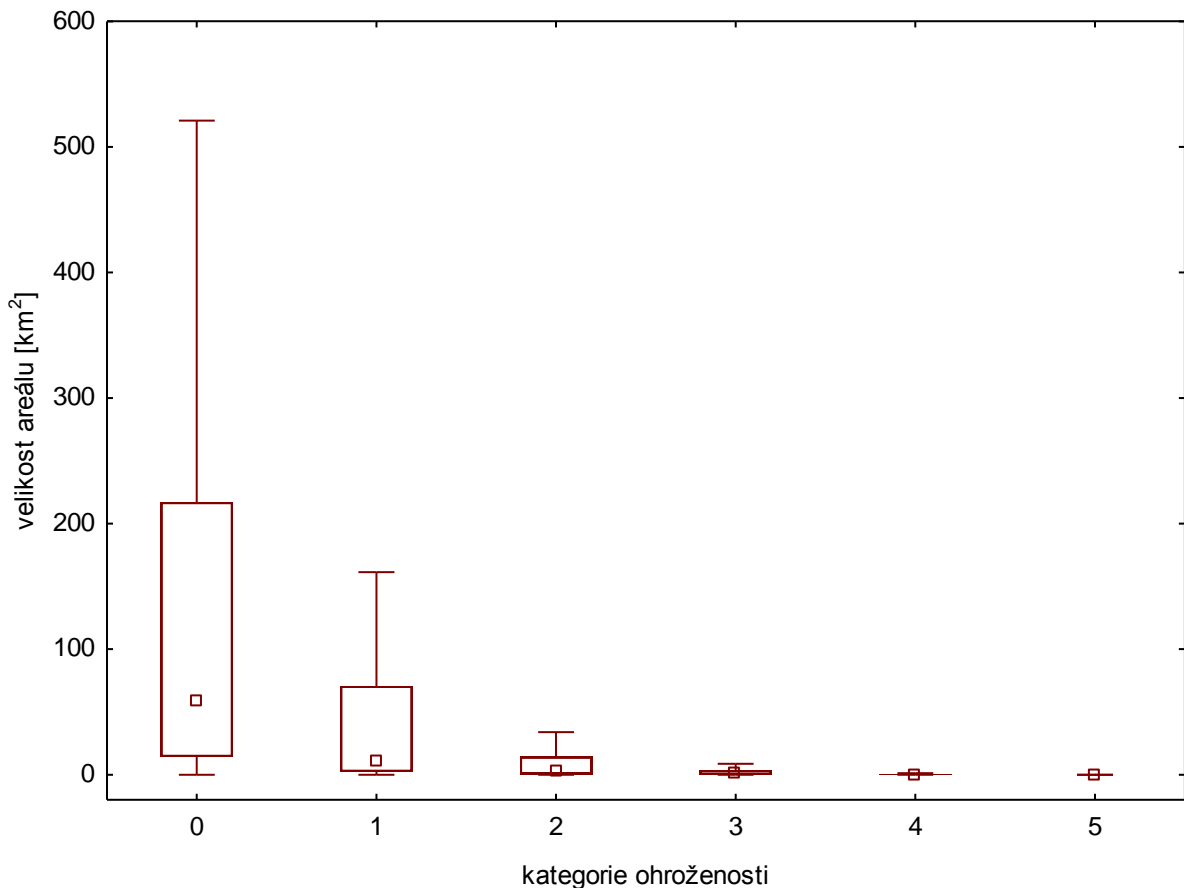
**Obr. 9:** Diagram vztahu mezi velikostí areálu, ohrožeností a zoogeografií

Analýza ukazuje, že velikost areálu a ohroženost druhu jsou pevně spojené – druhy neohrožené (LC) obývají velké areály, zatímco všechny kategorie ohroženosti (VU, EN, CR, částečně i NT) vyplňují prostor směřující k malým areálům. Umístění jednotlivých kategorií ohroženosti podporuje podezření, že mezi nimi nejsou skutečné rozdíly a že kritéria užívaná IUCN pro určení kategorie jsou spíše subjektivní (Collen a kol. 2016).

Velké zoogeografické oblasti (Palearktická, Afrotropická, Neotropická a Nearktická) tvoří jednotný shluk spojený s velkými druhovými areály; druhý shluk tvoří Madagaskar (pro účely této analýzy považovaný za „pevninu“, nikoli ostrov) a Austrálie. Zcela mimo je Orientální oblast, podle očekávání pevně spojená s ostrovním vrcholem osy pevnina–ostrov.

#### 5.4. Závislost ohroženosti druhu na velikosti areálu

Analýza závislosti ohroženosti druhu na velikosti areálu (obr. 10) má vysokou hladinu průkaznosti ( $p < 0,001$ ).



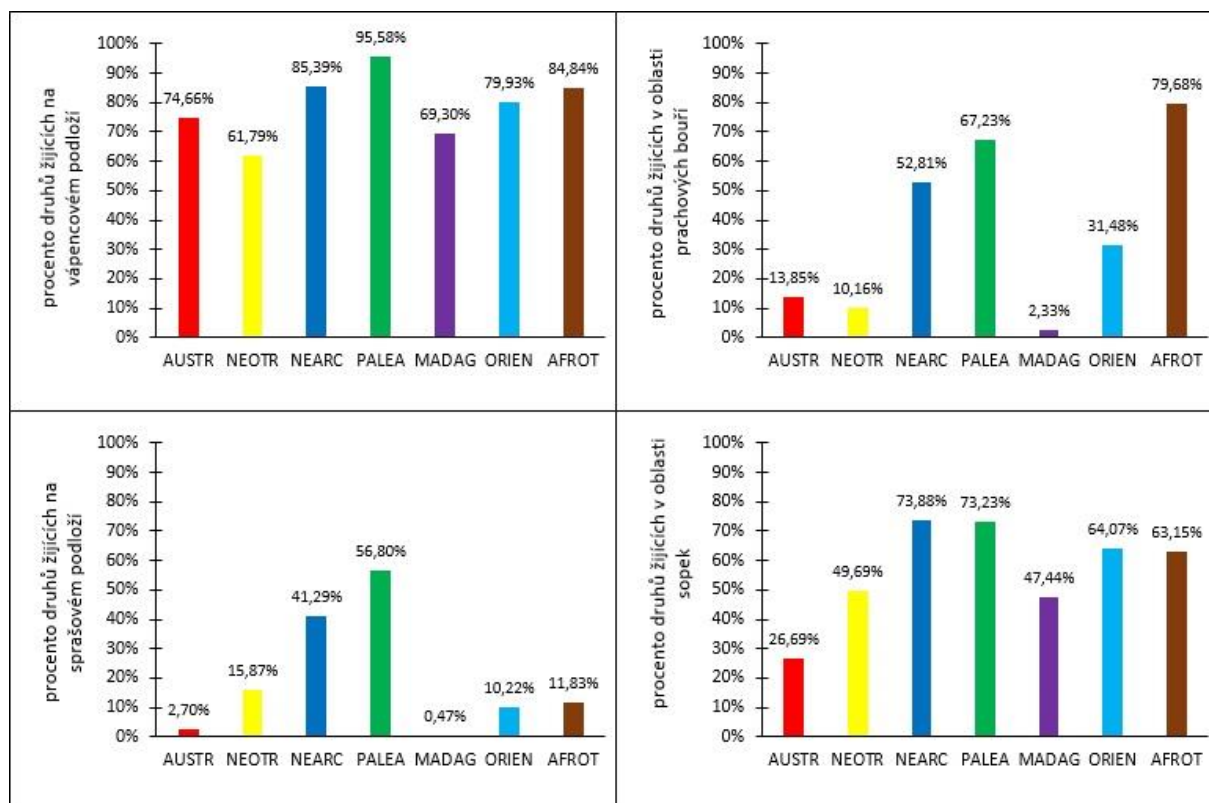
**Obr. 10:** Graf závislosti ohroženosti druhu na velikosti jeho areálu (0 = LC, 1 = NT, 2 = VU, 3 = EN, 4 = CR, 5 = EW + EX).

Velikost areálu je obecně považována za hlavní faktor ovlivňující riziko vymření druhu (malé populace v malých areálech jsou náchylnější k vymření i na základě malých událostí, které by velké populace ve velkých areálech nemohly ovlivnit). Výsledky předběžné analýzy

(obr. 10) jasně ukazují, že průměrná velikost areálu prudce a konzistentně klesá se stupněm ohroženosti, přičemž skutečně ohrožené druhy (kategorie VU, EN a CR) se už velikostí areálu významně neliší.

## 5.5. Geologické faktory

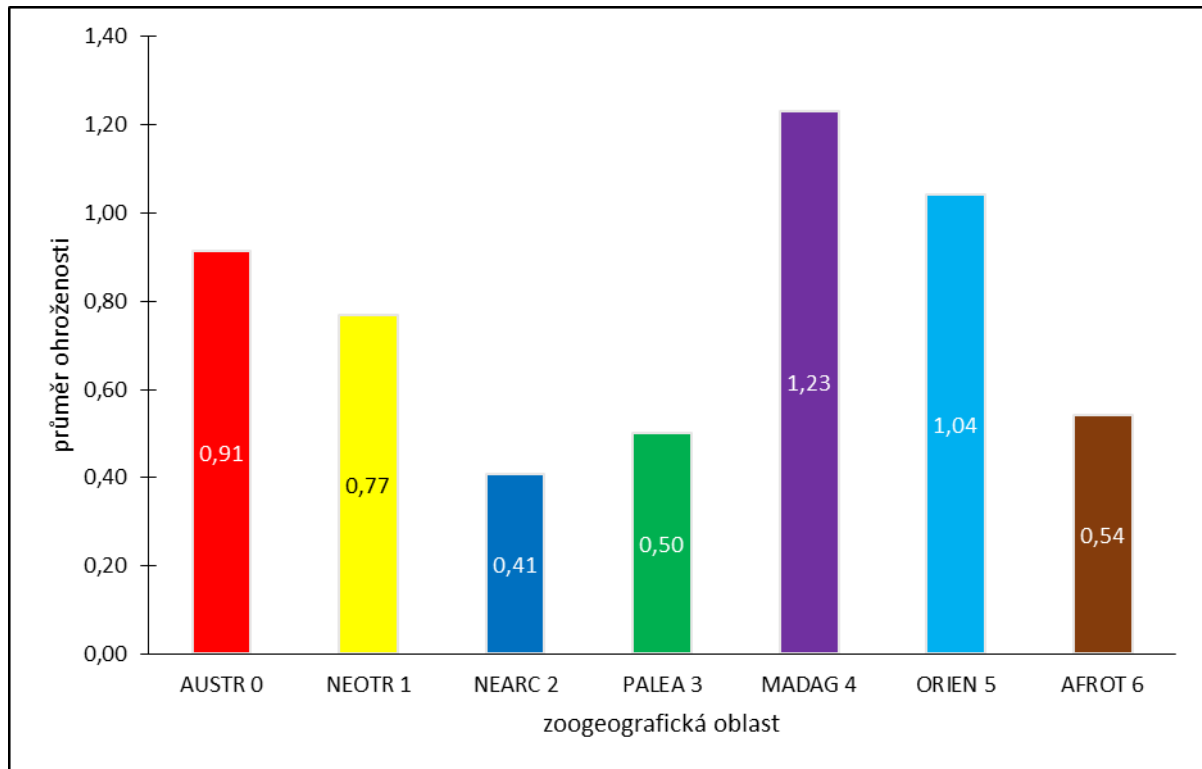
Bylo vypočteno procentuální zastoupení druhů splňujících jednotlivá geologická kritéria, napomáhající fosilizaci, pro jednotlivé zoogeografické oblasti (obr. 11). Informace o kritériu je globálního charakteru, tudíž je možné, že jsou v některých oblastech splněna i kritéria, která se v dané oblasti nevyskytují. Toto je možné sledovat na příklad u procentuálního zastoupení madagaskarských druhů žijících na sprašovém podloží.



**Obr. 11:** Graf procentuálního zastoupení druhů, splňujících jednotlivá geologická kritéria, pro jednotlivé zoogeografické oblasti

## 5.6. Průměrná hodnota ohroženosti v jednotlivých oblastech

Byla vypočtena průměrná hodnota ohroženosti pro jednotlivé zoogeografické areály (obr. 12).



**Obr. 12:** Graf průměrné ohroženosti v jednotlivých zoogeografických oblastech (0 = LC, 1 = NT, 2 = VU, 3 = EN, 4 = CR, 5 = EW + EX).

Z grafu je patrné, že největší průměrná kategorie ohroženosti je v oblasti Madagaskaru. To může být právě proto, že savčí druhy Madagaskaru procházejí v poslední době mnoha taxonomickými revizemi, přičemž každý rozpad původního druhu na dva, či více, provází zmenšení velikosti geografického areálu nových druhů oproti původnímu, a tudíž může být často novým druhům změněna kategorie ohroženosti k horšímu (Mrázková 2016).

## 6. Diskuze

Analýza druhové bohatosti v jednotlivých zoogeografických oblastech ukázala, že Palearktická oblast je přes svou obrovskou geografickou rozlohu chudší než oblasti tropické – Neotropická, Orientální a Afrotropická, čímž je naznačen latitudiální gradient druhové bohatosti, který je prokázán na příkladu amerických netopýrů (Arita a kol. 2014). Oblast Madagaskaru je v tomto ohledu poměrně specifická, z důvodu malé rozlohy, a i když ji v analýzách považujeme za kontinent a ne ostrov, nemůžeme jí jistě upřít některé ostrovní vlastnosti. Druhově chudá se zdá být i Australská oblast, ke které se zde oproti tradiční biogeografii neřadí Nová Guinea a Oceánie (Holt a kol. 2013). Nearktická oblast je oproti příbuzné Palearktidě výrazně méně druhově bohatá, kvůli své očividně menší rozloze, a kvůli odtržení celé severní oblasti Severní Ameriky (Holt a kol. 2013).

Tři největší tropické oblasti jsou zároveň druhově nejbohatší, ale když se podíváme na dělení podoblastí, zjistíme, že ze dvou různých důvodů. Ten první je společný pro Neotropickou a Orientální oblast – obě mají jednu podoblast, která je výrazně bohatší, než ostatní. U Neotropů jsou to *vlhké tropické lesy* a u Orientální oblasti je to *Zadní Indie* (včetně její ostrovní části). Druhý důvod je charakteristický pro Afrotropickou oblast, ve které jsou tři podoblasti druhově více méně identické.

Analýza průměrné velikosti areálu druhů nepřinesla žádná velká překvapení. Za zmínku stojí pouze dvě oblasti s nejmenším průměrným areálem, Madagaskar a Orientalis. U Madagaskaru je důvodem nejmenší rozloha celé zoogeografické oblasti, u Orientální oblasti velké množství ostrovních areálů.

Grafem závislosti ohroženosti na velikosti areálu bylo potvrzeno, že mezi těmito proměnnými existuje jednoznačný vztah. To ale může být zapříčiněno dvěma důvody, které bohužel touto analýzou nelze rozlišit. Prvním je, že velikost areálu druhu je skutečně nejdůležitějším determinačním faktorem pro ohroženost jednotlivých savců, potažmo živočišných druhů. Druhým důvodem může být to, že IUCN Red List přikládá velikosti areálu druhu velkou důležitost při určování kategorie ohroženosti druhu ve srovnání s jinými faktory a nebere ohledy na takové skutečnosti, kterými jsou přirozená vzácnost některých druhů nebo historický vývoj jejich ohrožení (Collen a kol. 2016; Ribeiro a kol. 2016). Tento vztah mezi ohrožeností a velikostí areálu je podpořen i analýzou průměrné ohroženosti v oblastech. Nejvyšší průměrnou ohroženost mají právě oblasti s nejnižší průměrnou velikostí areálu – Madagaskarská, Orientální a Australská.

Na diagramu vztahu mezi velikostí areálu, ohrožeností a zoogeografií je možné sledovat osu pevnina–ostrov, kde pouze Orientální oblast inklinuje k ostrovnímu endemismu a zbylých šest se nachází spíše v blízkosti pevniny. Další osou je nížina–hory, kde nejvíce inklinuje k horám Palearktická oblast. Nejzajímavější z celého diagramu je však skutečnost, že ze všech kategorií ohroženosti se pouze dvě markantněji vydělily, konkrétně mezní kategorie Least Concern (tedy druhy neohrožené) a druhy vymřelé (Extinct in the Wild + Extinct), zatímco střední kategorie (zvláště VU, EN a CR) tvoří poměrně jednotný shluk. Tím jsme znovu přiváděni k myšlence Collena a kol. (2016) a Ribeirové a kol. (2016), že kritéria pro kategorizaci ohroženosti IUCN Red List zřejmě nejsou nejšťastněji hodnocena a některá důležitá úplně chybí.

Co se týče potenciální fosilizovatelnosti recentních druhů savců, pilotní analýza geologických faktorů, které pozitivně ovlivňují fosilizaci, naznačila, že druhy některých zoogeografických oblastí jsou v tomto ohledu znevýhodněné oproti ostatním. Nejhorší podmínky v tomto ohledu mají patrně druhy Madagaskarské, a dále Australské a Neotropické.

## 7. Závěr

Hlavním úkolem této bakalářské práce byl sběr informací a dat k tématu možné „6. masové extinkce“. Z odborných pramenů byly nasbírány a zakódovány informace o biologii a ekologii savčích druhů, dále také informace o geologických podmínkách konkrétních areálů jednotlivých druhů. Zbývá zrevidovat několik málo fyziologických a biologických vlastností jednotlivých druhů. Tyto informace budou dále využívány pro co nejbližší přiblížení současné biodiverzity k jejímu fosilnímu záznamu, jelikož to je jediný možný způsob, jak co nejpřesněji určit stav dnešní biodiverzity, který je ovlivňován antropogenní činností.

Byly provedeny pilotní analýzy, které prokázaly, či alespoň podpořily některé předpoklady. Byl zjištěn negativní vztah mezi velikostí areálu druhu a kategorizací ohroženosti podle IUCN Red Listu. Bylo potvrzeno, že největší druhová diverzita je v tropických oblastech Země, a že hlavně zoogeografické podoblasti *tropické lesy Jižní Ameriky* a *Zadní Indie* jsou v porovnání s ostatními nadmíru druhově bohaté. Pilotní analýzy geologických faktorů pozitivně ovlivňujících fosilizaci již nyní naznačují, že druhy některých zoogeografických oblastí budou v ohledu potenciální fosilizace poměrně znevýhodněné. V neposlední řadě bylo zjištěno, že nejvyšší průměrné hodnoty ohroženosti jsou v Madagaskarské, Orientální a Neotropické oblasti.



## 8. Literatura

**Alroy J., Uhen M. D., Behrensmeyer A. K., Turner A., Jaramillo C., van den Hoek-Ostende L. W. (2015)** Taxonomic occurrences of Miocene to Quaternary Mammalia recorded in Fossilworks, the Evolution of Terrestrial Ecosystems database, and the Paleobiology Database, dostupné na WWW: <[www.paleodb.org](http://www.paleodb.org)>.

**Arita H. T., Vargas-Baron J., Villalobos F. (2014)** Latitudinal gradients of genus richness and endemism and the diversification of New World bats, *Ecography* 37: 1024–1033.

**Arregoitia L. D. V. (2016)** Biases, gaps, and opportunities in mammalian extinction risk research, *Mammal review* 46: 17–29.

**Arregoitia L. D. V., Leach K., Reid N., Fisher D. O. (2015)** Diversity, extinction, and threat status in Lagomorphs, *Ecography* 11: 1155–1165.

**Barnosky A. D., Hadly E. A., Bascompte J., Berlow E. L., Brown J. H., Fortelius M., Getz W. M., Harte J., Hastings A., Marquet P. A., Martinez N. D., Mooers A., Roopnarine P., Vermeij G., Williams J. W., Gillespie R., Kitzes J., Marshall C., Matzke N., Mindell D. P., Revilla E., Smith A. B. (2012)** Approaching a state shift in Earth's biosphere, *Nature* 486: 52–58.

**Barnosky A. D., Matzke D., Tomiya S., Wogan G. O. U., Swartz B., Quental T. B., Marshall C., McGuire J. L., Lindsey E. L., Maguire K. C., Mersey B., Ferrer E. A. (2011)** Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?, *Nature* 471: 51–57.

**Bartlett L. J., Williams D. R., Prescott G. W., Balmford A., Green R. E., Eriksson A., Valdes P. J., Singarayer J. S., Manica A. (2015)** Robustness despite uncertainty: regional climate data reveal the dominant role of humans in explaining global extinctions of Late Quaternary megafauna, *Ecography* 38: 1–10.

**Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F. (2012)** Impacts of climate change on the future of biodiversity, *Ecological Letters* 15: 365–377.

**Blois J. L., Zarnetske P. L., Fitzpatrick M. C., Finnegan S. (2013)** Climate Change and the Past, Present, and Future of Biotic Interactions, *Science* 341: 499–504.

**Brand S. (2015)** Rethinking extinction, dostupné na WWW: <<https://aeon.co/essays/we-are-not-edging-up-to-a-mass-extinction>>.

**Briggs J. C. (2014)** Fauna in decline: Beyond extinction, *Science* 346: 820–820.

**Cahill A. E., Aiello-Lammens M. E., Fisher-Reid M. C., Hua X., Karanewsky C. J., Ryu H. Y., Sbeglia B. C., Spagnolo F., Waldron J. B., Warsi O., Wiens J. J. (2013)** How does climate change cause extinction?, *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 280.

**Collen B., Dulvy N. K., Gaston K. J., Gärdenfors U., Keith D. A., Punt A. E., Regan H. M., Böhm M., Hedges S., Seddon M., Butchart S. H. M., Hilton-Taylor C., Hoffmann M., Bachman S. P., Akçakaya H. R. (2016)** Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List, *Biology Letters* 12.

**Côté I., Darling E. S., Brown C. J. (2016)** Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation, *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 283.

**Dasgupta S. (2015)** Humans are „super-predators“: unique and unsustainable, dostupné na WWW: <http://news.mongabay.com/2015/10/humans-are-super-predators-unique-and-unsustainable/>.

**De Vos J. M., Joppa L. N., Gittleman J. L., Stephens P. R., Pimm S. L. (2014)** Estimating the normal background rate of species extinction, *Conservation Biology* 29: 452–462.

**Di Marco M., Collen B., Rondinini C., Mace G. M. (2015)** Historical drivers of extinction risk: using past evidence to direct future monitoring, *Proceedings Royal Society B* 282.

**Di Marco M., Santini L. (2015)** Human pressures predict species' geographic range size better than biological traits, *Global Change Biology* 21: 2169–2178.

**Diffenbaugh N. S., Fields C. B. (2013)** Changes in Ecologically Critical Terrestrial Climate Conditions, *Science* 341: 486–492.

**Dirzo R., Young H. S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N. J. B., Collen B. (2014)** Defaunation in the Anthropocene, *Science* 345: 401–406.

**Dornelas M., Magurran A. E., Buckland S. T., Chao A., Chazdon R. L., Colwell R. K., Curtis T., Gaston K. J., Gotelli N. J., Kosnik M. A., McGill B., McCune J. L., Morlon H., Mumby P. J., Ovreas L., Studeny A., Vellend M. (2013)** Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities, *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 280.

**Ellis E. C. (2013)** Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes, *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 368–372.

**Ellis E. C. (2015)** Ecology in an anthropogenic biosphere, *Ecological Monographs* 85: 287–331.

**Fortelius M. (2013)** New and Old Worlds – Database of fossil mammals, dostupné na WWW: <[http://pantodon.science.helsinki.fi/now/species\\_list.php](http://pantodon.science.helsinki.fi/now/species_list.php)>.

**Gascon B., Brooks T. M., Contreras-MacBeath T., Heard N., Konstant W., Lamoreux J., Launay F., Maunder M., Mittermeier R. A., Molur S., Al Mubarak R. K., Parr M. J., Rhodin A. G. J., Rylands A. B., Soorae P., Sanderson J. G., Vié J. C. (2015)** The Importance and Benefits of Species, *Current Biology* 25: 431–438.

**Hansen j., Kharecha P., Sato M., Masson-Delmotte V., Ackerman F., Beerlings D. J., Hearty P. J., Hoegh-Guldberg O., Hsus S. L., Parmesan C., Rockstrom J., Rohling E. J., Sachs J., Smith P., Steffen K., Van Susteren L., von Schuckmann K., Zachos J. C. (2013)** Assessing „Dangerous Climate Change“: Required Reduction of Carbon Emissions to Protect Young People, Future Generations and Nature, *PLOS ONE* 8: 1–26.

**Hermoso V., Januchowski-Hartley S., Linke S., Possingham H. P. (2011)** Reference vs. Presentday condition: early planning decisions influence the achievement of conservation objectives. *Aquatic Conservation - Marine Freshwater Ecosystems* 21: 500–509.

**Holyoak M., Heath S. K. (2016)** The integration of climate change, spatial dynamics, and habitat fragmentation: A conceptual overview, *Integrative Zoology* 11: 40–59.

**Hull P. M., Darroch S. A. F., Erwin D. H. (2015)** Rarity in mass extinctions and the future of ecosystems, *Nature* 586: 345–351.

**Chen Y. H. (2014)** Areal sizes of high, intermediate, low and total suitable habitats are correlated to the global extinction risk for mammals, *Archives of Biological Sciences* 66: 963–967.

**Loxdale H. B., Davis B. J., Davis R. A. (2015)** Known knowns and unknowns in biology, *Biological Journal of the Linnean Society* 117: 386–398.

**McGill B. J., Dornelas M., Gotelli N. J., Magurran A. E. (2015)** Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene, *Trends in Ecology & Evolution* 30: 104–113.

**Meller L., van Vuuren D. P., Cabeza M. (2015)** Quantifying biodiversity impacts of climate change and bioenergy: the role of integrated global scenarios, *Regional Environmental Change* 15: 961–971.

**Moritz C., Agudo R. (2013)** The Future of Species Under Climate Change: Resilience or Decline?, *Science* 341: 504–508.

**Mrázková N. (2016)** Kritická analýza „6. masové extinkce“ na příkladu recentních druhů savců: vliv taxonomické historie ohrožených druhů, bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice.

**Murray B. R., Dickman C. R. (2000)** Relationships between body size and geographical range size among Australian mammals: has human impact distorted macroecological patterns?, *Ecography* 23: 92–100.

**Naeem S., Duffy J. E., Zavaleta E. (2012)** The Functions of Biological Diversity in an Age of Extinction, *Science* 336: 1401–1406.

**Neotoma (2014)** Neotoma Paleocological Database, dostupné na WWW: <<http://www.neotomadb.org/>>.

**Newbold T., Hudson L. N., Hill S. L. L., Contu S., Lysenko I. a 35 dalších autorů (2015)** Global effects of land use on local terrestrial biodiversity, *Nature* 520: 45–50.

**Oliver T. H., Morecroft M. D. (2014)** Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities, *Wiley Interdisciplinary Reviews - Climate Change* 5: 317–335.

**Pauls S. U., Nowak C., Bálint M., Pfeninger M. (2013)** The impact of global climate change on genetic diversity within populations and species, *Molecular Ecology* 22: 925–946.

**Pereira H. M., Navarro L. M., Martins I. S. (2012)** Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown, *Annual Review of Environment and Resources* 37: 25–50.

**Plotnick R. E., Smith F. A., Lyons S. K. (2016)** The fossil record of the sixth extinction, *Ecological Letters* 19: 546–553.

**Régnier C., Achaz G., Lambert A., Cowie R. H., Bouchet P., Fontaine B. (2015)** Mass extinction in poorly known taxa, *PNAS* 112: 7761–7766.

- Ribeiro J., Colli G. R., Caldwell J. P., Soares A. M. V. M. (2016)** An integrated trait-based framework to predict extinction risk and guide conservation planning in biodiversity hotspots, *Biological Conservation* 195: 214–223.
- Ripple W. J., Newsome T. M., Wolf C., Dirzo R., Everatt K. T., Galetti M., Hayward M. W., Kerley G. I. H., Levi T., Lindsey P. A., Macdonald D. W., Malhi Y., Painter L. E., Sandom C. J., Terborgh J., Van Valkenburgh B. (2015)** Collapse of the world's largest herbivores, *Science Advances* 1.
- Roney N. E., Kuparinen A., Hutchings J. A. (2015)** Comparative analysis of abundance-occupancy relationships for species at risk at both broad taxonomic and spatial scales, *Canadian Journal of Zoology* 93: 515–519.
- Saltré F., Rodríguez-Rey M., Brook B. W., Johnson C. N., Turney C. S. M., Alroy J., Cooper A., Beeton N., Bird M. I., Fordham D. A., Gillespie R., Hernando-Pérez S., Jacobs Z., Miller G. H., Nogués-Bravo D., Prideaux G. J., Roberts R. G., Bradshaw C. J. A. (2015)** Climate change not to blame for late Quaternary megafauna extinctions in Australia, *Nature Communications* 7: 1–7.
- Selwood K. E., McGeoch M. A., Mac Nally R. (2015)** The effects of climate change and land-use change on demographic rates and population viability, *Biological Reviews* 90: 837–853.
- Stuart A. J. (2015)** Late Quaternary megafaunal extinctions on the continents: a short review, *Geological Journal* 50: 338–363.
- Thompson R. M., Beardall J., Grace M., Sardina P. (2013)** Means and extremes: building variability into community-level climate change experiments, *Ecology Letters* 16: 799–806.
- Travis J. M., Delgado M., Bocedi G., Baguette M., Barton K., Bonte D., Boulangeat I., Hodgson J. A., Kubisch A., Penteriani V., Saastamoinen M., Stevens V. M., Bullock J. M. (2013)** Dispersal and species' responses to climate change, *Oikos* 122: 1532–1540.
- Tucker M. A., Ord T. J., Rogers T. L. (2014)** Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment, *Global Ecology and Biogeography* 23: 1105–1114.
- Vallardes F., Bastias C. C., Godoy O., Granda E., Escudero A. (2015)** Species coexistence in a changing world, *Frontiers in Plant Science* 6: 1–16.

**Waters C. N., Zalasiewicz J., Summerhayes C., Barnosky A. D., Poirier C., Galuszka A., Cearreta A., Edgeworth M., Ellis E. C., Ellis M., Jeandel C., Leinfelder R., McNeill J. R., deB. Richter D., Steffen W., Syvitski J., Vidas D., Wapreisch M., Williams M., Zhisheng A., Grinevald J., Odada E., Oreskes N., Wolfe A. P. (2016)** The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene, *Science* 351: 137–137.

**www.iucn.org (2015)** The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, dostupné na WWW: <<http://www.iucn.org/>>.

## 9. Appendix

**bbc.co.uk (2015)** dostupné na WWW: <<http://www.bbc.co.uk/nature/life/Falconiformes>>.

**commons.wikimedia.org (2015)** dostupné na WWW:

<[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Spreading\\_ridges\\_volcanoes\\_map-en.svg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Spreading_ridges_volcanoes_map-en.svg)>.

**commons.wikimedia.org (2015)** dostupné na WWW:

<[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Owl\\_range.png](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Owl_range.png)>.

**EDGE of Existence (2016)** Evolutionarily Distinct & Globally Endangered, dostupné na WWW: <<http://www.edgeofexistence.org/index.php>>.

**Ford D., Williams P. (2007)** Karst Hydrogeology and Geomorphology, Wiley, Chichester.

**Heller F., Evans M. E. (1995)** Loess magnetism. *Reviews of Geophysics* 33: 211–240.

**Holt B. G., Lessard J. P., Borregaard M. K., Fritz S. A., Araújo M. B., Dimitrov D., Fabre P. H., Graham C. H., Graves G. R., Jønsson K. A., Nogués-Bravo D., Wang Z., Whittaker R. J., Fjeldså J., Rahbek C. (2013)** An Update of Wallace's Zoogeographic Regions of the World, *Science* 339: 74–78.

**Jones K. E., Bielby J., Cardillo M., Fritz S. A. a 20 dalších autorů (2009)** PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals, *Ecology* 90: 2648.

**Ložek V. (1973)** Příroda ve čtvrtohorách, Academia, Praha.

**McKenna M., Bell S. K. (1998)** Classification of mammals: Above the species level. Columbia university press. New York.

**Nilsson T. (1983)** The Pleistocene: Geology and Life in the Quarternary Ice Age, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

**Olson D. M., Dinerstein E., Wikramanayake E. D., Burgess N. D., Powell G. V. N., Underwood E. C., D'Amico J. A., Itoua I., Strand H. E., Morrison J. C., Loucks C. J., Allnutt T. F., Ricketts T. H., Kura Y., Lamoreux J. F., Wettengel W. W., Hedao P., Kassem K. R. (2001)** Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth, *BioScience* 51: 933–938.

**Pye K. (1995)** The nature, origin and accumulation of loess, *Quaternary Scientific Reviews* 14: 653–667.

**Varga G. (2012)** Spatio-temporal distribution of dust storms – a global coverage using NASA TOMS aerosol measurements, *Hungarian Geographical Bulletin* 61: 275–298.

**Williams P., Fong Y. T. (2010)** dostupné na WWW:

<[http://web.env.auckland.ac.nz/our\\_research/karst/pdf/world\\_colour\\_2010.pdf](http://web.env.auckland.ac.nz/our_research/karst/pdf/world_colour_2010.pdf)>.

**Wilson E., Reeder D. M. (editors; 2005)** Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference, Johns Hopkins University Press, Baltimore.

**www.iucnredlist.com (2015)** The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4, dostupné na WWW: <<http://www.iucnredlist.org>>.