

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA PROSTOROVÝCH VĚD

**ANALÝZA ČASOPROSTOROVÝCH PARAMETRŮ  
ZÁZNAMŮ O VÝSKYTU PLCHŮ V ČESKÉ  
REPUBLICI PRO POTŘEBY MODELOVÁNÍ  
DISTRIBUCE DRUHŮ**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

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

Bakalant: Richard Bittman

2021

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Richard Bittman

Geografické informační systémy a dálkový průzkum Země v životním prostředí

Název práce

**Analýza časoprostorových parametrů záznamů o výskytu plchů v České republice pro potřeby modelování distribuce druhů**

Název anglicky

**Analysis of spatiotemporal records of dormouse occurrence in the Czech Republic for the purposes of species distribution modelling**

### Cíle práce

Nálezové databáze kombinují data ze systematických průzkumů a příležitostně sebraná data. V případě drobných savců aktivujících hlavně v noci, kterými jsou plši, může velkou roli hrát nerovnoměrnost mapování.

Cílem bakalářské práce je popsat data nálezové databáze ochrany přírody (NDOP) z hlediska nerovnoměrnosti mapování na příkladu plchů. Dalším cílem je posoudit vliv polohové přesnosti záznamů a nerovnoměrnosti mapovacího úsilí na modely distribuce plchů na území ČR.

Formulace dílčích cílů je úkolem autora.

### Metodika

Metodické pokyny pro autora jsou tyto:

- V rešeršní části práce se autor seznámí s ekologií a rozšířením plchů, s typickými problémy nálezových databází (nerovnoměrné mapovací úsilí a s problematikou modelování distribuce druhů na základě prezentovaných dat).

- V praktické části provede autor explorativní analýzu dat o plších. Před výběrem konkrétních druhů si zodpoví, proč vybírá právě tyto. Vybraným druhům se v explorativní analýze bude věnovat podrobněji.

- Rozšíření vybraných druhů plchů se autor pokusí modelovat s využitím Maxent přístupu. Do modelů budou vstupovat data s různou prostorovou přesností (např. poměrně přesně lokalizované záznamy ze systematických průzkumů vs. data bez rozlišení polohové přesnosti). Výsledky zhodnotí dle užívaných metrik, dle své expertní znalosti a dle srovnání s kvadrátovými mapkami rozšíření plchů.

Z technického hlediska je na autorovi, zda dá při přípravě dat nálezové databáze a prediktorů pro modely distribuce přednost ArcGIS, otevřeným software či jakýmkoliv kombinacím.

## Doporučený rozsah práce

50 – 70 stran

## Klíčová slova

formulace klíčových slov je úkolem autora

---

## Doporučené zdroje informací

- Adamík, P., Poledník, L., Poledníková, K. & Romportl, D. (2019). Mapping an elusive arboreal rodent: Combining nocturnal acoustic surveys and citizen science data extends the known distribution of the edible dormouse (*Glis glis*) in the Czech Republic. *Mamm. Biol.*, 99, 12–18.
- Callaghan, C.T., Rowley, J.J.L., Cornwell, W.K., Poore, A.G.B. & Major, R.E. (2019). Improving big citizen science data: Moving beyond haphazard sampling. *PLoS Biol.*, 17, 1–11.
- Gábor, L., Moudrý, V., Barták, V. & Lecours, V. (2019). How do species and data characteristics affect species distribution models and when to use environmental filtering? *Int. J. Geogr. Inf. Sci.*, 00, 1–18.
- Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P.E., et al. (2015). Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 24, 276–292.
- Henckel, L., Bradter, U., Jönsson, M., Isaac, N.J.B. & Snäll, T. (2020). Assessing the usefulness of citizen science data for habitat suitability modelling: Opportunistic reporting versus sampling based on a systematic protocol. *Divers. Distrib.*, 26, 1276–1290.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., et al. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers. Distrib.*, 19, 1366–1379.
- 

## Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

## Vedoucí práce

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

## Garantující pracoviště

Katedra prostorových věd

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2021

**doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 25. 03. 2021

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Analýza časoprostorových parametrů záznamů o výskytu plchů v České republice pro potřeby modelování distribuce druhů 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 bakalářskou 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 bakalářské 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. 2021

.....

## Poděkování

V první řadě bych chtěl poděkovat paní docentce Ing. Petře Šimové, Ph.D. za její cenné rady a myšlenky, které mi pomohly při zpracování mé bakalářské práce. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Petru Balejovi, za jeho ochotnou pomoc při zpracovávání dat. V neposlední řadě bych chtěl poděkovat své rodině, která poskytla skvělé podmínky pro zpracování této bakalářské práce. Bakalářská práce byla řešena v rámci projektu TAČR SS02030018 Centrum pro krajinu a biodiverzitu (DivLand).

V Praze 30. 3. 2021

Richard Bittman

## Abstrakt

Cílem bakalářské práce je popsat data Nálezové databáze ochrany přírody z hlediska nerovnoměrnosti mapování na příkladu plchů. Dalším cílem je posoudit vliv polohové přesnosti záznamů a nerovnoměrnosti mapovacího úsilí na modely distribuce plchů na území ČR.

Byly vytvořeny modely odhadu distribuce druhů plšička lískového (*Muscardinus avellanarius*) a plcha velkého (*Glis glis*) pomocí záznamů s různou polohovou přesností. Jejich ohodnocení bylo provedeno pomocí nejužívanější metriky pro ohodnocení modelů distribuce druhů, AUC – ROC křivky.

Bakalářská práce ukázala vliv polohové přesnosti záznamů, spolu s rozmístěním záznamů v zájmové ploše, na výsledky modelů distribuce druhů. Bakalářská práce také naznačila, že modely s nejvyšší hodnotou AUC – ROC křivky nemusí odpovídat skutečné distribuci.

Zpracovaná bakalářská práce může poskytnout nový pohled při využití různých polohových přesností záznamů Nálezové databáze ochrany přírody při modelování distribuce druhů a osvětlit ekologii plchů v České republice.

Klíčová slova: NDOP, občanská věda, modelování distribuce druhů, *Glis glis*, *Muscardinus avellanarius*

## Abstract

The aim of this bachelor thesis is to describe data of the Nature Conservation Agency of the Czech republic in terms of uneven mapping on the example of dormice. Another goal is to assess the influence of positional accuracy of records and uneven sampling behavior with models of dormice distribution in the Czech republic.

There were created models estimating the distribution of hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and edible dormouse (*Glis glis*) using records with different positional accuracy. Their evaluation was performed using the AUC – ROC curve.

The bachelor thesis showed the influence of positional accuracy of records together with the distribution of records in the area of interest on the results of species distribution models. The bachelor thesis also indicated that the models with the highest value of the AUC – ROC curve may not correspond to the actual distribution.

This bachelor thesis may provide a new perspective when using different positional accuracies of records of the records the Nature Conservation Agency of the Czech republic in modeling the distribution of species and increased awareness of the ecology of dormice in the Czech Republic.

Keywords: NDOP, citizen science, species distribution modelling, *Glis glis*, *Muscardinus avellanarius*

## Obsah

1. Úvod .....	8
2. Cíl práce .....	9
3. Literární rešerše .....	10
3.1 Charakteristika zkoumaných druhů .....	10
3.1.1 Plšík lískový ( <i>M. avellanarius</i> ) .....	11
3.1.2 Plch velký ( <i>G. glis</i> ) .....	15
3.2 Metody zaznamenávání početnosti zkoumaných druhů .....	17
3.3 Nálezová databáze ochrany přírody .....	20
3.4 Modelování distribuce druhů .....	21
3.4.1 Prezenční data .....	22
3.4.2 Absenční data .....	22
3.4.3 Background points .....	23
3.4.4 Tvorba modelu .....	24
3.4.5 Prediktory .....	25
3.4.6 Metody modelování druhů .....	25
3.4.7 Validace modelu .....	26
3.4.8 Výstup modelu .....	27
3.5 Využití občanské vědy při modelování distribuce druhů .....	28
4. Metodika .....	29
4.1 Použitá data .....	30
4.2 Explorativní analýza dat Nálezové databáze ochrany přírody .....	31
4.3 Využití přesnosti pro modelování distribuce plchů v ČR .....	34
4.4 Prediktory využití pro modelování distribuce plchů v ČR .....	36
4.5 Úprava dat .....	37



4.6 Parametry modelovacího programu pro vytvoření odhadů distribuce plchů v ČR .....	40
5. Výsledky.....	42
5.1 Vliv prediktorů na výsledky modelů distribuce .....	43
5.2 Ohodnocení kvality modelů distribuce .....	44
6. Diskuse .....	46
6.1 Vyhodnocení pomocí AUC-ROC křivky.....	46
6.2 Vliv prediktorů na výsledky modelu.....	49
6.2.1 Dokreslení vlivu prediktorů pomocí response curves .....	50
6.3 Závěr diskuze .....	52
7. Závěr a přínos práce .....	54
8. Přehled literatury a použitých zdrojů .....	56
Přílohy .....	74
Obrázky: .....	74
Tabulky: .....	75
Seznam příloh:.....	75

## 1. Úvod

Modelování distribuce druhů je soubor metod, které kombinují data o pozorování druhu (závislý proměnných) s daty o prostředí (vysvětlujících proměnných) a snaží se stanovit pravděpodobnost výskytu daného druhu na neznámé lokalitě (Elith a Leathwick 2009).

Modelování distribuce druhů je velkým tématem současnosti, vzhledem k tomu, že při vyhledání klíčového slova „species distribution modelling“ bylo pomocí Google Scholar vyhledáno od roku 2010 přes milion výsledků.

Jednou z možností, kde získat potřebná data pro tvorbu modelů distribuce druhů, jsou projekty občanské vědy (Fletcher et al. 2019). V případě zpracování této bakalářské práce byly využity záznamy pozorování silně ohroženého plšika lískového (*Muscardinus avellanarius*) a ohroženého plcha velkého (*Glis glis*) z Nálezové databáze ochrany přírody.

Nálezová databáze ochrany přírody kombinuje záznamy profesionálních vědců ze systematických průzkumů a příležitostně sebraná data dobrovolníky. Zdroje dat se však od sebe mohou lišit nerovnoměrným mapovacím úsilím či různou polohovou přesností záznamů, což v případě jejich využití při modelování distribuce drobných nočních živočichů, jimiž plši jsou, může hrát velkou roli.

Následné vytvořené modely distribuce obou druhů byly vyhodnoceny pomocí AUC – ROC křivky. Jedná se o nejčastější metriku využívanou pro vyhodnocení prediktivního modelu distribuce druhu vytvořeného pouze s využitím dat přítomnosti druhu (Elith a Leathwick 2009).

Bakalářská práce je určitý první pokus na téma vlastností Nálezové databáze ochrany přírody pro její využití při tvorbě modelování distribuce druhů v rámci šestiletého projektu s názvem Centrum pro krajinu a biodiverzitu (DivLand). Součástí tohoto projektu je i Agentura ochrany přírody a krajiny ČR pod kterou Nálezová databáze ochrany přírody spadá.

## 2. Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je popsat data Nálezové databáze ochrany přírody z hlediska nerovnoměrnosti mapování na příkladu plchů. Dalším cílem je posoudit vliv polohové přesnosti záznamů a nerovnoměrnosti mapovacího úsilí na modely distribuce plchů na území ČR.

V rámci této bakalářské práce byly stanoveny následující dílčí cíle:

- I. Vytvořit modely distribuce plchů na území ČR se záznamy s různými hodnotami polohové přesnosti pomocí vhodného modelovacího programu.
- II. Vyhodnotit kvalitu modelů distribuce plchů pomocí některé z užívaných metrik a pomocí porovnání s kvadrátovými mapami rozšíření jednotlivých plchů.
- III. Vyhodnotit vliv vysvětlujících proměnných na výsledky modelů distribuce plchů.

### 3. Literární rešerše

#### 3.1 Charakteristika zkoumaných druhů

Plšík lískový a plch velký jsou drobní, noční hlodavci žijící převážně na stromech (Juškaitis 2014) a v menších skupinkách (Morris (2004) ex. Kryštufek (2010)). Patří do čeledi plchovitých (*Gliridae*) a vyznačující se dlouhým životem, nízkou populační hustotou (Bright a Morris 1996) a nízkou mírou reprodukce (Holden et al. 2016). Rozšíření jsou ostrůvkovitě po celém území České republiky (Anděra a Beneš 2001).

Z hlediska kategorie zákonné ochrany je plch velký v České republice považován za ohrožený druh, spolu s plšíkem lískovým, který je považován za silně ohrožený druh podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Mezi největší hrozby pro plcha velkého a plšíka lískového patří: pokles omlazování stromů a keřů (znemožňuje prostup slunečního záření a důsledkem je málo rozvinuté bylinné patro), ztráta lesního habitatu, fragmentace lesního habitatu (neumožňuje propojení populací a v delším časovém horizontu hrozí inbreeding), ztráta druhové rozmanitosti a nedostatečná úprava živých plotů. Málo častá úprava živých plotů totiž znesnadňuje přesuny plšíka lískového mezi jednotlivými lesními porosty a zabraňuje využívání živých plotů pro stálé hnízdění (Bright et al. 2006).

Mezi další hrozby patří vysoká zvěř, která poškozují keře. Keře totiž poskytují pro plchy potravu a úkryt. Mezi hrozby také patří změny klimatu a počasí. Z důvodu často se měnícího počasí se snižuje šance pro úspěšné páření, hrozba je větší především v severnějších oblastech Evropy, kde se plch velký a plšík lískový také nachází (Bright et al. 2006).

Výskyt plcha velkého a plšíka lískového mohou ohrožovat i predátoři, přičemž plšík lískový je pro potravu vyhledáván častěji. Plši jsou ohroženi zejména nočními predátory. Mezi hlavní noční predátory patří zejména sovy (například sova pálená (*Tyto alba*) nebo kalous ušatý (*Asio otus*)), ale také kuna lesní (*Martes martes*). Ohrožení pro plšíka lískového může představovat i kuna skalní (Juškaitis 2014; Scaravelli a Aloise 1995).

I když oba druhy mají rozdílné nároky na prostředí ve kterém žijí, v oblastech s vysokou diverzitou habitatu mohou žít poblíž sebe i na stejných lesních cestách, ale navzájem soupeří o úkryty a ptačí budky, které oba rádi využívají. V případě nárůstu početnosti plcha velkého však dochází ke snížení počtu obývaných budek plšíkem lískovým (Juškaitis 2014). To ale nutně neznamená, že musí klesnout i jeho populace, která není na pobyt v budkách vázána. Avšak v německých lesích, kde se početnost plcha velkého zvyšovala, ke snížení početnosti plšíka lískového došlo (Gatter 2000 ex. Juškaitisem 2014). Také pětiletý průzkum prováděný v Maďarsku naznačuje, že při zvýšení početnosti plcha velkého došlo k přemístění plšíka lískového do méně druhově bohatých míst z hlediska veškerých zvířat (Bakó a Hecker 2006).

### 3.1.1 Plšík lískový (*M. avellanarius*)

Nejmenším a nejrozšířenějším plchem žijícím na našem území je plšík lískový. Délka těla se pohybuje mezi 6–8,5 cm a váží pouhých 15–28 g (Anděra a Beneš 2001; Anděra 2018) Ve volné přírodě se dožívá až šesti let (Juškaitis et al. 2020).



Obrázek 1: Plšík lískový (Mückstein 2011)

Pro svůj úkryt preferuje plšík lískový především listnaté lesy s převládáním dubovitých stromů (Juškaitis 2014), ale žije i ve smíšených lesích s dobře vyvinutým bylinným patrem (Juškaitis a Šiožinyte 2008). Dále pro své hnízdění vyhledává lísku obecnou (*Corylus avellana*), buk lesní (*Fagus sylvatica*) a habr obecný (*Carpinus betulus*) (Juškaitis 2014). V některých habitatech se může plšík lískový a plch velký vyskytovat společně. To však neplatí pro mladý borovicový porost, keře (například maliník (*Rubus idaeus*), druhově bohaté živé ploty (liniové biokoridory) či dubohabřinové lesy, kde se vyskytuje hlavně nebo pouze plšík lískový (Bright et al. 2006; Bakó a Hecker 2006). Anděra a Beneš (2001) naopak uvádějí, že v dubohabřinanách se plch velký vyskytuje běžně.

Důležitým faktorem pro kvalitu habitatu plšíka lískového je vysoká diverzita stromů a keřů (Berg a Berg 1998), které mu zajistí dostatek potravy během jeho aktivní sezóny (Juškaitis 2014). Důležitá je také nízká hustota stromů z důvodu prostupu slunečního svitu do bylinného patra, které následně přispívá ke zrání plodů a kvetení rostlin (Juškaitis 2014). Nízká hustota může být charakterizována například tím, že se vzájemně nedotýkají koruny stromů (Bright a Morris 1996). V případě bylinného patra je to však obráceně. Plšík lískový preferuje vysokou hustotu bylinného patra z důvodu možných potravních zdrojů a pravděpodobně také kvůli lepšímu pohybu pomocí větví a vizuální ochranou před predátory (Juškaitis 2014).

Nejvíce rozvinuté bylinné patro se nachází v ekotonech (například okraje a světliny lesů, křovinaté stráně), kde je plšík lískový často nacházen. Mezi další lokality patří například mýtiny, místa podél lesních cest, úkryty v dutinách, štěrbině, zemní nory, krmelce či seníky (Bright 1995; Anděra a Beneš 2001).

Plšík lískový žije v hnízdech, která si nejčastěji staví na stromech či ve spletitých dřevinách. Jsou kulovitěho tvaru s bočním otvorem a nejčastěji se nachází ve výšce od 60 cm do 1 m nad zemí (Juškaitis 2014). Většina hnízd se dá pouhým pozorováním nalézt pouze v mladých či mezi nízkorostoucími dřevinami a také jen v určitém časovém období, konkrétně v nevegetativní fázi rostlin, kdy dochází k opadávání listů (Juškaitis 2014).

Plšík lískový preferuje raně až středně sukcesní lesy, přičemž stárnutí lesa spíše negativně ovlivňuje jeho populaci. Plcha velkého stárnutí lesa ovlivňuje spíše pozitivně (Juškaitis 2014; Goodwin et al. 2018).

Aktivní sezóna plšika lískového trvá od května do září (Juškaitis 2014), ale velmi záleží na prostorové distribuci dané populace, což platí i pro plcha velkého (Bakó a Hecker 2006). Například teplý a suchý podzim může jeho aktivitu během dne a aktivní sezónu lehce prodloužit tím, že umožní později narozeným jedincům získat dostatečné množství tuku, aby přežili jejich první hibernační období (Bright a Morris 1996).

Plšík lískový se začíná připravovat na hibernaci od pozdního léta (Juškaitis 2014), která trvá od října do dubna, ale může trvat až do začátku května (Juškaitis 1997b). Hibernuje ve svých hnízdech v dutinách stromů, pařezech, pod hrabankou, v norách jiných hlodavců či jinde ve svých hnízdech na zemi, pokrytými tenkou vrstvou mechu nebo větviček (Juškaitis 2014; Anděra 2018). Na hibernaci vyhledává chladnější místa, která mu zajistí stálou tělesnou teplotu (Bright a Morris 1996). Anděra (2018) uvádí, že plšík lískový pravidelně využívá ptačí budky, to však vyvrací Juškaitis (1997b), který tvrdí, že ptačí budky během hibernace nejsou nikdy využívány.

Ptačí budky však plšík lískový může využívat pro své hnízdění (Juškaitis 1999). Také rád využívá speciální dřevěné budky vytvořené přímo pro něj, které se podobají ptačím budkám, ale mají otvor směřující ke stromu (Morris et al. 1990). První jedinci se obvykle vyskytují v hnízdních budkách v polovině dubna, avšak mohou se objevit i na konci března (Juškaitis 2014). U nás využívá nejčastěji budky lejska bělokrkého (*Ficedula albicollis*) (Adamík a Král 2008). V případě, že se v budkách nacházejí vejce, tak je plšík lískový sežere. Plch velký, který hnízdní budky též rád využívá, kromě sežrání vajec zabije a sežere i ptáčata (Adamík a Král 2008).

V místech, kde se nachází větší počet ptačích budek (hustota přibližně 30 budek / 1 ha) může docházet ke dvojnásobnému zvětšení zaznamenání početnosti plšika lískového v porovnání s podobnými místy, kde se budky nenacházejí (Morris et al. 1990). (Juškaitis 2014) hovoří o pozitivním vlivu už při hustotě 25 budek / 1 ha. Dále v případě navýšení hustoty budek na 50 budek / 1 ha dochází ke snížení domovského okrsku plšika lískového a celková početnost je v porovnání s počtem budek na stejné lokalitě o hustotě 25 budek / 1 ha čtyřnásobně menší. V případě páření je menší dokonce pětinasobně.

Početnost plšika lískového v budkách se plynule zvyšuje a v květnu dosahuje jarního maxima (plšík lískový obýval 10–20 % všech budek s hustotou 4 budky / ha), které vede následně ke snížení a následně se opět v srpnu začíná zvyšovat a maxima dosáhne druhé poloviny září (plšík lískový obýval 30–40 % všech budek s hustotou 4 budky / ha) (Juškaitis 2014). V září probíhá i zvyšování aktivity plšika lískového z důvodu přibírání tukových zásob pro přežití hibernace. (Juškaitis 2001). Průměrná míra přežití u dospělých jedinců se mezi plšíkem lískovým a plchem velkým velmi liší. U plšika lískového je míra přežití v průměru menší než 50 % (Juškaitis 2014). U plcha velkého je naopak průměrná míra přežití velmi vysoká. Pohybuje se v průměru mezi 86 % a 92 % (Pilastro et al. 2003). Mezi tři největší faktory ovlivňující úmrtnost řadí Juškaitis (1999) množství potravy na podzim, meteorologické podmínky v zimě a predátory.

Jeden vrh plšika lískového průměrně obsahuje tři až šest mlád'at. V případě, že se mlád'ata narodí na začátku aktivní sezóny, mohou nastat vrhy dva. To však není příliš časté. Největší počet nově narozených je v červnu s následným poklesem. Od konce června opět přichází stoupání, které vrcholí v srpnu, kdy dochází k největšímu nárůstu počtu nově narozených (Juškaitis 2014).

Plšík lískový má stálý domácí okrsek o průměrně velikosti 0,8 až 1 ha během jeho celé aktivní sezóny (Juškaitis 1997a). Průměrná populační hustota plšika lískového je pouhých 1-2 jedinců / ha, ale může se zvýšit až na 10-16 jedinců / ha v případě velmi příznivého habitatu (Juškaitis et al. 2020).

Mezi důležitý zdroj potravy plšika lískového patří lískové ořechy (Bright et al. 2006). Dále se živí kytkami na jaře, bobulemi v létě a na podzim také semeny. Živí se i potravou živočišného původu, například hmyzem či ptačími vejci. Obecně lze konstatovat, že záleží na aktuální dostupnosti daných zdrojů, podle kterých se plšík lískový a plch velký řídí (Juškaitis 2014).



### 3.1.2 Plch velký (*G. glis*)

Naopak největším zástupcem plcha, který u nás žije, je plch velký. Dosahuje délky těla 12–18 cm a váží 80–155 g (Anděra 2018), ale Marteau a Sarà (2015) ex. Cappizzi a Filippucci (2008) uvádějí rozměry v rozmezí 78–243 g. Průměrná délka života plcha velkého je devět let (Juškaitis 2014).



Obrázek 2: Plch velký (Hlásek 2015)

Habitatem plcha velkého jsou především listnaté lesy s převahou buků a dubů (Naderi et al. 2016) a smíšené lesy. Dále se může nacházet v různých skalnatých, suťových a krasových oblastech. Nebrání se ani místům, kde je člověk, například parky či vilové oblasti. Často se ukrývá i v chalupářských či jiných opuštěných obydlích. Z hlediska typu reliéfu se může nacházet v pahorkatinách, vrchovinách či v podhůří. Mezi nepříznivé habitaty pro plcha velkého patří například jehličnaté a lužní lesy (Anděra 1986; Anděra a Horáček 2005).

Plch velký je aktivní od půli června do začátku srpna, ale v případě nepříznivých podmínek může být aktivní pouze po dobu získávání potřebných tukových rezerv pro další hibernaci, což může být jen necelý měsíc (Hoelzl et al. 2015).

Vynikající zdroj potravy pro plcha velkého jsou bukvice díky svému vysokému energetickému obsahu. Mezi další důležité zdroje patří žaludy a lískové ořechy, ale živí se i ovocem, například jablky, ostružinami, borůvkami nebo jeřábem ptačím. Dalším zdrojem z hlediska významnosti je hmyz, větvičky, květiny nebo členovci (Lebl et al. 2011; Kryštufek 2010).

Buk i dub produkují své plody způsobem, že v některých letech nedochází k žádné produkci anebo naopak, kdy je plodů vysoký počet. Plodící období buků a dubů probíhá poměrně synchronizovaně napříč velkou oblastí (Hilton a Packham 2003) a cyklus se opakuje každý druhý až šestý rok (Kryštufek a Zavodnik 2003), po kterých často přichází růst početnosti populace (Bieber a Ruf 2005). Podle Hiltona a Packhama (2003) dochází u buku k vysoké produkci plodů průměrně až každý sedmý rok.

Vzhledem ke skutečnosti, že se mláďata plcha velkého rodí v červenci až v srpnu, je důležité, aby samice měly dostatek potravy pro tvorbu mléka pro svá mláďata. Mláďata potřebují dostatek energeticky bohaté potravy, která jim umožní včasné zvýšení tělesné hmotnosti, pro přežití jejich prvního hibernačního období, do kterého jim nezbyvá mnoho času (Bieber a Ruf 2009).

V období, kdy stromy neprodukují žádné plody, může celá populace plcha velkého vynechat reprodukci (Kryštufek 2010). V případě střední produkce se rozmnožuje jen část populace, za to v případě velké produkce se rozmnožuje drtivá většina (Bieber 1998). Plch velký se na toto kolísání cyklů velmi silně přizpůsobil (Lebl et al. 2011).

Za období třinácti let početnost populace plcha velkého v budkách kolísala v souladu s produkcí plodů dubu a buku, zatímco početnost populace plšáka lískového byla na různých místech poměrně totožná (Gatter a Schutt (1999) ex. Juškaitisem 2014).

Plch velký běžně hibernuje v měkké půdě pod zemí (Jurczyszyn 2007), avšak Anděra (2018) uvádí, že pod zemí hibernuje spíše méně často. Dále hibernuje ve skalních štěrbinách (Slavko 1997), dutinách stromů (Anděra 2018) a příležitostně ve sklepích (Valdis 2003). Hibernace plcha velkého je velmi dlouhá, obvykle trvá v průměru o něco méně než devět a půl měsíce, ale může trvat i měsíců jedenáct v případě nedostatku potravy (Hoelzl et al. 2015).

Samice plcha velkého mají jeden vrh za rok s průměrným počtem 5,5 mlád'at (Pilastro et al. 2003). V případě úmrtí mlád'at mohou mít vrhy dva (Holcová Gazárková a Adamík 2016).

Domovský okrsek plcha velkého je přibližně od 0,55 do 7 ha (Ściński a Borowski 2008). Průměrná populační hustota plcha velkého při méně příznivém habitatu se pohybuje mezi 2,7-3,2 jedinci / ha. V případě více příznivého habitatu může být populační hustota mezi 8,3-10 jedinci / ha (Jurczyszyn a Zgrabczyńska 2007).

### 3.2 Metody zaznamenávání početnosti zkoumaných druhů

Sledování populací plšika lískového a plcha velkého není jednoduché z důvodu jejich noční aktivity, relativně malé hustotě populací a rozdílného aktivního období napříč celou populací u obou plchů (Melcore et al. 2020; Kryštufek 2010). Mezi efektivní metody pro sledování populace daných plchů patří metody pozorování přímé i nepřímé. Přímé metody jsou založeny na přímém pozorování živočicha pomocí zraku a sluchu. Naopak nepřímé metody pozorování jsou takové, při kterých dochází k zaznamenávání stop, pobytových značek či zbytků potravy bez přítomnosti daného živočicha (Plhal et al. 2011).

Existuje několik vhodných postupů zaznamenávání plchů, kam patří metoda hnízdnic budek, hnízdnic trubic a metoda otisku tlapek pomocí tunelu. Ale jsou zde i metody, které jsou použitelné pouze pro jeden z druhů. Mezi ně se řadí metoda zaznamenávání početnosti pomocí poslechu charakteristického hlasového projevu u plcha velkého (Adamík et al. 2019) a metoda vyhledávání ohlodaných lískových ořechů v případě plšika lískového. Naopak nevhodné jsou pro oba druhy metody zaznamenávání srsti pomocí trubic, přímého vyhledávání hnízd a odchyt pomocí pastí. Nevhodné jsou zejména kvůli jejich nízké efektivitě (Bright et al. 2006; Melcore et al. 2020).

Metoda zaznamenávání početnosti prohledáváním hnízdnic budek je postup zaznamenávání početnosti, která také slouží jako velmi důležitý nástroj pro zachování a zvýšení plší populace. Hnízdní budky pro plchy jsou podobné ptačím budkám s tím rozdílem, že jejich vstupní otvor směřuje ke stromu. Na strom by měla být hnízdní budka připevněna pomocí drátu, který bude umožňovat snadnou manipulaci při

prohlídce. Vzorkovací plocha hnízdních budek by měla být ve tvaru mřížky a měla by být kontrolována alespoň jednou za měsíc (Bright a Morris 1996; Trout et al. 2015).

Metoda prohledávání hnízdních budek je vhodnější pro dlouhodobější sledování populace v rámci let, kvůli její potřebě vysokého mapovacího úsilí a vysoké cenové nákladnosti hnízdní budky a možné až několikaleté době bez plšího využití, které se často nejdříve pozná pouze podle přítomnosti hnízd uvnitř budky, než zvířete samotného (Melcore et al. 2020; Bright et al. 2006). Další negativum v případě stanovování početnosti pomocí hnízdních budek může být, že výsledná stanovená početnost bude zavádějící, protože instalace hnízdních budek ve vhodné lokalitě má téměř vždy pozitivní vliv na zvýšení populace živočichů, kteří budky obývají (Adamík et al. 2019; Juškaitis 2005).

Plši preferují podobným způsobem i hnízdní trubice (Morris a Holloway 1998). Metoda hnízdních trubic funguje na podobném principu jako metoda dřevěných budek, ale jedná se o levnější variantu. Hnízdní trubice je však plchy využívána pouze jako denní úkryt a není příliš vhodná v období rozmnožování z důvodu její menší velikosti a je doporučeno její využití spíše na krátkodobější či sezónní zaznamenávání početnosti, než na dlouhodobé sledování populace (Bright et al. 2006). Jedná se o 25 cm dlouhý, 5 cm vysoký a 5 cm široký dřevěný objekt ve tvaru kvádrů, zavěšený na větvi stromu pomocí drátů s vysouvací vložkou z překližky, který má jeden vchod. Doporučená doba pro efektivní využití této metody je instalace hnízdních trubic na několik měsíců a jejich kontrolování jednou měsíčně. Nejčastěji obývané jsou v květnu a v srpnu či září (Bright et al. 2006).

Metoda otisku tlapek pomocí tunelu v porovnání s dvěma předchozími metodami levnější a tři až téměř pětikrát efektivnější při zaznamenávání populace jak u plcha velkého, tak u plšíka lískového. Zaznamenávání početnosti pomocí této metody je prováděno s pomocí tunelů, sloužících pro otisk tlapek. Tunel se podobá hnízdní trubici s tím rozdílem, že je připevněn pomocí drátů na větvi stromu nebo na keři a je volně průchozí a také tunel neslouží jako úkryt. Po obou stranách tunelu se nachází papír nebo nějaký jiný materiál pro zaznamenávání otisků, za kterým je alternativní inkoustová podložka v podobě lepenky natřené dřevěným uhlím smíchaným s olivovým olejem. Uprostřed tunelu se nachází návnada pro plchy v podobě potravy (Anonym 2015). Tato metoda využívá pro zaznamenávání populace liniovou vzorkovací plochu s kontrolováním jednotlivých tunelů každých deset dní

z důvodu zamezení přílišného množství stop na lepence a zajištění stále navlhčené alternativní inkoustové podložky (Melcore et al. 2020).

Z důvodu, že se jedná o poměrně novou metodu pro zaznamenávání početnosti plchů, její rozšíření zatím není stejné jako metoda hnízdnic buděk či hnízdnic trubíc (Melcore et al. 2020). Ačkoliv při zaznamenávání početnosti jiných savců se využívá často (Yarnell et al. 2014).

Z hlediska plcha velkého je velmi efektivní metoda zaznamenávání početnosti pomocí poslechu jeho hlasového projevu. Charakteristický hlasový projev plcha velkého při krmení, které začíná po západu slunce, je snadno rozpoznatelné pro člověka (Jurczyszyn 1995). Z tohoto důvodu je tato metoda spolehlivá pro sledování populace plcha velkého z hlediska občanské vědy (Adamík et al. 2019). Tato metoda využívá vzorkovacích ploch ve tvaru mřížky, na kterých se po dobu dvaceti minut zaznamenávají hlasové projevy plcha velkého (Jurczyszyn 1995).

V porovnání s metodou hnízdnic buděk je tato metoda výhodnější především díky nižší časové a finanční náročnosti, nevyžaduje přítomnost hnízdnic buděk před zahájením zaznamenávání v dané lokalitě a nedochází k narušení činnosti plcha velkého během zaznamenávání. Naopak nevýhodou této metody je, že pro spolehlivý odhad je možné ji použít pouze za přijatelných meteorologických podmínek (nesmí pršet a foukat vítr) a také pouze v době, kdy mají plši velcí dostatek potravy. V opačném případě dochází k hlasovému projevu zřídka. Dále někteří jedinci mohou být zaznamenáni vícekrát a také je zde nemožnost zjištění pohlaví a věkové struktury. Ideální doba pro využití této metody je v srpnu (Jurczyszyn 1995).

Nejefektivnější metoda pro zjištění přítomnosti plšika lískového je metoda vyhledávání ohlodaných lískových ořechů. Plšík lískový totiž lískové ořechy zanechává s vykousaným hladkým kulatým otvorem na rozdíl od jiných živočichů, například od veverky, která ořechy navíc rozpůlí. Zaznamenávání probíhá na vzorkovacích plochách ve tvaru mřížky, ve kterých se také po dobu dvaceti minut vyhledávají ohlodané ořechy. Čerstvé ořechy jsou pro identifikaci lepší, než ty méně čerstvé. Proto je ideální doba pro využití této metody od poloviny srpna do konce prosince. Nevýhoda této metody spočívá v závislosti na výskytu lísky (*Corylus*) (Bright et al. 2006).

### 3.3 Nálezová databáze ochrany přírody

Nálezová databáze ochrany přírody (dále jen Nálezová databáze) je veřejně dostupný soubor dat, který obsahuje informace o nálezech druhů živočichů, rostlin či hub provozován Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR od roku 2006 (AOPK ČR @2021a).

Do Nálezové databáze přispívají profesionálové, například svými záznamy z vědeckých publikací, daty z inventarizačních průzkumů, svými výsledky projektů zaměřených na mapování a sledování a historickými záznamy. Nálezová databáze podporuje i občanskou vědu. Svými záznamy totiž může přispívat i veřejnost, například svými náhodnými pozorováními, pomocí aplikace BioLog ze svého mobilního telefonu či pomocí počítače. Do Nálezové databáze se importují data i z jiných projektů občanské vědy, například AVIF či BioLib (GISMentors ©2019).

V současné době je v Nálezové databázi přibližně 28 milionů zveřejněných záznamů, přičemž většina záznamů je veřejně dostupná. Například data o výskytu citlivých druhů jsou dostupné pouze pro orgány ochrany přírody, experty či autorizované osoby na základě smluvního přístupu podle §67 a §45i zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny.

Jedna z funkcí Nálezové databáze je možnost filtrovat nálezová data pomocí různých kritérií (například: druh, čeleď, datum záznamu, autor či zdroj), které se mezi sebou dají kombinovat s následným zobrazením záznamů s možností exportu. Mezi dalšími filtrovacími kritérii jsou zařazeny možnosti zvolit kategorii zákonné ochrany druhu, zařazení druhu v červeném seznamu, druhy evropských směrnic anebo kategorii nepůvodních druhů.

Nálezová databáze též obsahuje možnost výběru dat pomocí zvoleného území uživatelem ve tvaru obdélníku, kruhu či polygonu s možností samostatného výběru, nebo s propojením vybraných podmínek.

Výsledky filtru nálezových dat umožňují export nálezů, sumu nálezů dle druhu, sumu nálezů dle zdroje či popis sloupců. Export nabízí možnost vybrání čtyřiceti položek s informací o konkrétním záznamu. Data jsou poskytována, po bezplatné registraci a přihlášení uživatele, ve čtyřech formátech: CSV, XML, HTML či TXT.

Nálezová databáze ochrany přírody také nabízí pro zpracovávání dat záznamů plugin pro geografický informační software QGIS Desktop s názvem „NDOP“, který je k volně ke stažení na oficiálních webových stránkách QGIS. Manipulace dat záznamů je možná také v programovacím jazyku Python pomocí příkazové řádky s názvem „ndop“, který se dá nainstalovat pomocí zásuvného modulu či pomocí jednoho z Python balíčků.

Další z geoinformačních softwarů, který umožňuje práci s daty, je ESRI ArcMap. Zobrazení jednotlivých záznamů je možné s pomocí souřadnic X, Y, které patří mezi možné položky exportu výsledků filtrování nálezových dat. Mezi další výchozí položky, jejichž zvolení může uživatel podle svých požadavků nepotvrdit, patří například: ID nálezu, druh, autor, datum, ID lokalizace, zdroj, počet. Na výběr jsou i další položky, například: kategorie taxonu, čas pozorování, poznámka, popis biotopu, věrohodnost, validace, garantování či nadmořská výška.

### 3.4 Modelování distribuce druhů

Modelování distribuce druhů (Species distribution modelling) je často využívaný nástroj v ekologii, biogeografii a v ochraně přírody, nejčastěji sloužící především pro ochranu ohrožených, klíčových či deštníkových druhů (Ferrier et al. 2002). Modelování distribuce využívá různé metody statistiky a strojového učení. Tyto metody porovnávají data pozorování druhu (závislé proměnné) s prediktory (vysvětlující proměnné), které obsahují informace o prostředí v zájmové oblasti, podle kterých se snaží vyhodnotit pravděpodobnost výskytu daného druhu na neznámé lokalitě pomocí různých metod vyhodnocení (Phillips et al. 2009; Duputié et al. 2014; Fourcade et al. 2014; Moudrý 2015).

Mezi další možné důvody pro využití modelování distribuce druhů patří „vyplnění mezer“ mezi záznamy o přítomnosti druhu (například znázorněním menší či větší hustoty dat na konkrétních místech o jeho přítomnosti v podobě teplotní mapy, neboli „heatmap“) a nebo vytvoření modelu jako odhad distribuce druhu pro jiné časové období z hlediska měnících se klimatických podmínek (Pearson 2007; Santos a Hoppe 2018).

Algoritmy modelování distribuce druhů nejčastěji vycházejí ze tří typů dat. Jedním z nich jsou data prezenční, často využívaná spolu s tzv. „background points“ či



s pseudo-absencemi. Další možností je využití spolu s prezenčními daty i data absenční (také uváděna jako detekce či nedetekce (Mackenzie a Royle 2005; Yackulic et al. 2013)), a třetím typem dat je početnost jedinců v dané oblasti, tzv. „abundance“ (Lawson et al. 2014; Fletcher et al. 2019).

#### 3.4.1 Prezenční data

Prezenční data jsou informace o přítomnosti druhu na konkrétní lokalitě a jsou základem pro vznik modelu distribuce druhu. Pro vytvoření spolehlivého modelu je důležité, aby data byla co nejpřesnější. Dostupná data však často obsahují zkreslení neboli „bias“ (Guillera-Arroita et al. 2015) a také hrubé prostorové rozlišení (Moudrý 2015). Tím vytvářejí dvě nejčastější omezení při vytváření modelu distribuce, která mohou vést k silným nepřesnostem modelu a tudíž nesprávně stanovené distribuci druhu (Moudrý a Šimová 2012; Fourcade et al. 2014).

Ke zkreslení dat může docházet z mnoha důvodů, jelikož data k vytvoření modelu často vycházejí z mnoha různých zdrojů, například z atlasů, herbářů, muzejních a jiných historických záznamů či z vědeckých inventarizačních průzkumů (Chefaoui a Lobo 2008; Loiselle et al. 2008; Yackulic et al. 2013). Dalším zdrojem informací, který nabývá na své popularitě a často slouží svými daty pro modelování distribuce, jsou projekty občanské vědy, například GBIF nebo Nálezová databáze ochrany přírody (Dickinson et al. 2010).

#### 3.4.2 Absenční data

Absenční data, na rozdíl od dat prezenčních, obsahují informaci o místě, kde daný druh nebyl zaznamenán a tím pomáhají vylepšit výkon modelu. Rozšiřují totiž soubor dat o informaci, na které konkrétní ploše bylo prováděno zaznamenávání druhu (Elith a Franklin 2013). Také obsahují informaci o nevhodnosti habitatu pro výskyt daného druhu, což může zvýšit přesnost prediktorů (Liu et al. 2011; Brotons et al. 2004). Z tohoto důvodu jsou preferovány takové algoritmy, které využívají spolu s prezenčními daty i data absenční (Brotons et al. 2004). Dalším důvodem pro preferenci těchto modelů je i jejich nižší míra ovlivnění (citlivosti) daty záznamů obsahující různá zkreslení při modelování distribuce druhu (Elith et al. 2011) a zvýšení



povědomí o prevalenci druhu (Elith et al. 2011). Prevalence představuje poměr mezi záznamy přítomnosti druhu a celkovým souborem dat a je důležitým faktorem, který ovlivňuje přesnost modelu (McPherson et al. 2004; Gábor et al. 2020).

Avšak absenční data jsou často nedostupná (Brotons et al. 2004; Phillips et al. 2006) a v některých případech také nemusejí být spolehlivá. Je to především kvůli tzv. „falešným“ absencím. To jsou případy, kdy druh na dané lokalitě sice nebyl zjištěn (byl zaznamenán jako absentní), ale přesto pro něj může být dané prostředí vyhovující. Nepřítomnost druhu na daném prostředí může být zapříčiněno dalšími faktory, které popisuje realizovaná nika (Dormann et al. 2012).

Fundamentální nika popisuje místa, kde se daný druh může vyskytovat za předpokladu splnění veškerých podmínek, které mu umožní dlouhodobé přežití. Za to realizovaná nika, která je součástí niky fundamentální, popisuje místa, kde se daný druh skutečně vyskytuje vzhledem k jeho ovlivnění různými faktory, například přítomností predátora, vlivem lidské činnosti, kompeticí či geografickými bariérami, které druhu zabraňují v šíření do dané oblasti (Hutchinson 1957; Phillips et al. 2006; Dormann et al. 2012).

Pro kvalitní vyhodnocení výsledku modelu distribuce druhu je zapotřebí rozlišovat mezi fundamentální nikou a realizovanou nikou druhu, protože se od sebe mohou výrazným způsobem lišit (Jiménez-Valverde et al. 2008).

Další vznik těchto tzv. „falešných“ absencí může nastat v případě, kdy byl druh v daném prostředí přítomen, ale nebyl detekován (nebyla zjištěna jeho přítomnost). Zařazení těchto tzv. „falešných absencí“ do modelovacího algoritmu tedy naopak může vážným způsobem narušit přesnost modelu a proto by se absenční data měla využívat s opatrností (Pearson 2007; Hirzel et al. 2002).

### 3.4.3 Background points

Při vytváření modelu distribuce je běžným postupem pro překonání nedostatku tzv. „pravých“ absenčních dat využití tzv. „background points“ (Stokland et al. 2011). To jsou náhodně vytvořené body, které slouží jako podklad pro tvorbu modelu tím, že reprezentují zájmové území (Phillips et al. 2009). Tzv. „background points“ se obvykle vytvářejí v počtu převyšujícím data prezence druhu, což může společně s jejich

rozmístěním ovlivnit výsledek modelu (VanDerWal et al. 2009; van Proosdij et al. 2016).

Vytvoření a použití pseudo-absencí je s tzv. „background points“ téměř totožné, avšak důležitým rozdílem je nezačlenění dat pozorování druhu do souboru pseudo-absencí (Pearson 2007; Phillips et al. 2009).

Výkon modelu ovlivňují kromě kvality dat i dalších několik faktorů. Mezi ně se řadí například počet záznamů (Chefaoui et al. 2011) a charakteristika druhu (Rushton et al. 2004; Liu et al. 2019; Gábor et al. 2020). Charakteristika druhu vyjadřuje v tomto případě velikost domáciho okrsku a změny jeho velikosti v průběhu roku, tělesnou hmotnost, délku života, vzácnost výskytu či odezvu druhu na klimatické prostředí, ve kterém se nachází (Henckel et al. 2020).

Z hlediska algoritmu MAXENT (Phillips 2017), který vyžaduje pouze data o přítomnosti druhů, je počet záznamů důležitým faktorem především při dostupnosti menšího souboru dat, jelikož přesnost daného modelu klesá při počtu menším než 300 (Gábor et al. 2020).

#### 3.4.4 Tvorba modelu

Tvorba modelu se skládá z následujících kroků. Prvním krokem je příprava prezenčních či také absenčních dat (závislých proměnných) rozšíření druhu v zájmovém území. Dalším krokem je stanovení prediktorů (vysvětlujících proměnných) z environmentálních dat, které jsou důležité pro výskyt daného druhu. Posléze jsou závislé a vysvětlující proměnné vloženy a zpracovány v některém z modelovacích algoritmů, kde také dochází ke kalibraci, při které dojde k seřazení vysvětlujících proměnných z hlediska jejich důležitosti v rozšíření daného druhu (Pearson 2007).

Po kalibraci modelovacího algoritmu je nejdříve vytvořena mapa současné distribuce druhu v zájmovém území a poté přichází na řadu validace prediktivního výkonu modelu pomocí statistického vyhodnocení, nejčastěji pomocí AUC – ROC křivky, Cohenovy kappa či korelačních koeficientů (Pearson 2007; Elith a Leathwick 2009). V případě úspěšné validace vstupují do modelu prediktory a pomocí nich je následně možné vytvořit odhad výskytu druhu na neznámých místech či pro jiné časové období (Pearson 2007).

### 3.4.5 Prediktory

Stanovení vhodných prediktorů je zásadní pro výsledek modelu (Araújo a Guisan 2006). Prediktory (vysvětlující proměnné) využívající se v modelování distribucí druhů jsou nejčastěji proměnné týkající se počasí (srážky, teplota) a topografie (nadmořská výška, svažítost terénu) (Pearson 2007). Dalším prediktorem, který může zvýšit efektivitu modelu, je typ povrchu (Luoto et al. 2006), prvky lidské činnosti (například vzdálenost bodu pozorování k nejbližší silnici či obydlí (Naderi et al. 2016)) a také biotické interakce, například ve Finsku rozšíření datlovitých druhů ptáků pomohlo jako prediktor pro odhad rozšíření populace sov, protože datli vytvářejí dutiny ve stromech, které mohou sovy využít jako svůj úkryt (Pearson 2007). Pro výsledek modelu je kromě výběru správného prediktoru důležitý i jejich počet. Proto je doporučeno využívat takové algoritmy, které jsou schopny integrovat dva a více prediktorů a také schopnost algoritmu začlenit do modelu vzájemné vztahy mezi nimi (Elith et al. 2006).

Jednou z možností pro získání potřebných prediktorů je využití Google Earth Engine. Jedná se o nový výpočetní nástroj, který mimo jiné umožňuje provádět rozsáhlé analýzy týkající se životního prostředí, s využitím vícero globálních souborů dat dohromady (Joshi et al. 2016). Jedná se o tzv. „cloud computing“ nástroj, což znamená, že výpočetní výkon probíhá v internetovém prostředí. Ke zpracování dat Google Earth Engine však může být využit i statistický program R pomocí balíčku RGEE anebo také programovací jazyk PYTHON pomocí balíčku EARTHENGINE.

Google Earth Engine zpracovává data z družic a jejich senzorů. Jedná se zejména o soubory dat obsahující data o teplotě povrchu, změny klimatu, terénu, pokryvu krajiny anebo také družicové snímky povrchu z družic Landsat, Sentinel či Terra and Aqua (Google 2021).

### 3.4.6 Metody modelování druhů

Pro modelování distribuce druhů se používají různé přístupy. Běžně jimi mohou být metody, které využívají statistické vyhodnocování, do kterých řadíme techniky regresní (například zobecněný lineární a aditivní model) a techniky profilové (například environmentální obálka (tzv. „environmental envelope“), Gowerův koeficient podobnosti). Zdá se, že přístupem, který vytváří přesnější model než

techniky profilové, jsou metody založené na strojovém učení, například maximální entropie, náhodný les či umělé neuronové sítě (Brotons et al. 2004). Některé modely mohou kombinovat více metod dohromady, například počítačový program BIOCLIM využívá metodu environmentální obálky spolu se zobecněným lineárním a aditivním modelem (Pearson 2007; Mateo et al. 2010).

Jedním z klíčových faktorů pro výběr vhodného algoritmu, který využívá výše zmíněné metody, jsou nároky z hlediska požadovaných dat (Elith et al. 2006). Algoritmy, které vyžadují pouze prezenční data, dělíme na tři kategorie. Jednou z kategorií jsou programy, které spoléhají pro své zpracování modelu pouze na prezenční data, například BIOCLIM či DOMAIN. Další kategorií jsou programy, které sice vyžadují pouze prezenční data, ale sami si vytvářejí ještě tzv. „background points“, například MAXENT, ENFA či BIOMAPPER (Pearson 2007; Liu et al. 2019). Závěrečnou skupinou jsou algoritmy, které se podobají předešlé kategorii, ale k prezenčním datům si vytvářejí data pseudo-absenční, například programy SPECIES či BIOMOD.

Další volbou vhodného algoritmu, ač ne příliš užívanou, mohou být algoritmy, které pro zpracování modelu k prezenčním datům vyžadují také data absenční. Jsou to například techniky regresní (GLM, GAM, BRT). V principu se ale tato data dají nahradit daty pseudo-absenčními (Pearson 2007).

Jedním z nejpobulárnějších algoritmů užívaných pro zpracování prezenčních dat je MAXENT, který využívá pro tvorbu odhadu distribuce druhů maximální entropii neboli míru neuspořádanosti, což je princip, který vyhledává nejvíce rozšířenou či jednotnou distribuci ve vztahu k omezení z hlediska prostředí na známých lokalitách (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006).

#### 3.4.7 Validace modelu

Nedílnou součástí postupu vytváření modelu je zhodnocení jeho prediktivního výkonu pomocí různých nástrojů. Jedním z nejčastějších nástrojů je AUC – ROC křivka (Yackulic et al. 2013), která úzce souvisí se statistickým neparametrickým Mann – Whitney U testem (Elith et al. 2006).

Křivka AUC – ROC křivka se dá popsat jako pravděpodobnost, že při náhodném výběru buněk s prezenčními a absenčními (či také pseudo-absenčními)

daty, bude mít buňka obsahující prezenční data vyšší předpokládanou hodnotu než buňka obsahující absenční či pseudo-absenční data (Elith et al. 2006).

AUC – ROC křivka je založena na matici záměn měřící senzitivu (poměr správně stanovených dat prezencí ku celkovému počtu dat prezencí) a specificitu (poměr správně stanovených dat absencí ku celkovému počtu dat absencí) a jejich porovnáním s nesprávně stanovenými daty prezencí a absencí s následným vyhodnocením stanovením optimální prahovosti při rozlišování skutečných prezencí a absencí (Fielding a Bell 1997; Phillips et al. 2004; van Proosdij et al. 2016).

Nabývá hodnot od 0 do 1, přičemž hodnota 1 charakterizuje vynikající rozlišovací kvalitu modelu mezi daty. Hodnota 0,5 naznačuje nedostatečnou schopnost modelu rozdělit data do jednotlivých tříd, což vede k nesprávně stanovenému modelu odhadu distribuce druhu (Elith et al. 2006; Walsh et al. 2017; Gábor et al. 2020).

Při statistickém vyhodnocování kvality modelu pomocí AUC – ROC křivky je potřeba si uvědomit, že křivka je určena především pro klasifikaci dat přítomností a absencí druhu, zato MAXENT využívá při klasifikaci data přítomností s daty tzv. „background points“. To vede ke zvyšování její hodnoty a s tím souvisí změna vyhodnocovacího kritéria, které udává kvalitu modelu (Phillips et al. 2006; Barve et al. 2011; Yackulic et al. 2013; van Proosdij et al. 2016). Model je v tomto případě označován už při hodnotě křivky 0,7 za velmi nepřesný (Raes a Ter Steege 2007).

#### 3.4.8 Výstup modelu

Výsledek modelu je preferován v podobě stanovení pravděpodobnosti výskytu druhu na dané lokalitě pomocí spojitých veličin, jelikož poskytují hodnotnější informaci o pravděpodobnosti výskytu druhu než veličiny diskrétní. Avšak některé studie (například Pineda a Lobo 2009; Liu et al. 2013) převádějí výsledek veličin spojitých na veličiny diskrétní s následným stanovením distribuce s využitím prahování (prahování neboli „threshold“ slouží ke klasifikaci bodů pomocí tříd). Důvodem je neúspěšná snaha o překonání nemožnosti stanovení prevalence při modelování distribuce pomocí algoritmů využívající tzv. „background points“. (Guillera-Aroita et al. 2015). Stanovení prevalence pouze pomocí prezenčních dat je velmi obtížně bez ohledu na jejich počet v datovém souboru. Touto skutečností tak

vzniká základní omezení pro využití algoritmů, které využívají pouze data prezenční (Elith et al. 2011).

### 3.5 Využití občanské vědy při modelování distribuce druhů

Jedním z možných uplatnění dat projektů občanské vědy je jejich využití pro modelování distribuce druhů (Bradsworth et al. 2017; Hutchinson et al. 2017).

Občanská věda je proces při kterém dobrovolníci sbírají a / nebo zpracovávají data, která jsou potřebná pro vědecké účely (Silvertown 2009). V posledních letech se občanská věda stává velmi populární a to především díky vývoji v oblasti moderních technologií (Newman et al. 2012; Callaghan et al. 2019). Například mobilní zařízení jsou s pomocí internetu využívány pro přispívání do různých projektů občanské vědy pomocí mobilních aplikací, které využívají vnitřní hodiny zařízení spolu s GPS při stanovování času a polohy konkrétního pozorování (Geldmann et al. 2016).

Do projektů občanské vědy přispívají miliony lidí ročně a tím zvyšují počet dat v časovém i prostorovém měřítku, která jsou využívána stále častěji (Sutherland et al. 2015). Také pomáhají při zodpovězení klíčových otázek z široké škály oborů, včetně klimatologie, ekologie, toxikologie životního prostředí, astronomie, biodiverzity či medicíny (Lintott et al. 2008; Silvertown 2009; Chandler et al. 2017; Levy a Germonprez 2017; Callaghan et al. 2019).

Záznamy pocházející z projektů občanské vědy v podobě náhodných pozorování mohou posloužit jako vhodný doplněk pro záznamy pořízené systematickým průzkumem provedeným odborníky. Mohou totiž poskytnout data z míst, kde žádný systematický průzkum nebyl proveden. Proto by záznamy od dobrovolníků měly sloužit jako doplněk k systematickým průzkumům, než jako jejich alternativa (Poisson et al. 2019; Henckel et al. 2020).

Nicméně v datech občanské vědy se často nachází prostorové i časové zkreslení, které může být zapříčiněno různými důvody. Může se jednat o nestejnou intenzitu zaznamenávání během jednoho pozorování či v průběhu času, nestejnou plochu na které bylo prováděno zaznamenávání a také rozdílnou druhovou detektabilitou (Isaac et al. 2014; Fourcade et al. 2014; Goodwin et al. 2017; Robinson et al. 2018). Druhová detektabilita se dá charakterizovat jako

pravděpodobnost zjištění přítomnosti alespoň jednoho jedince při konkrétním úsilí zaznamenávání za předpokladu, že se na dané lokalitě druh v daný moment skutečně nachází (Boulinier et al. 1998). Z tohoto důvodu mohou druhy s vyšší detektabilitou působit z dat občanské vědy hojnějším dojmem než druhy s nižší detektabilitou. V případě nižší druhové detektability je zapotřebí většího počtu dat pro přesnější odhad distribuce modelu (Mackenzie a Royle 2005).

Míra zkreslení dat může být ovlivněna počtem účastníků, kteří se účastní projektů občanské vědy, například nižší počet účastníků je méně zasažen zkreslením podél cest a míst s vysokou populační hustotou než v projektech s vyšším počtem účastníků (Geldmann et al. 2016).

Mezi nejčastější lokality, na kterých dochází ke zkreslení dat občanské vědy patří místa, která jsou pro dobrovolníky snadno dostupná, kde žijí a kde tráví svůj volný čas (Hörnsten a Fredman 2000; Kadmon et al. 2004; Luck 2007). Dále to mohou být místa podél silnic, na pěších stezkách (Phillips et al. 2009) a také na místech s vysokou biodiverzitou (Prendergast et al. 1993).

Jedním z projevů prostorového zkreslení jsou prostorové shluky záznamů pozorování, které snižují schopnost modelu vytvářet prostorově nezávislá data. Jejich odstranění je důležité pro kalibraci a ohodnocení výkonu modelu (Kramer-Schadt et al. 2013; Brown 2014; Boria et al. 2014).

Důvod potíží se zkreslenými daty spočívá v jejich negativním ovlivnění modelu z hlediska vyhodnocování prostředí, ve kterém se nacházejí, například pokud v zájmové lokalitě dochází k zaznamenávání druhu podél cest, které kopírují určitou geomorfologickou část (například horský hřbet), a také pokud k zaznamenávání dochází poblíž měst, která se nachází u míst s vysoce úrodnou půdou, model vyhodnotí pozitivní korelaci mezi danými místy a zaznamenávaným druhem. Ve skutečnosti se ale jedná pouze o zjištění intenzity zaznamenávání (Phillips et al. 2009).

## 4. Metodika

Byly vytvořeny modely distribuce plšika lískového a plcha velkého ze záznamů Nálezové databáze ochrany přírody. Tyto dva druhy plchů byly vybrány mimo jiné z důvodu jejich zákonné ochrany. Plšík lískový je považován za silně



ohrožený druh, plch velký pouze za ohrožený druh. Dalším důvodem je rozšíření obou druhů po velké části ČR na rozdíl od dalších druhů plchů. Plch lesní (*Dryomys nitedula*) se nachází pouze na východní části ČR, plch zahradní (*Eliomys quercinus*) naopak pouze na západní části.

Modely odhadu distribuce plšika lískového a plcha velkého byly vytvořeny pomocí algoritmu MAXENT 3.4.4, jelikož je jedním z nejvíce užívaných algoritmů pro stanovení odhadů distribuce druhů pomocí prezenčních dat, kterými Nálezová databáze ochrany přírody disponuje a také z důvodu, že v porovnání s jinými algoritmy vychází prediktivní výkon MAXENTU nejlépe (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006). K vyhodnocení kvality modelu byly využity hodnoty AUC-ROC křivky, která patří mezi nejčastější metriku k ohodnocení výsledku modelu s využitím prezenčních a tzv. „background points“ (Elith a Leathwick 2009).

#### 4.1 Použitá data

Vstupními daty v podobě záznamů o přítomnosti druhu byla nálezová data druhů plšika lískového a plcha velkého ve formátu CSV z Nálezové databáze ochrany přírody (AOPK ČR @2021a) pro veškeré dostupné roky, vyexportovaná 30.10.2020. Nálezová data byla využita pro tvorbu modelů odhadu distribuce obou druhů a také pro vytvoření vizualizace polohového umístění těchto záznamů v ČR pomocí atributu přesnosti.

Data pro vytvoření prediktorů týkající se oblasti lidské činnosti byla využita data obcí ČR (vrstva *Obce – polygons*) ve formě polygonu z digitální geografické databáze České republiky ArcČR 500 (ARCDATA PRAHA s.r.o. 2016) v podrobnosti měřítko 1 : 500 000, dostupná k roku 2016. Ze stejného zdroje byla využita i vrstva hranic ČR (vrstva *StatPolygon*), která byla využita při tvorbě vizualizace.

Další vrstvou pro tvorbu prediktorů z oblasti lidské činnosti je vrstva silnic (vrstva *Silnice\_2016*) v podobě polyline z topografické databáze České republiky Data200 (ČÚZK @2016) v podrobnosti měřítko 1 : 200 000, dostupná k roku 2016.

Vstupními daty pro úpravu environmentálních prediktorů byla využita data dálkového průzkumu Země vytvořena a zpracována pro Českou republiku z různých



datových sad Google Earth Enginu ve formátu TIF a polohovou přesností 100 m. Data byla poskytnuta katedrou Prostorových věd a zpracována pro rok 2021.

Jedním z environmentálních prediktorů z datové sady USGS Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1 byly vytvořené vegetační indexy NDVI (Normalised Difference Vegetation Index ) pro jaro, léto a podzim (vrstvy *I8\_NDVI*) v časovém rozsahu od roku 2016 do roku 2020.

Z hlediska popisu počasí byla dalším environmentálním prediktorem využita data z datové sady WorldClim BIO Variables V1 v časovém rozsahu od roku 1960 do roku 1991. Konkrétně byla použita data ročních rozmezí teplot (vrstva *bio07*), průměrných teplot v nejsušším čtvrtletí (vrstva *bio09*), srážek v nejdeštivějším měsíci (vrstva *bio13*) a data sezónnosti srážek (vrstva *bio15*).

Poslední částí vstupních dat z hlediska environmentálních prediktorů byla vrstva týkající se topografie, a to konkrétně vrstva svažitosti terénu (vrstva *Slope*), vytvořená z datové sady NASA SRTM Digital Elevation 30 m dostupná pro rok 2000.

Mimo environmentálních prediktorů byl katedrou Prostorových věd poskytnut programovací kód, který pomáhá upravit část prediktorů, obsahující několik buněk v nevhodném datovém formátu, pro jejich následné uplatnění při modelování distribuce.

#### 4.2 Explorativní analýza dat Nálezové databáze ochrany přírody

Soubory dat o plšíku lískovém a plchu velkém obsahovaly velmi podobný počet záznamů. Plšík lískový obsahoval 3181 záznamů, plch velký obsahoval 3356 záznamů s prvním stejně stanoveným záznamem u obou druhů z roku 1872 a také stejným nárůstem záznamů v posledních dvaceti let.

Mimo data nálezů obsahují záznamy i atributy týkající se validace záznamu, garance, zdroje či polohové přesnosti záznamu. Dalším atributem je také poznámka k záznamu. Zdroj a poznámka záznamu mohou poskytnout bližší informace o původu a způsobu pořízení daného záznamu.

Validace a následná garance je dvojstupňová kontrola údajů záznamů Nálezové databáze při které dochází k odstranění některých zcela chybných údajů či k úpravě překlepů (AVIFAUNA 2019). Garance tedy poskytuje bližší informaci

o důvěryhodnosti dat. Tabulka č. 1 vyjadřuje rozdíly mezi druhy z hlediska jejich garance, kde panuje rozdíl mezi oběma druhy. Z celkového počtu záznamů plšika lískové je garantováno pouze necelých 35 %, naproti tomu z celkového počtu záznamů plcha velkého je garantováno až 85 %.

plšík lískový		plch velký	
garance	počet	garance	počet
garantováno	1084	garantováno	2845
návrh validace	2085	návrh validace	499
nevyplněno	12	nevyplněno	12

Tabulka 1: Porovnání hodnot garance mezi jednotlivými druhy

Poznámka záznamu podává bližší informaci o způsoby pořízení daného záznamu, viz Tabulka 2 a 3. Počty jednotlivých poznámek byly vytvořeny v databázovém systému POSTGRESQL 4.28 (PostgreSQL Global Development Group 2021) vybráním kořene slov jednotlivých klíčových slov viz Obrázek 3, který představuje jedno z klíčových slov „bud“.

```
SELECT *
FROM plsi_celkove
WHERE druh LIKE 'Muscardinus avellanarius' AND poznamka LIKE '%bud%'
```

Obrázek 3 : Ukázka vyhledáním kořene klíčového slova při vyhodnocení poznámek záznamů

Nejčastěji bylo v poznámce souboru dat o plšíku lískovém uvedeno, že zaznamenání plšika lískového proběhlo na základě jeho pobytu v budkách. Z hlediska nejefektivnější metody pro zaznamenání plšika lískového a to vyhledávání ohlodaných lískových ořechů (Bright et al. 2006), byl plšík lískový zaznamenán pouze ve třech procentech.

plšík lískový	
poznámka	počet
budka	1920
požerky lískových ořechů	114
nevyplněno	734

Tabulka 2: Znárodnění některých poznámek a jejich počtů v záznamech plšika lískového

V případě plcha velkého však nejvíce záznamů (více než 30 %) bylo zaznamenáno velmi efektivní metodou zaznamenávání, a to pomocí jeho charakteristického hlasového projevu (Jurczyszyn 1995). Další častým způsobem pořízení záznamu je pomocí zraku. Plch velký byl současně slyšen i viděn v dalších sedmi procentech záznamů.

plch velký	
poznámka	počet
budka	366
hlasový projev	1167
viděn	942
nevyplněno	358

Tabulka 3: Znázornění vybraných druhů poznámek a jejich počtů v záznamech plcha velkého

Zdrojem přes 60 % záznamů o plšíkovi lískovém (1926 záznamů) byl monitoring dutinových ptáků, při kterém byly nalezeny pobytové značky plšíka lískového v budce. U plcha velkého je v 65 % záznamů zdrojem mapování plcha velkého na Petříně a na dalších lokalitách ve středních Čechách.

Polohová přesnost záznamů uvádí v metrech perimetr, kde byl daný druh pozorován. Za nejpresnější je považována hodnota 1 a platí, že čím menší je hodnota, tím je záznam přesnější. Vzhledem k tomu, že většina záznamů s hodnotou 1 je právě v oněch zmiňovaných zdrojích dat, je zde předpoklad, že mohou ovlivňovat vyhodnocení modelu.

Tabulka 4 znázorňuje porovnání jednotlivých počtů záznamů z hlediska jejich přesností mezi jednotlivými druhy. Hodnota 0 pravděpodobně často znázorňuje tzv. „NoData“, což znamená, že přesnost pro konkrétní záznam nebyla vyplněna.

Výraznější rozdíl mezi záznamy se nachází při přesnosti o hodnotě 1, kdy z hlediska celkového počtu dat pro jednotlivé druhy, je počet záznamů s danou přesností o 20 % vyšší u plcha velkého.

plšík lískový		plch velký	
přesnost	počet	přesnost	počet
0	476	0	292
veškeré přesnosti bez 1	1250	veškeré přesnosti bez 1	723
1	1931	1	2633
1–50	1975	1–50	2705
1–999	2083	1–999	2787
1000–1999	232	1000–1999	88
2000–2999	203	2000–2999	99
> 3000	187	> 3000	90

Tabulka 4: Porovnání počtu různých hodnot přesností mezi oběma druhy

#### 4.3 Využití přesnosti pro modelování distribuce plchů v ČR

Pro vytvoření modelů odhadu distribuce plšíka lískového a plcha velkého byly využity záznamy obsahující různé hodnoty přesností.

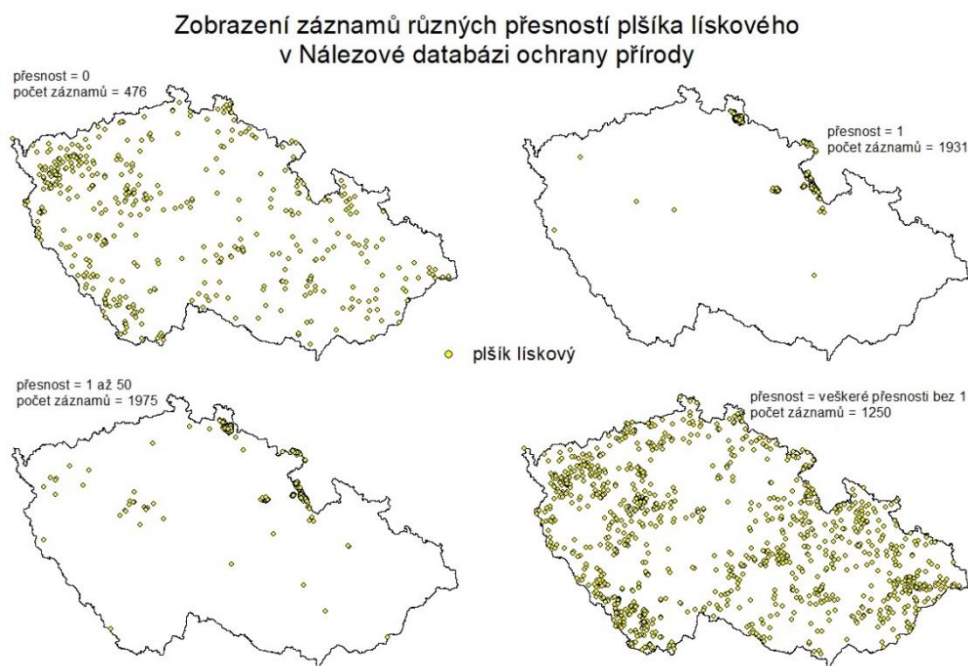
Pro zjištění vlivu přesností na výsledek modelu byly nejdříve vytvořeny modely pomocí záznamů bez rozdílů přesností. Následně byly využity záznamy obsahující nulovou přesnost, neboli záznamy, jejichž přesnost nebyla vyplněna. Modely vytvořené pomocí nulové přesnosti byly vytvořeny i pro plcha velkého, přičemž prediktivní schopnost modelu klesá při hodnotě menší než 300 (Gábor et al. 2020). Při vyhodnocování daného výsledku byla tato skutečnost zohledněna.

Hodnota přesností 1 je charakterizována jako nejpřesnější, proto záznamy s touto hodnotou byly využity pro vytvoření dalších modelů distribuce. Dále byly využity hodnoty přesností blízké jedné (přesnosti o hodnotách 1 až 50), které zvýší počet záznamů v obou souborech v rámci několik desítek.

Pro vytvoření dalších modelů byly přidány k záznamům s hodnotami přesností v rozmezí od 1 do 50 ještě nulové hodnoty přesností a modely tedy byly vytvořeny s hodnotami přesností záznamů od 0 do 50.

Posledním rozmezím hodnot přesností pro tvorbu modelů byly veškeré záznamy neobsahující hodnotu přesnosti 1.

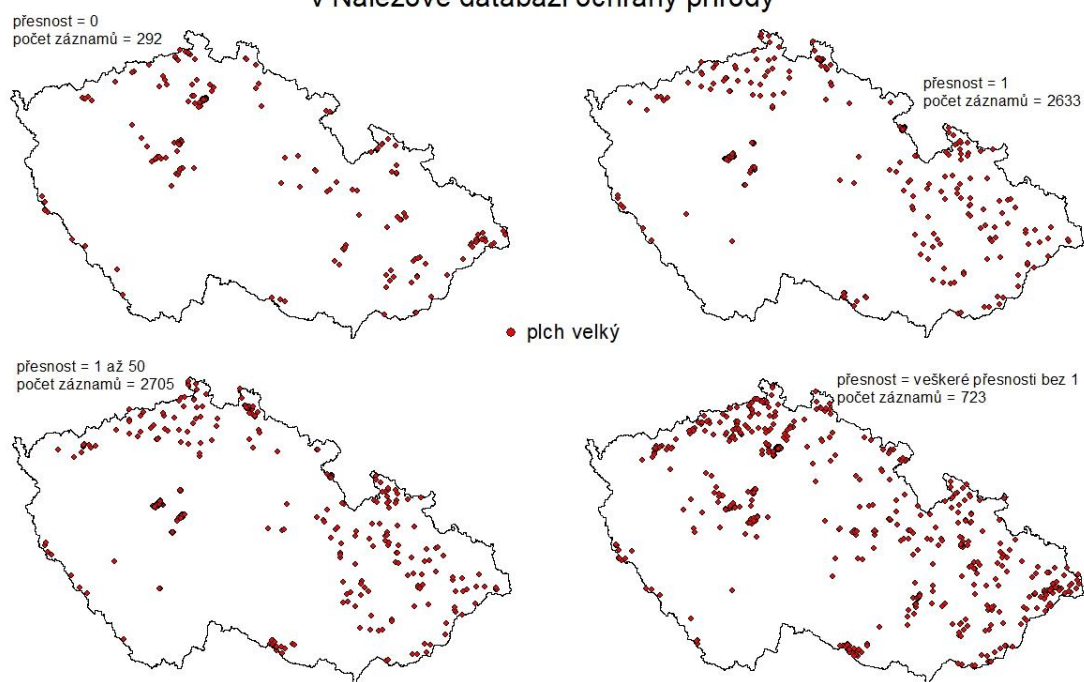
Obrázky 4 a 5 znázorňují záznamy jednotlivých druhů na území ČR, které splňují různé hodnoty přesností.



Obrázek 4: Znázornění záznamů plšika lískového pomocí různých přesností záznamů

Obrázek 4 znázorňuje polohové umístění plšika lískového pomocí různých přesností záznamů. V případě záznamů s nulovými přesnostmi je pokryta velká část ČR. Naproti tomu v případě hodnot s přesnostmi 1, kterých je čtyřikrát tolik, je obsažena pouze malá část ČR. Tento rozdíl je zapříčiněn monitoringem dutinových ptáků, který se těchto místech prováděl. Při monitoringu bylo využito ptačích budek, kde byly zjištěny pobytové značky plšika lískového. Ptačí budky také mohou až několikanásobně přispívat k růstu populace plšika lískového.

### Zobrazení záznamů různých přesností plcha velkého v Nálezové databázi ochrany přírody



Obrázek 5: Znázornění záznamů plcha velkého pomocí různých přesností záznamu

Obrázek 5 znázorňuje polohové umístění plcha velkého pomocí různých hodnot přesností záznamů. V případě porovnání záznamů s přesnostmi 0 a 1 je zřejmý jejich menší rozdíl v distribuci než při porovnání stejných hodnot u plšika lískového. Avšak z hlediska hodnot přesností 1 plcha velkého se nachází o něco málo více než 75 % záznamů v Praze, což z tohoto obrázku nemusí být zřejmé.

#### 4.4 Prediktory využití pro modelování distribuce plchů v ČR

Podklad pro tvorbu modelů odhadu distribuce plšika lískového a plcha velkého tvořily vybrané prediktory z hlediska teploty, srážek, heterogenity krajiny, svažitosti terénu a prediktory týkající se lidské činnosti.

Prvním prediktorem z hlediska počasí je prediktor představující roční rozmezí teplot. To je charakterizováno jako rozdíl mezi maximální teplotou v nejteplejším měsíci v roce a minimální teplotou v nejstudenějším měsíci roce. Tento prediktor je vhodný ke zjištění závislosti mezi distribucí druhu a rozsahů teplotních podmínek. Jednotky jsou udávány ve stupních Celsia (O'Donnell a Ignizio 2012).

Z hlediska teploty byl ještě využit prediktor v podobě průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí v roce ve stupních Celsia. Tato vrstva je vytvořena pomocí průměrných teplot a celkových srážek pro každý měsíc. Nejdříve jsou vybrány tři po sobě jdoucí měsíce s minimálním množstvím srážek a následně jsou pro toto období vypočteny průměrné teploty (O'Donnell a Ignizio 2012).

Rozšíření druhu může být silným způsobem ovlivněno variabilitou ve srážkách, proto byly využity dva prediktory týkající se srážek. Jedná se o prediktor představující srážky v nejdeštivějším měsíci v jednotkách mm a prediktor představující sezónnost srážek. Sezónnost srážek představuje míru variace celkových měsíčních srážek v průběhu roku pomocí koeficientu variace v procentech. Koeficient variace představuje poměr mezi směrodatnou odchylkou celkových měsíčních srážek a průměrem celkových měsíčních srážek (O'Donnell a Ignizio 2012).

Dalším prediktorem byl prediktor představující svažitosť terénu. Prediktor byl využit z důvodu, že sklon terénu pozitivně ovlivňuje pravděpodobnost výskytu plchů (Adamík et al. 2019).

Plši žijí ostrůvkovitě na mnoha místech ČR. Proto byly využity prediktory z hlediska krajiny, představující její heterogenitu pomocí vegetačního indexu NDVI pro tři různá roční období (jaro, léto, podzim).

Posledními prediktory jsou prediktory týkající se lidské činnosti. Jsou jimi prediktory vyjadřující hustotu zalidnění v obcích a vzdálenosti od silnic I. třídy, II. třídy, III. třídy a nevidovaných silnic. Tyto prediktory byly vybrány z důvodu, že data občanské vědy jsou často ovlivněna právě těmito faktory (Naderi et al. 2016).

#### 4.5 Úprava dat

Pro vytvoření a další zpracování prediktorů využité při modelaci distribuce druhů byl využit software ArcMap 10.7.1 (ESRI 2021). Tento software byl také využit k vizualizaci záznamů s různými přesnostmi pro každý druh.

Pro užití modelovacího programu MAXENT je důležité, aby prediktory měly jednotné prostorové rozlišení či také prostorový rozsah (tzv. „spatial extent“), stejnou velikost buňky (tzv. „cell size“) a stejný souřadnicový systém (tzv. „coordinate

system“). Z hlediska dat záznamů pozorování je důležité, aby souřadnice byly ve stejném souřadnicovém systému jako vrstvy prediktorů.

Z těchto důvodů byly převedeny souřadnice dat pozorování plšika lískového a plcha velkého ze souřadnicového systému S-JTSK Krovak East North na ETRS 1989 LAEA. Oběma druhům byly souřadnice změněny v atributové tabulce přepočtením geometrie atributů X a Y.

Veškeré poskytnuté environmentální prediktory byly již v souřadnicovém systému ETRS 1989 LAEA, proto nebylo nutné je definovat či je měnit. Bylo však nutné nastavení prostorového rozsahu pro Českou republiku a to pomocí nástroje „Extract by Mask“. Parametrem tohoto nástroje byla jako u předešlého prediktoru vrstva hustoty populace obcí ČR.

Některé prediktory bylo nutné vytvořit. Jedním z nich je prediktor populační hustoty ČR (počet obyvatel obce na plochu obce) vytvořený použitím nástroje „Polygon to Raster“. Jako vstupní parametr byla zvolena polygonová vrstva obcí ČR (*Obce-polygony*) s využitím atributu počtů obyvatel (*POCET\_OBYV*). Dalším vstupním parametrem byla velikost buňky nastavena na hodnotu 100 (charakterizující přesnost 100 m) a souřadnicový systém byl zvolen ETRS 1989 LAEA.

Vzhledem k tomu, že polygonová vrstva obcí ČR neobsahovala údaje o počtu obyvatel u šesti obcí (Karlovy Vary, Ostrov, Olomouc, Hranice, Šternberk, Český Krumlov) byl tento údaj vyplněn ručně pomocí editace atributové tabulky dané vrstvy. Data byla získána z Českého statistického úřadu pro rok 2016 (ČSÚ @2016).

Dalším prediktorem byla vrstva vyjadřující vzdálenosti od silnic I. třídy, II. třídy, III. třídy a nevidovaných silnic. Pro vytvoření tohoto prediktoru byl využit nástroj „Euclidean Distance“. Jako vstupní parametr byla zvolena vrstva silnic (*Silnice\_2016*) a rozlišení bylo nastaveno na 100 m. Následně byl pro vrstvu nastaven požadovaný prostorový rozsah pomocí nástroje „Extract by Mask“ pomocí již zpracované vrstvy hustoty populace v obcích ČR. Dalším parametrem bylo zvolení souřadnicového systému ETRS 1989 LAEA.

Při vyšším počtu využitých prediktorů spolu prediktory mohou vzájemně korelovat. Proto byla zjištěna vzájemná korelace mezi prediktory vytvořením korelační matice (viz Tabulka 5) pomocí nástroje „Raster Correlations and Summary Statistic“ ze sady nástrojů SDMtoolbox 2.4 (Brown et al. 2017). Byly využity pouze



takové prediktory, které mezi sebou měly nízkou hodnotu korelace, tj. korelační koeficient menší než 0,5 (Yee et al. 2015).

	roční rozmezí teplot	průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí	srážky v nejvlhčejším měsíci	sezónnost srážek	hustota zalidnění v obcích	vzdálenosti od silnic	svažitost terénu	heterogenita krajiny pro jaro	heterogenita krajiny pro léto	heterogenita krajiny pro podzim
roční rozmezí teplot	1,00000	0,34569	0,04405	0,45540	0,04268	-0,00715	-0,24236	-0,05340	-0,00552	-0,02132
průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí	0,34569	1,00000	-0,21558	-0,32254	0,00560	-0,09124	-0,26915	-0,04811	-0,01184	-0,01295
srážky v nejvlhčejším měsíci	0,04405	-0,21558	1,00000	-0,26345	-0,11433	0,19763	0,33684	0,03331	0,00833	0,00408
sezónnost srážek	0,45540	-0,32254	-0,26345	1,00000	0,13396	-0,02358	-0,15300	-0,01799	0,00240	-0,00638
hustota zalidnění v obcích	0,04268	0,00560	-0,11433	0,13396	1,00000	-0,02558	-0,03896	-0,00173	-0,00132	0,00066
vzdálenosti od silnic	-0,00715	-0,09124	0,19763	-0,02358	-0,02558	1,00000	0,14186	0,01306	0,00479	-0,00391
svažitost terénu	-0,24236	-0,26915	0,33684	-0,15300	-0,03896	0,14186	1,00000	0,02705	0,00820	0,00786
heterogenita krajiny pro jaro	-0,05340	-0,04811	0,03331	-0,01799	-0,00173	0,01306	0,02705	1,00000	0,29173	0,24984
heterogenita krajiny pro léto	-0,00552	-0,01184	0,00833	0,00240	-0,00132	0,00479	0,00820	0,29173	1,00000	0,19167
heterogenita krajiny pro podzim	-0,02132	-0,01295	0,00408	-0,00638	0,00066	-0,00391	0,00786	0,24984	0,19167	1,00000

Tabulka 5: Korelační matice využitých prediktorů

Dalším prediktorem byla heterogenita krajiny, která byla vytvořena pro jaro, léto a podzim pomocí parametru směrodatné odchylky nástroje „Focal Statistics“ a vrstvy vegetačních indexů NDVI pro daná období. Pro výpočet směrodatné odchylky byl zvolen tvar čtverce o rozměru 3x3. Vzhledem k vytvoření a využití toho prediktoru při modelování distribuce, model nemohl využít pro své výpočty veškeré zvolené záznamy o plšiku lískovém a plchu velkém. Proto nebylo využito několik nejkrajnějších záznamů (méně než 30 záznamů z obou souborů dat dohromady) na hranicích ČR.

Veškeré prediktory byly převedeny do formátu ASCII pomocí nástroje „Raster to ASCII“. Změna formátu byla potřeba pro následné vložení prediktorů do modelovacího programu MAXENT.

Poslední část z hlediska tvorby a úpravy prediktorů představovala opravení všech tří prediktorů heterogenity krajiny. Při změně formátu totiž v těchto datech vzniklo několik buněk, které svým datovým formátem neodpovídaly požadavkům modelovacího programu MAXENT. Úprava byla vykonána ve statistickém programu

R (R Core Team @2021) pomocí krátkého programovacího kódu (viz Obrázek 3), který opravil nevhodné hodnoty buněk za hodnoty -999.

```
asc <- raster("C://Users/bittm/Desktop/richard_focal/ndvi_jaro_std.asc")
asc[is.na(asc)] <- -9999
writeRaster(asc, "C://Users/bittm/Desktop/richard_focal/ndvi_leto_std_1.asc", "ascii", overwrite = TRUE)
```

Obrázek 5: Ukázka programovacího kódu využitého ve statistickém programu R

Pro vytvoření dotazů a export jejich výsledků týkající se přesnosti záznamů, které byly využity pro vytvoření modelů distribuce obou druhů, byl využit databázový systém POSTGRESQL 4.28. Výsledky bylo nutné pro jejich možné vložení do modelovacího programu MAXENT exportovat do formátu CSV a pouze s atributy druhového jména (*species*) a souřadic, které musejí být pojmenovány jako zeměpisná délka (*longitude*) a zeměpisná šířka (*latitude*), viz Obrázek 5 znázorňující jeden z využitých dotazů.

```
COPY (SELECT druh AS species, x AS longitude, y AS latitude
FROM pls1_celkove
WHERE presnost > 0 AND presnost < 1001 AND druh LIKE 'Muscardinus avellanarius') to 'D:\pls1k_presnost_0_az_1000.CSV' DELIMITER ',' CSV HEADER;
```

Obrázek 6: Ukázka dotazu týkající se exportu záznamů z databázového systému POSTGRSQL 4.28

## 4.6 Parametry modelovacího programu pro vytvoření odhadů distribuce plchů v ČR

Modely odhadů distribuce plšíka lískového a plcha velkého byly vytvořeny v modelovacím programu MAXENT 3.4.4. Modely byly vytvořeny pomocí výchozího nastavení programu.

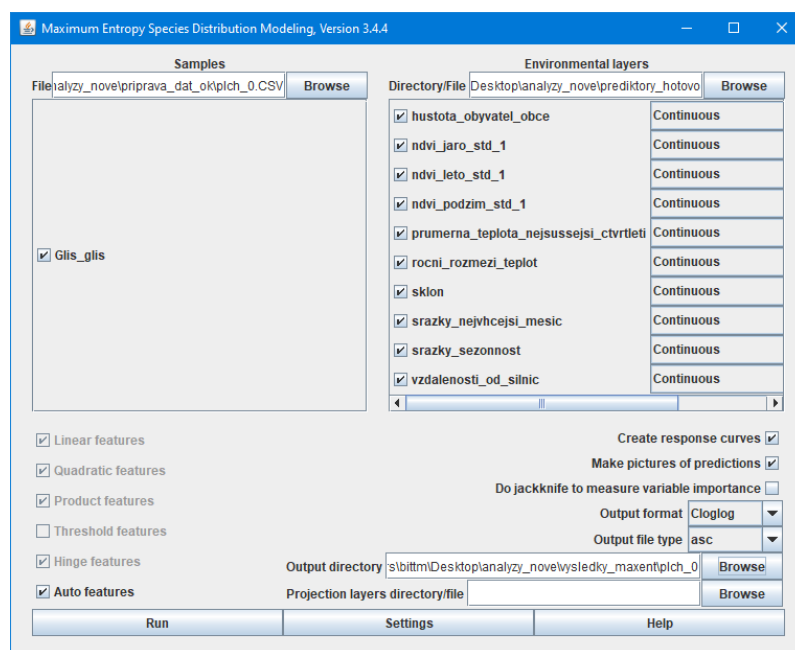
Jednotlivé modely byly vytvořeny pro každý druh zvlášť s využitím záznamů Nálezoové databáze ochrany přírody splňující různé hodnoty přesností a to konkrétně:

- veškeré záznamy bez rozdělení přesnosti,
- veškeré záznamy s přesností o hodnotě 0,
- veškeré záznamy s přesností o hodnotě 1,
- veškeré záznamy bez přesností o hodnotě 1,

- veškeré záznamy s přesností o hodnotě 0 až 50,
- veškeré záznamy s přesností o hodnotě 1 až 50.

Další součástí pro tvorbu modelů jsou prediktory. Bylo využito následujících deset prediktorů:

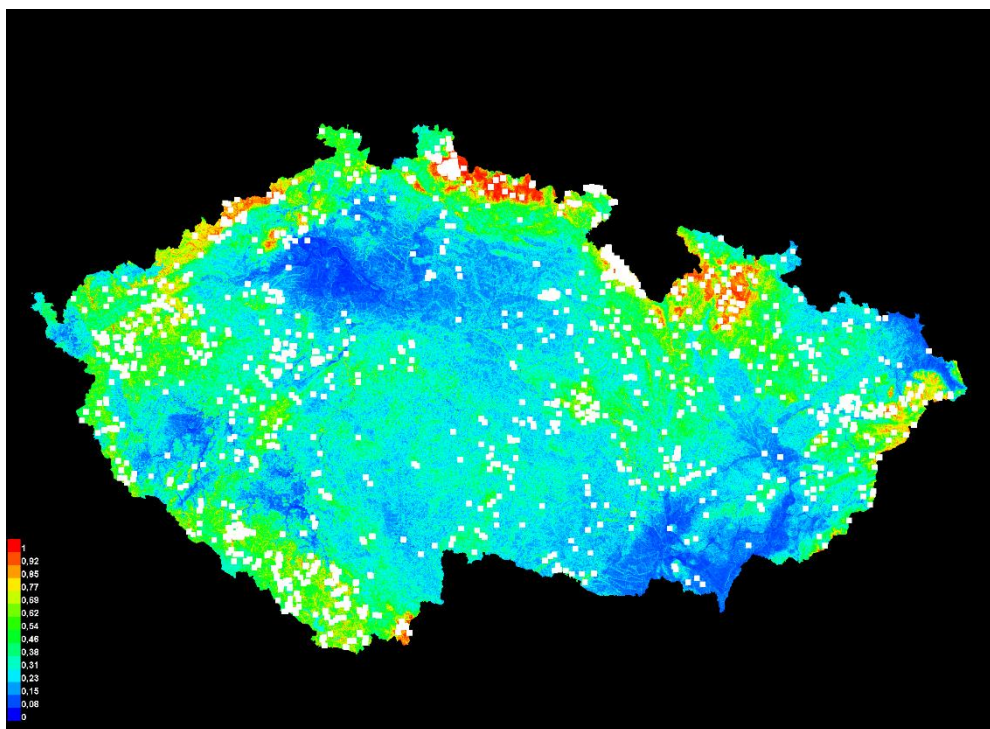
- sezónnost ročních srážek,
- roční rozmezí teplot,
- průměrná teplota v nejsušším čtvrtletí v roce,
- srážky v nejdeštivějším měsíci v roce,
- svažítost terénu,
- heterogenita krajiny pro jaro,
- heterogenita krajiny pro léto,
- heterogenita krajiny pro podzim,
- hustota zalidnění v obcích,
- vzdálenosti od silnic I. třídy, II. třídy, III. třídy a od nevidovaných silnic.



Obrázek 6: Ukázka uživatelského rozhraní modelovacího programu MAXENT 3.4.4

## 5. Výsledky

Bylo vytvořeno celkově 12 modelů odhadů distribuce plšička lískového a plcha velkého v ČR pomocí záznamů různých hodnot přesností záznamů pozorování v modelovacím programu MAXENT 3.4.4.



Obrázek 7: Model odhadu distribuce plcha velkého s využitím záznamů bez rozdílů přesností

Obrázek 7 představuje jeden z dvanácti vytvořených modelů odhadu distribuce plchů, v tomto případě plcha velkého s využitím veškerých záznamů pro tvorbu modelu bez rozdílů přesností.

Jednotlivé modely představují, pomocí spektrální barevné škály, odhad pravděpodobnosti výskytu daného druhu v ČR. Jednotlivé barvy také představují škálu hodnot od 0 do 1, kde tmavě modrá barva znázorňuje minimální pravděpodobnost výskytu (hodnota 0) a tmavě červená barva, na opačné straně spektra, znázorňuje velmi vysokou pravděpodobnost (hodnota 1).

Bílé čtverce v modelu znázorňují jednotlivé body záznamů, pomocí kterých byl model vytvořen.

Jelikož měly prediktory a záznamy pozorování nastaven souřadnicový systém ETRS 1989 LAEA, i jednotlivé vytvořené modely jsou v tomto souřadnicovém systému.

### 5.1 Vliv prediktorů na výsledky modelů distribuce

Součástí HTML dokumentů, obsahující modely distribuce druhů, byly také hodnoty procentuálního zastoupení vlivu prediktorů při tvorbě jednotlivých modelů.

Při využití záznamů s různými hodnotami přesností spolu s využitím daných prediktorů měly na výsledky modelování odhadu distribuce plšika lískového a plcha velkého jednotlivé prediktory rozdílné působení. Tabulky 6 a 7 znázorňují jednotlivá porovnání mezi procentuálním zastoupením vlivu prediktoru na tvorbu modelu odhadu distribuce pro každý druh zvlášť.

PLŠÍK LÍSKOVÝ						
	VŠE	1-50	0	0-50	1	VŠE BEZ 1
PRŮMĚRNÁ TEPLOTA V NEJSUŠŠÍM ČTVRTLETÍ	56,8	71,4	2,8	49,7	73,5	2,3
SVAŽITOST TERÉNU	19,3	2,1	48,3	14,1	0,7	49,8
ROČNÍ ROZMEZÍ TEPLOT	13	10,6	6,6	24	7,4	4,6
SEZÓNNOST SRÁŽEK	3,2	4,5	19	5,8	5,7	13,9
SRÁŽKY V NEJDEŠTIVĚJŠÍM MĚSÍCI	2,4	8,7	2,8	1,7	10,7	14,5
VZDÁLENOST OD SILNIC	2,5	0,2	17,1	1,7	0,2	12,1
HETEROGENITA KRAJINY PRO LÉTO	2,2	1	0,6	1,8	0,6	1,3
HUSTOTA ZALIDNĚNÍ V OBCÍCH	0,4	1,4	0,5	0,8	1,1	0,9
HETEROGENITA KRAJINY PRO PODZIM	0,1	0,1	1,5	0,1	0,1	0,4
HETEROGENITA KRAJINY PRO JARO	0,1	0	0,7	0,3	0	0,2

Tabulka 6: Znázornění procentuálního vlivu prediktorů při využití různých hodnot přesností na výsledek modelů plšika lískového

Z hlediska plšika lískového měl na výsledky modelů odhadů distribuce největší procentuální vliv prediktor průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí u veškerých modelů, kromě modelů s využitím záznamů pro tvorbu modelu bez rozdílů přesností a také s veškerými záznamy bez hodnoty přesností 1. Tyto modely byly nejvíce ovlivňovány prediktorem svažitosti terénu. Naopak nejnižší vliv měly prediktory heterogenity krajiny jara a podzimu.

PLCH VELKÝ						
	VŠE	1-50	0	0-50	1	VŠE BEZ 1
SVAŽITOST TERÉNU	53,8	52,8	40	57,4	48,6	46,5
SRÁŽKY V NEJDEŠTIVĚJŠÍM MĚSÍCI	12	6,7	37,2	14,1	7,2	22,6
PRŮMĚRNÁ TEPLOTA V NEJSUŠŠÍM ČTVRTLETÍ	15,9	12	5,5	10,3	12,7	14,9
HUSTOTA ZALIDNĚNÍ V OBCÍCH	4	7,6	5,9	4,7	7,7	6,1
SEZÓNNOST SRÁŽEK	4,6	9,5	8,3	4	11,8	5,2
HETEROGENITA KRAJINY PRO LÉTO	5	7,2	0,4	5,1	7,6	0,9
ROČNÍ ROZMEZÍ TEPLOT	2	1,4	1,4	1,8	1,5	1,1
VZDÁLENOST OD SILNIC	2	1,5	1,2	1,4	1,6	2,3
HETEROGENITA KRAJINY PRO PODZIM	0,7	1,1	0	1	1,7	0,4
HETEROGENITA KRAJINY PRO JARO	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1

Tabulka 7: Znázornění procentuálního vlivu prediktorů při využití různých hodnot přesnosti na výsledek modelů plch velkého

Z hlediska plcha velkého měl na výsledky modelů odhadů distribuce největší procentuální vliv prediktor svažitosti terénu. Nejnižší vliv měly, shodně jako u modelů plšíka lískového, prediktory heterogenity krajiny jara a podzimu.

## 5.2 Ohodnocení kvality modelů distribuce

Vyhodnocení modelů odhadu distribuce plšíka lískového a plcha velkého v ČR bylo provedeno pomocí AUC-ROC křivky, která také byla součástí HTML dokumentu jednotlivých výsledků.

	VŠE	1-50	0	0-50	1	VŠE BEZ 1
PLŠÍK LÍSKOVÝ	0,763	0,940	0,776	0,844	0,954	0,707
PLCH VELKÝ	0,806	0,899	0,873	0,864	0,911	0,778

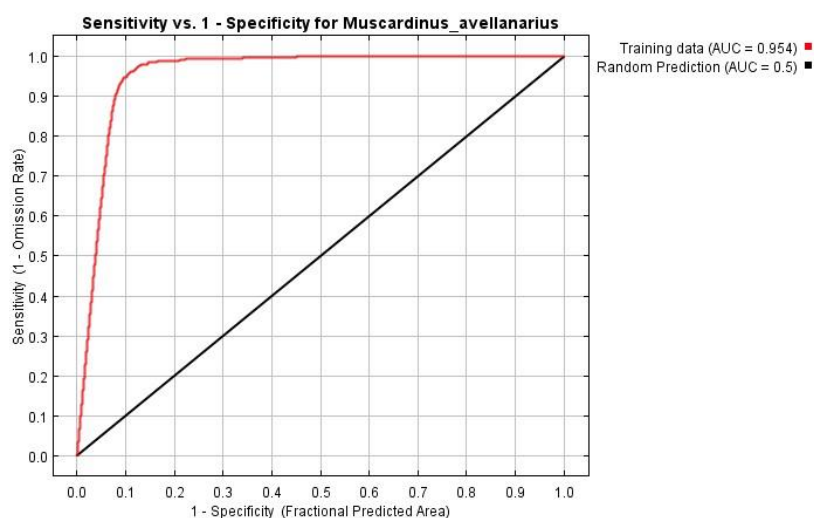
Tabulka 8: Porovnání hodnot křivky AUC-ROC mezi oběma druhy

U obou druhů dosahovala nejvyšší hodnota AUC-ROC křivky při využití přesností s hodnotou 1. Nejnižší hodnota AUC-ROC křivky byla také u obou druhů totožná a to u využití záznamů obsahující veškeré přesnosti bez hodnoty 1.

V případě plšika lískového využití záznamů s přesnostmi o hodnotě 1 dosáhla AUC-ROC křivka hodnoty 0,954, což se svou hodnotou blíží dokonalému odhadu distribuce druhu. Naproti tomu při využití záznamů bez přesností o hodnotě 1 je model charakterizován jako velmi nekvalitní (Raes a Ter Steege 2007). V případě plcha velkého hodnoty nejsou takto jednoznačné. Plch velký dosáhl, při využití záznamů přesností o hodně 1, kvality AUC-ROC křivky 0,911 a při využití veškerých záznamů kromě přesností o hodnotě 1 dosáhla AUC-ROC křivka kvality 0,778.

Využití hodnot přesností blízko jedné (1–50) a přidání k těmto hodnotám ještě záznamy s nevyplněnou přesností (0–50), mělo v obou případech vliv na snížení kvality modelu u obou druhů.

V případě vyhodnocení kvality modelů pomocí AUC-ROC křivky, obsahují modely plcha velkého menší variabilitu výsledků ( $\sigma = 0,05$ ) než modely plšika lískového, které obsahují variabilitu o polovinu vyšší ( $\sigma = 0,1$ ).



Obrázek 8: Ukázka AUC-ROC křivky pro plšika lískové se záznamy s přesností o hodnotě 1

Při ohodnocení prediktivního výkonu vytvořených modelů distribuce druhů pomocí AUC-ROC křivky mělo využití záznamů s různými hodnotami přesností vliv na výsledek modelů odhadu distribuce plšika lískového a plcha velkého.



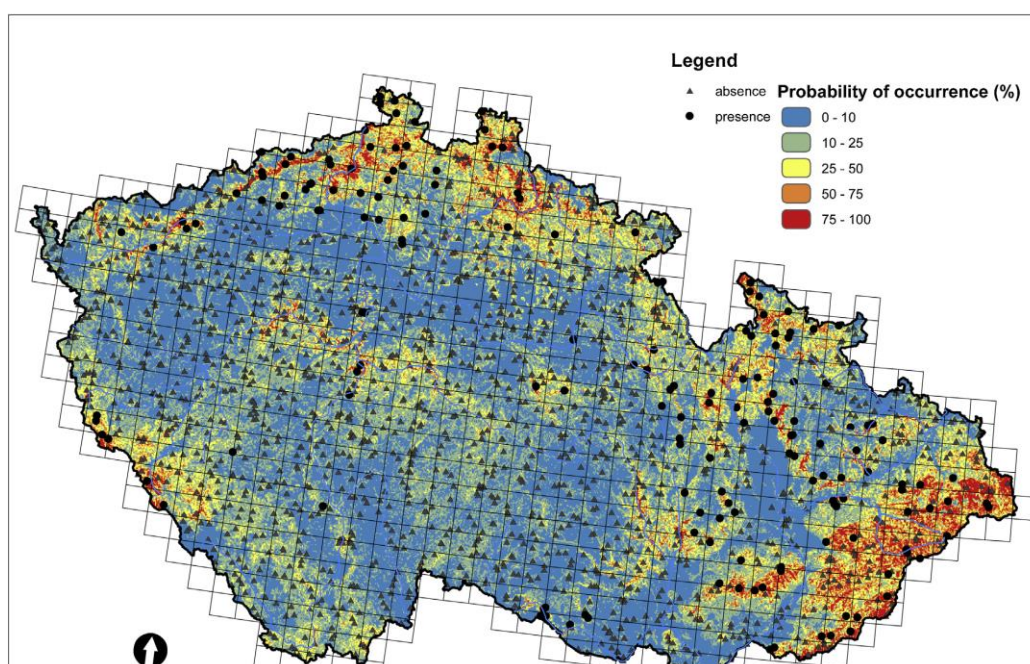
## 6. Diskuse

### 6.1 Vyhodnocení pomocí AUC-ROC křivky

Model s nejvyšší hodnotou AUC-ROC křivky nemusí nejvíce odpovídat skutečnosti, jako tomu může být v případě výsledků modelů odhadu distribuce plcha velkého.

Pomocí programovacího jazyka PYTHON 3.8.6 (Python Software Foundation 2021) byl také vytvořen model lineární regrese, který pomocí koeficientu determinace ( $R^2$ ) neukázal žádnou souvislost mezi počtem záznamů a výslednou hodnotou AUC-ROC křivky. Koeficient determinace ani v jednom případě nedosahoval hodnoty 0,1.

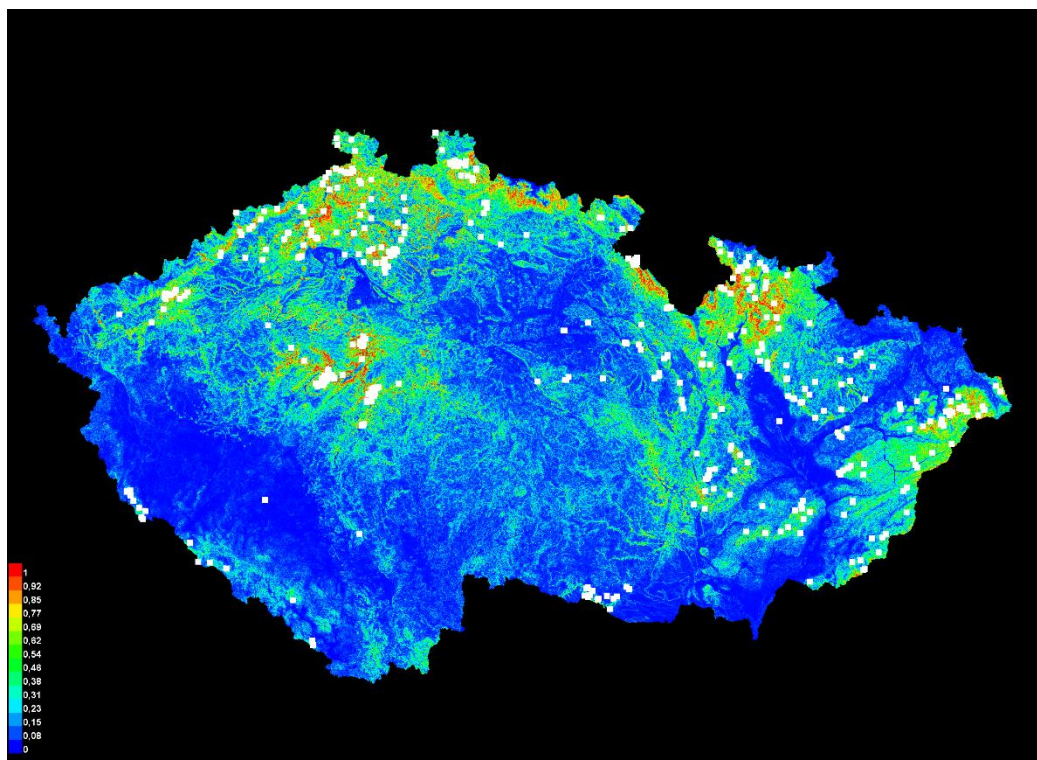
V létě, mezi lety 2015–2016, proběhlo na území ČR kvadrátové mapování výskytu plcha velkého pomocí metody zaznamenávání jeho vokálních projevů. Zaznamenána byla jak prezenze plcha velkého, tak jeho absence. Pomocí těchto dat byl vytvořen model odhadu distribuce pomocí metody GLM s podobnou barevnou škálou v případě modelů vytvořených pomocí modelovacího programu MAXNET, viz Obrázek 8. Tento model byl následně vizuálně porovnán s modely odhadu distribuce plcha velkého, které autor této práce vytvořil.



Obrázek 9: Model odhadu distribuce plcha velkého založený na zaznamenání jeho hlasového projevu pro rok 2015 - 2016 (Adamík et al. 2019)



Na základě tohoto porovnání se autor této práce domnívá, že model představující nejvyšší podobnost s modelem vytvořeného z kvadrátového mapování není model s nejvyšší hodnotou křivky (0,911), ale model s hodnotou křivky 0,864. Tato hodnota byla dosažena při modelu využívající hodnoty přesností od 0 do 50, viz Obrázek 10.



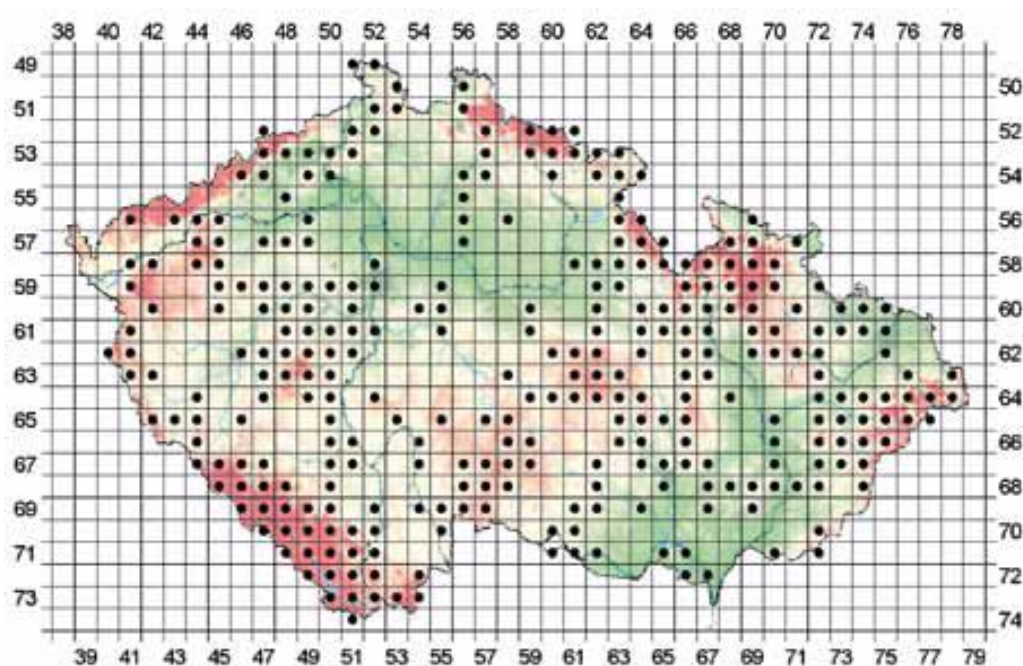
Obrázek 10: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého se záznamy o přesnosti 0–50

Je potřeba vzít v potaz, že prezenční data z tohoto průzkumu byla vložena do Náleзовé databáze ochrany přírody a pomocí nich byly také utvářeny modely odhadu distribuce. Celkem se jednalo o 175 bodů záznamů s hodnotami přesností 1. To vede ke skutečnosti, že porovnání jednotlivých modelů vytvořené autorem s modelem vytvořeného z kvadrátového mapování může být mírně zkresleno.

V případě plšika lískového však podobný referenční model odhadu distribuce jako v případě plcha velkého chybí. Dostupné jsou pouze jednotlivé body přítomnosti plšika lískového v kvadrátové tabulce ČR z mapování plšika lískového z roku 1950 až 2011, viz Obrázek 11. Proto porovnání jednotlivých modelů distribuce vytvořené

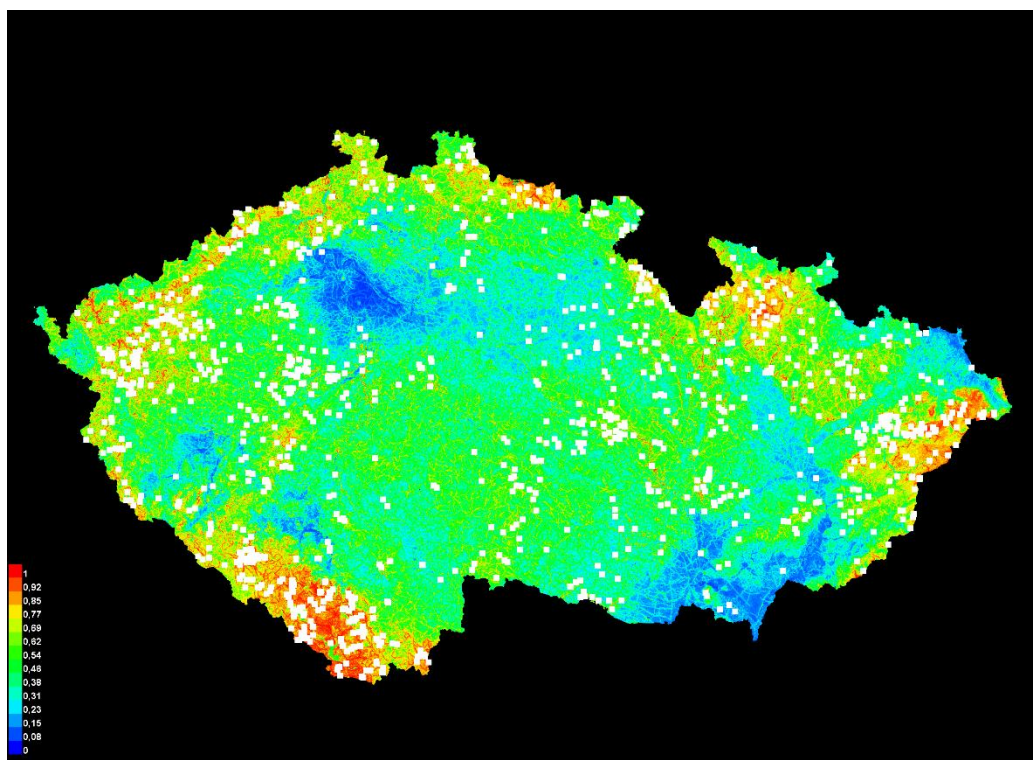
autorem s tímto znázorněním plšika lískového nemusí být příliš spolehlivé. Tyto záznamy také jako v případě plcha velkého byly vloženy do Nálezové databáze ochrany přírody a vytvořeny jednotlivé modely odhadu distribuce. Záznamů bylo více než 700 a obsahovaly velkou škálu přesností, neobsahovaly však přesnosti o hodnotě 1 či přesnosti o hodnotě 1–50.

Při porovnávání je tedy potřeba vzít v potaz, že barevné schéma užitá při znázornění jednotlivých bodů nereprezentuje pravděpodobnost výskytu druhu na dané lokalitě, ale představuje rozdílnou nadmořskou výšku.



Obrázek 11: Rozšíření plšika lískového v ČR v letech 1950 až 2011 (Anděra 2011)

Kvadrátové mapě rozšíření plšika lískového v letech 1950–2011 byl z hlediska porovnání s jednotlivými modely odhadu distribuce plšika lískového vytvořeného autorem, nejvíce podobný model, který byl vytvořen s využitím záznamů s veškerými hodnotami přesností bez hodnoty 1 (viz Obrázek 12). Tento model měl nejnižší hodnotu AUC – ROC křivky (0,703). Ačkoliv výsledky tohoto porovnání však nemusejí příliš spolehlivé také z hlediska toho, že daný odhadu distribuce byl vytvořen více než z 50 % pomocí záznamů dané kvadrátové mapy rozšíření plšika lískového.



Obrázek 12: Výsledek modelu distribuce plšika lískového s veškerými přesnostmi bez hodnoty 1

## 6.2 Vliv prediktorů na výsledky modelu

Při využití daných prediktorů byl plšik lískový nejvíce ovlivněn prediktorem průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí z více než 70 % u modelů s využitím hodnot přesností 1 a 1–50 a z o něco méně než 50 % s využitím záznamů s hodnotami přesností od 0–50 a bez rozdělení přesností. Naopak u modelů s využitím hodnot přesností 0 a veškerých hodnot přesností bez 1 je vliv tohoto prediktoru velmi nízký (menší než 3 %). Tyto modely byly nejvíce ovlivněny svažitostí terénu (téměř 50 %). Tyto skutečnosti poukazují na možné vysoké zkreslení odhadu pravděpodobnosti plšika lískové s využitím záznamů dat s přesnostmi o hodnotě 1.

Možné vysoké zkreslení výsledků modelu s využitím záznamů plšika lískového s hodnotou přesností 1 mohou dokreslit i další prediktory, například prediktor vzdálenosti od silnic. Tento prediktor dosahuje hodnot do 3 % v případě modelování odhadu distribuce pomocí záznamů s přesnostmi obsahující hodnotu 1. Naopak v případě využití záznamů bez hodnot přesností 1 či pouze se záznamy bez stanovených přesností vliv se prediktoru blíží ke 20 %.

Plšík lískový byl při využití daných prediktorů ovlivňován prediktorem hustoty zalidnění v obcích méně než z 1,5 % u veškerých vytvořených modelů. U plcha velkého však tento prediktor dosahoval vlivu od 4 % do 8 %. Daných 8 % vlivu prediktoru bylo dosaženo při modelování distribuce plcha velkého s využitím záznamů o hodnotách přesností 1.

Záznamy plcha velkého s hodnotou přesností 1 pocházejí z více než 75 % z Petřína v Praze, kde bylo prováděno mapování plchů velkých. Na této lokalitě je dalších 28 záznamů s hodnotou přesností 0. Je tedy vhodné se domnívat, že poloha těchto záznamů měla vliv na celkový výsledek modelu. Tento dojem je i podpořen grafickým znázorněním pravděpodobnosti výskytu druhů v jednotlivých modelech.

Plch velký byl nejvíce ovlivňován prediktorem svažitosti terénu ze 40 až 60 % při tvorbě veškerých modelů odhadu jeho distribuce s využitím záznamů s danými hodnotami přesností. V případě využití záznamů s hodnotami přesností 0 byl však ovlivňován téměř shodně se srážkami v nejdeštivějším měsíci. Je však potřeba brát zřetel na skutečnost, že model se záznamy s hodnotami přesností 0, byl vytvořen s počtem hodnot menší než 300, což může ovlivnit výsledek modelu

Prediktory heterogenity krajiny pro jaro a podzim neměly téměř žádný procentuální vliv při tvorbě modelů odhadu distribuce obou druhů za využití daných deseti prediktorů. Prediktory dosahovaly hodnoty menší než 2 %.

V případě heterogenity pro léto byl vliv tohoto prediktoru u plcha velkého o něco významnější. Při využití záznamů s hodnotami přesností 1 a 1-50 měl tento prediktor vliv 7 až 8 %.

#### 6.2.1 Dokreslení vlivu prediktorů pomocí response curves

Pro dokreslení vlivu jednotlivých prediktorů byly také vytvořeny a vybrány některé tzv. „response curves“, představující vliv hodnot jednotlivého prediktoru na odhad distribuce daného druhu pomocí křivky v případě samostatného využití daného prediktoru pro modelování distribuce. Tzv. „response curve“ představuje hodnoty jednotlivého prediktoru na ose „x“ a pravděpodobnost rozšíření druhu na ose „y“.

Podle hodnot tzv. „response curves“ je plšík lískový nejvíce ovlivněn průměrnou teplotou v nejsušším čtvrtletí o hodnotě  $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$  u modelů vytvořených

pomocí hodnot přesností 1–50, 0–50, 1 a bez rozdílu hodnot přesností viz Příloha 13. To je pravděpodobně zapříčiněno polohou záznamů o daných hodnotách přesností.

Vysoký počet těchto záznamů je ze severu Čech z Jizerských a Orlických hor. V zimě, kdy spadne v ČR nejméně srážek a je tedy nejsušším obdobím, dosahuje teplota na Jizerských horách  $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$  až  $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$  a na Orlických horách  $-12\text{ }^{\circ}\text{C}$  až  $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$  (inMeteo s.r.o. 2021; AOPK ČR 2021b; 2021c).

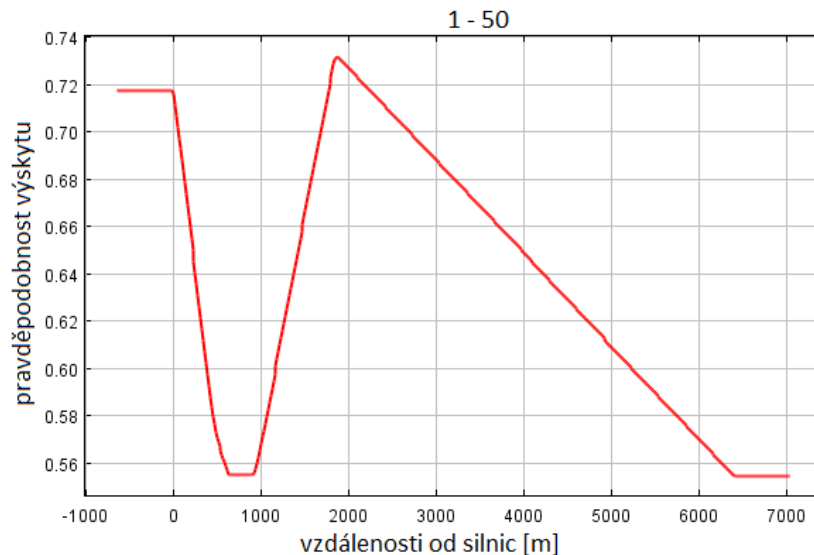
Svažitost terénu ovlivňuje pravděpodobnost výskytu plcha velkého (Adamík et al. 2019). Tomu značně odpovídají i tzv. „response curves“ tohoto prediktoru, viz Příloha 15. Dané křivky plynule rostou od nulové hodnoty, představující svažitost terénu v procentech, do hodnoty 20–25. Následně dle využitých přesností mírně klesá, zůstává stejná či se mírně zvyšuje. U modelů s využitými přesnostmi 1 a 1-50 je pokles po dosažení hodnot 20–25 o něco větší.

Vzhledem k charakteristice prediktoru svažitosti terénu, může být nesnadné posoudit nerovnoměrnosti v záznamech. Z tohoto hlediska tedy tzv. „response curves“ tohoto prediktoru nemusejí být vhodné pro tento účel, jako tomu může být u tzv. „response curves“ prediktoru vzdáleností od silnic.

Z hlediska ze tvarů jednotlivých tzv. „response curves“ prediktoru vzdáleností od silnic je pravděpodobné prostorové zkreslení u obou druhů. U obou plchů byla stanovena pravděpodobnost výskytu z více než 70 % ve vzdálenosti několik desítek metrů od silnice. S přibývajícím vzdáleností však křivka prudce klesala v průměru o několik desítek procent do hodnot vzdálenosti přibližně 400–500 m. Křivka následně u většiny modelů obou druhů rostla způsobem připomínající lineární trend. U většiny modelů dosáhla křivka, reprezentující pravděpodobnost výskytu druhu, své nejvyšší hodnoty v hodnotách vzdáleností od silnic mezi 6000 a 7000 m (viz Přílohy 16 a 18) .

V případě modelů s využitím záznamů s hodnotami přesností 1 a 1–50 však křivka ve vzdálenostech od silnic od 6000 do 7000 m dosáhla v případě obou druhů svého minima. Tato skutečnost může být zapříčiněna nestejnou plochou, na které bylo prováděno zaznamenávání, mezi záznamy s těmito a zbylými hodnotami přesností.





Obrázek 13: Tzv. „response curve“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu s využitím veškerých hodnot přesností záznamů plcha velkého

Autor této bakalářské práce se domnívá, že zhodnocení vlivů jednotlivých prediktorů spolu se zhodnocením tzv. „response curves“ může poskytnout bližší pohled na výsledky modelů distribuce druhů.

Je však potřeba si uvědomit, že jednotlivé vlivy prediktorů na modelování distribuce plchů a tzv. „response curves“ mohou podávat spíše informaci o tom, na jakém místě a v jakém období byl nejčastěji daný druh pozorován, než představovat údaje o podmínkách, které jsou pro plchy přívětivé a které naopak.

### 6.3 Závěr diskuze

Ačkoliv model odhadu distribuce plšáka lískového s využitím záznamů o hodnotě přesností 1 dosahuje nejvyšší hodnoty AUC-ROC křivky (0,954), je zřejmé vysoké zkreslení z důvodu nerovnoměrného polohového umístění záznamů v zájmové ploše, která představovala celou Českou republiku.

Model odhadu distribuce plcha velkého, jehož nejvyšší hodnota AUC-ROC křivky dosahuje hodnoty 0,911 při využití záznamů s hodnotou přesností 1, může představovat o něco spolehlivější odhad distribuce. Polohové umístění záznamů plcha velkého totiž zaujímá větší část zájmového území než v případě plšáka lískového při stejných hodnotách přesností.

Veškeré modely byly vyhodnoceny pomocí AUC-ROC křivky, která patří k nejužívanějším metrikám pro ohodnocení prediktivního výkonu modelu, ačkoliv byla opakovaně kritizována pro její využití při modelování odhadu distribuce druhu pomocí prezenčních dat. Tato kritika spočívala zejména v její závislosti na prevalenci (poměr mezi plochou na které se druh nachází a mezi celkovou zájmovou plochou, na které bylo provedeno zaznamenávání), která se z prezenčních dat nese snadno určuje (Lobo et al. 2008; Leroy et al. 2018). Tato závislost, která má za následek snížení spolehlivosti odhadu rozšíření druhu, byla také znázorněna v této bakalářské práci.

Novou metrikou ukazující slibné výsledky v rámci ohodnocování modelů distribuce druhu vytvořených pomocí dat prezenčních a tzv. „background points“ je  $F_{pb}$  (Li a Guo 2013; Leroy et al. 2018).  $F_{pb}$  je zástupcem metrik F-measure (F-score) speciálně vytvořeným pro ohodnocení modelů využívající pouze prezenční data spolu s tzv. „background points“. F-measure využívá pro vyhodnocování, stejně jako AUC-ROC křivka, matici záměn (Li a Guo 2013).

F-measure využívá pro své výpočty mimo jiné dva termíny. Jedním z nich je tzv. „precision“, což je v případě modelování distribuce druhů část skutečných prezencí v souboru dat, které model klasifikoval jako prezence. Jinými slovy, jedná se o podíl počtu skutečných prezencí a nesprávně stanovených prezencí v součtu se skutečnými prezencemi (Peters et al. 2007).

Dalším termínem je tzv. „recall“, což je naopak část prezencí klasifikovaných modelem jako prezence mezi veškerými prezencemi v souboru dat. Jinými slovy, jedná se o podíl počtu skutečných prezencí a skutečných prezencí spolu s nesprávně stanovenými absencemi (Peters et al. 2007).

F-measure je metrika definovaná jako vážený harmonický průměr tzv. „precision“ a tzv. „recall“ (Sasaki 2007; Li a Guo 2013).

## 7. Závěr a přínos práce

Ekologie živočicha zásadním způsobem ovlivňuje jeho detektabilitu. Plši jsou malí noční živočichové, kteří žijí převážně na stromech. V případě obou plchů je detektabilita poměrně nízká, proto jen malá část záznamů pocházela od dobrovolníků účastnících se projektů občanské vědy. Z tohoto pohledu byli plši nejčastěji nacházeni uvnitř a v blízkosti chat či jiných obydlí podobného charakteru.

Existují však metody, jak spolehlivě zjistit přítomnost plchů na dané lokalitě v jejich aktivním období. Nejefektivnější metodou zaznamenávání početnosti plcha velkého je metoda zaznamenávání přítomnosti pomocí poslechu jeho charakteristického hlasového projevu. Tato metoda je z hlediska finanční nákladnosti a časové náročnosti na přípravu pro její využití velmi příznivá. Projev plcha velkého není příliš složité rozpoznat, proto je tato metoda vhodná i z hlediska občanské vědy.

Plši jsou noční živočichové a s tím se pojí i možná potíž při využití této metody dobrovolníky. Tuto metodu lze efektivně využít pouze v noci, když jsou plši aktivní, což s určitou pravděpodobností vylučuje vznik záznamů pořízených z náhodných pozorování z míst, která se nacházejí dále od lidských obydlí.

Z hlediska plšíka lískového je nejefektivnější metoda zaznamenávání početnosti metoda vyhledávání ohlodaných lískových ořechů. Plšík lískový ořechy ohlodává charakteristickým způsobem, proto jejich odlišení od lískových ořechů ohlodaných veverkou nemusí být pro dobrovolníky občanské vědy příliš náročné.

Tato metoda je z hlediska finančních a časových nároků na přípravu pro využití shodná s metodou zaznamenávání početnosti pomocí poslechu jeho charakteristického hlasového projevu plcha velkého.

Výhoda metody vyhledávání ohlodaných lískových ořechů však spočívá, z hlediska občanské vědy, v jejím efektivním využití během dne a ne v noci. To zvyšuje pravděpodobnost jejího využití dobrovolníky občanské vědy. Naopak možná nevýhoda této metody je, že vyžaduje relativně velké mapovací úsilí, jelikož ohlodané ořechy nemusejí být na první pohled vidět.

Tyto skutečnosti spjaté s detektabilitou a ekologií plchů mají vliv na nízký počet záznamů plšíka lískového a plcha velkého ze zdrojů občanské vědy v Nálezové databázi ochrany přírody a proto jsou pro případnou tvorbu modelů odhadu distribuce



těchto druhů dostupné v drtivé většině záznamy od profesionálních vědců z různých inventarizačních průzkumů či monitoringů dutinových ptáků.

Z hlediska vytvoření modelů distribuce pomocí daných prediktorů a záznamů s různými hodnotami přesností, dosahovaly nejvyšší hodnoty AUC-ROC křivky modely vytvořené pomocí hodnot přesností 1. Naopak nejnižší hodnoty dosahovaly modely vytvořené bez využití záznamů s hodnotami přesností 1.

Při modelování distribuce druhu hraje důležitou roli, mimo správně zvolených prediktorů i původ záznamů, ekologie daného živočicha a distribuce záznamů v zájmové ploše.

Jak ukázala explorativní analýza záznamů plšika lískového a plcha velkého, hodnoty přesností 1 v případech obou druhů nebyly rovnoměrně rozmístěny po území ČR z důvodu zvýšeného mapovacího úsilí v daných místech. Začlenění těchto záznamů do celkového souboru přesností jednotlivých druhů mělo vliv na výsledky modelů odhadu distribuce.

Bakalářská práce ukázala vliv polohové přesnosti záznamů Nálezové databáze ochrany přírody při jejich využití pro tvorbu modelů odhadu distribuce plšika lískového a plcha velkého v ČR a ukázala, že nejvyšší hodnota metriky pro ohodnocení prediktivního výkonu AUC-ROC křivka nemusí nejlépe představovat skutečnou distribuci.

Bakalářská práce může poskytnout nový pohled při využití různých polohových přesností záznamů Nálezové databáze ochrany přírody při modelování distribuce druhů a osvětlit ekologii plchů v České republice.

## 8. Přehled literatury a použitých zdrojů

ADAMÍK, Peter a Miroslav KRÁL, 2008. Nest losses of cavity nesting birds caused by dormice (Gliridae, Rodentia). *Acta Theriologica* [online]. **53**(2), 185–192. ISSN 00017051. Dostupné z: doi:10.1007/BF03194251

ADAMÍK, Peter, Lukáš POLEDNÍK, Kateřina POLEDNÍKOVÁ a Dušan ROMPORTL, 2019. Mapping an elusive arboreal rodent: Combining nocturnal acoustic surveys and citizen science data extends the known distribution of the edible dormouse (*Glis glis*) in the Czech Republic. *Mammalian Biology* [online]. **99**, 12–18. ISSN 16181476. Dostupné z: doi:10.1016/j.mambio.2019.09.011

ANDĚRA, Miloš, 1986. Dormice (Gliridae) in Czechoslovakia. Part I. : *Glis glis*, *Eliomys quercinus* (Rodentia: Mammalia). 3–47.

ANDĚRA, Miloš, 2018. *Atlas fauny České republiky*. 1. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2756-6.

ANDĚRA, Milos a Bohuslav BENEŠ, 2001. *Atlas of the mammals of the Czech republic, a provisional version, IV. rodents (redentia) - Part I. : Hamsters (Cricetidea), voles (Arvicolidae), dormice (Gliridae)*. ISBN 8070361247.

ANDĚRA, Miloš a Ivan HORÁČEK, 2005. *Poznáváme naše savce. 2 doplněné vydání. (We recognise our mammals. 2nd supplemented edition; only in Czech)*. ISBN 80-86817-08-3.

ANONYM @2015. *How to use a mammal footprint tunnel* [online], [2021, 02.26], dostupné z: <https://wildsouthuk.wordpress.com/2015/03/21/how-to-use-a-mammal-footprint-tunnel/>

AOPK ČR @2021a. *Klimatické poměry: Jizerské hory* [online], [2021, 01.25], dostupné z: <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/klimaticke-pomery/>

AOPK ČR @2021b. *Klimatické poměry: Orlické hory* [online], [2021, 01.25], dostupné z: <https://orlickehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/klimaticke-pomery/>

- AOPK ČR @2021c. *Nálezová databáze ochrany přírody* [online], [2021, 01.25], dostupné z: <https://portal.nature.cz/nd/>
- ARAÚJO, Miguel B. a Antoine GUIBAN, 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* [online]. **33**(10), 1677–1688. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x
- AVIFAUNA @2019. *Nálezová databáze ochrany přírody a možnosti jejího užití pro laickou i odbornou ornitologickou veřejnost* [online], [cit 2020.01.03], dostupné z: <https://avifauna.cz/nalezova-databaze-ochrany-prirody-a-moznosti-jejeho-uziti-pro-laickou-i-odbornou-ornitologickou-verejnost/>
- BAKÓ, Botond a Kristóf HECKER, 2006. Factors determining the distribution of coexisting dormouse species (Gliridae, Rodentia). *Polish Journal of Ecology*. **54**(3), 379–386. ISSN 15052249.
- BARVE, Narayani, Vijay BARVE, Alberto JIMÉNEZ-VALVERDE, Andrés LIRA-NORIEGA, Sean P. MAHER, A. Townsend PETERSON, Jorge SOBERÓN a Fabricio VILLALOBOS, 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* [online]. **222**(11), 1810–1819. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011
- BERG, Lena a Åke BERG, 1998. Nest site selection by the dormouse *Muscardinus avellanarius* in two different landscapes. *Annales Zoologici Fennici*. **35**(2), 115–122. ISSN 0003455X.
- BIEBER, Claudia, 1998. Population dynamics, sexual activity, and reproduction failure in the fat dormouse (*Myoxus glis*). *Journal of Zoology* [online]. **244**(2), 223–229. ISSN 09528369. Dostupné z: doi:10.1017/S0952836998002076
- BIEBER, Claudia a Thomas RUF, 2005. Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: Ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* [online]. **42**(6), 1203–1213. ISSN 00218901. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x
- BIEBER, Claudia a Thomas RUF, 2009. Summer dormancy in edible dormice (*Glis glis*) without energetic constraints. *Naturwissenschaften* [online]. **96**(1), 165–171. ISSN 00281042. Dostupné z: doi:10.1007/s00114-008-0471-z

- BORIA, Robert A., Link E. OLSON, Steven M. GOODMAN a Robert P. ANDERSON, 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* [online]. **275**, 73–77. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012
- BOULINIER, Thierry, James D. NICHOLS, John R. SAUER, James E. HINES a K. H. POLLOCK, 1998. Estimating Species Richness: The Importance of Heterogeneity in Species Detectability. *Ecology* [online]. **79**(3), 1018. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.2307/176597
- BRADSWORTH, Nick, John G. WHITE, Bronwyn ISAAC a Raylene COOKE, 2017. Species distribution models derived from citizen science data predict the fine scale movements of owls in an urbanizing landscape. *Biological Conservation* [online]. **213**(June), 27–35. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2017.06.039
- BRIGHT, P. W., 1995. Distribution of the Dormouse *Muscardinus avellanarius* in Wales, on the edge of its range. *Mammal Review* [online]. **25**(3), 101–110. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1995.tb00449.x
- BRIGHT, P. W. a P. A. MORRIS, 1996. Why are Dormice rare? a case study in conservation biology. *Mammal Review* [online]. **26**(4), 157–187. ISSN 03051838. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2907.1996.tb00151.x
- BRIGHT, Paul, Pat MORRIS a Tony MITCHELL-JONES, 2006. The dormouse conservation handbook second edition. *English Nature*. (December), 75.
- BROTONS, Lluís, Wilfried THUILLER, Miguel B. ARAÚJO a Alexandre H. HIRZEL, 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* [online]. **27**(4), 437–448. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x
- BROWN, Jason L., 2014. SDMtoolbox: A python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* [online]. **5**(7), 694–700. ISSN 2041210X. Dostupné z: doi:10.1111/2041-210X.12200

CALLAGHAN, Corey T., Jodi J.L. ROWLEY, William K. CORNWELL, Alistair G.B. POORE a Richard E. MAJOR, 2019. Improving big citizen science data: Moving beyond haphazard sampling. *PLoS Biology* [online]. **17**(6), 1–11. ISSN 15457885. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pbio.3000357

CHANDLER, Mark, Linda SEE, Kyle COPAS, Astrid M.Z. BONDE, Bernat Claramunt LÓPEZ, Finn DANIELSEN, Jan Kristoffer LEGIND, Siro MASINDE, Abraham J. MILLER-RUSHING, Greg NEWMAN, Alyssa ROSEMARTIN a Eren TURAK, 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation* [online]. **213**, 280–294. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2016.09.004

CHEFAOUI, Rosa M. a Jorge M. LOBO, 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* [online]. **210**(4), 478–486. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.08.010

CHEFAOUI, Rosa M., Jorge M. LOBO a Joaquín HORTAL, 2011. Effects of species' traits and data characteristics on distribution models of threatened invertebrates. *Animal biodiversity and conservation*. **34**(2), 229–247. ISSN 1578-665X.

DICKINSON, Janis L., Benjamin ZUCKERBERG a David N. BONTER, 2010. Citizen science as an ecological research tool: Challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **41**(June 2014), 149–172. ISSN 1543592X. Dostupné z: doi:10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636

DORMANN, Carsten F., Stanislaus J. SCHYMANSKI, Juliano CABRAL, Isabelle CHUINE, Catherine GRAHAM, Florian HARTIG, Michael KEARNEY, Xavier MORIN, Christine RÖMERMANN, Boris SCHRÖDER a Alexander SINGER, 2012. Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography* [online]. **39**(12), 2119–2131. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x

DUPUTIÉ, Anne, Niklaus E. ZIMMERMANN a Isabelle CHUINE, 2014. Where are the wild things? Why we need better data on species distribution. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **23**(4), 457–467. ISSN 1466822X. Dostupné z: doi:10.1111/geb.12118

ELITH, Jane a Janet FRANKLIN, 2013. Species Distribution Modeling. *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* [online]. **6**, 692–705. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-384719-5.00318-X

ELITH, Jane, Catherine H. GRAHAM, Robert P. ANDERSON, Miroslav DUDÍK, Simon FERRIER, Antoine GUISAN, 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. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

ELITH, Jane a John R. LEATHWICK, 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **40**, 677–697. ISSN 1543592X. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

ELITH, Jane, Steven J. PHILLIPS, Trevor HASTIE, Miroslav DUDÍK, Yung En CHEE a Colin J. YATES, 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* [online]. **17**(1), 43–57. ISSN 13669516. Dostupné z: doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

FERRIER, Simon, G WATSON, J PEARCE a M DRIELSMA, 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity: the north-east New SouthWales experience. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*. **11**, 2275–2307.

FIELDING, Alan H. a JOHN F. BELL, 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* [online]. **24**(1), 38–49 [vid. 2021-03-03]. ISSN 0376-8929. Dostupné z: doi:10.1017/S0376892997000088

FLETCHER, Robert J., Trevor J. HEFLEY, Ellen P. ROBERTSON, Benjamin ZUCKERBERG, Robert A. MCCLEERY a Robert M. DORAZIO, 2019. A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology* [online]. **100**(6), 1–15. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.1002/ecy.2710

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

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

GELDMANN, Jonas, Jacob HEILMANN-CLAUSEN, Thomas E. HOLM, Irina LEVINSKY, Bo MARKUSSEN, Kent OLSEN, Carsten RAHBEK a Anders P. TØTTRUP, 2016. What determines spatial bias in citizen science? Exploring four recording schemes with different proficiency requirements. *Diversity and Distributions* [online]. **22**(11), 1139–1149. ISSN 14724642. Dostupné z: doi:10.1111/ddi.12477

GISMENATORS @2019. *Data AOPK* [online], dostupné z: [https://training.gismentors.eu/qgiszacatecnik/2.18/ruzne/data\\_aopk/ndop.html](https://training.gismentors.eu/qgiszacatecnik/2.18/ruzne/data_aopk/ndop.html)

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

GOODWIN, Cecily E.D., Andrew J. SUGGITT, Jonathan BENNIE, Matthew J. SILK, James P. DUFFY, Nida AL-FULAIJ, Sallie BAILEY, David J. HODGSON a Robbie A. MCDONALD, 2018. Climate, landscape, habitat, and woodland management associations with hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* population status. *Mammal Review* [online]. **48**(3), 209–223. ISSN 13652907. Dostupné z: doi:10.1111/mam.12125

GOOGLE @2021. *Google Earth Engine: a computing platform that allows users to run geospatial analysis on Google's infrastructure* [online], [cit. 2021.03.01], dostupné z: <https://earthengine.google.com/>

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

HENCKEL, Laura, Ute BRADTER, Mari JÖNSSON, Nick J.B. ISAAC a Tord SNÄLL, 2020. Assessing the usefulness of citizen science data for habitat suitability modelling: Opportunistic reporting versus sampling based on a systematic protocol. *Diversity and Distributions* [online]. **26**(10), 1276–1290. ISSN 14724642. Dostupné z: doi:10.1111/ddi.13128

HILTON, G. M. a J. R. PACKHAM, 2003. Variation in the masting of common beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern Europe over two centuries (1800-2001). *Forestry* [online]. **76**(3), 319–328. ISSN 0015752X. Dostupné z: doi:10.1093/forestry/76.3.319

HIRZEL, A. H., J. HAUSSER, D. CHESSEL a N. PERRIN, 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* [online]. **83**(7), 2027–2036. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2027:ENFAHT]2.0.CO;2



- HOELZL, Franz, Claudia BIEBER, Jessica S. CORNILS, Hanno GERRITSMANN, Gabrielle L. STALDER, Chris WALZER a Thomas RUF, 2015. How to spend the summer? Free-living dormice (*Glis glis*) can hibernate for 11 months in non-reproductive years. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* [online]. **185**(8), 931–939. ISSN 01741578. Dostupné z: doi:10.1007/s00360-015-0929-1
- HOLCOVÁ GAZÁRKOVÁ, Anežka a Peter ADAMÍK, 2016. Timing of breeding and second litters in edible dormouse (*Glis glis*). *Folia Zoologica* [online]. **65**(2), 165–168. ISSN 01397893. Dostupné z: doi:10.25225/fozo.v65.i2.a12.2016
- HOLDEN, Mary Ellen, Rimvydas JUŠKAITIS a Grace MUSSER, 2016. Family Gliridae (Dormice). In: Wilson D. E., Lacher T. E., Jr & Mittermeier R. A. (eds). *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 6. Lagomorphs and Rodents I*. Barseelona, Lynx Edicions, pp. 838–889. In: .
- HÖRNSTEN, Lisa a Peter FREDMAN, 2000. On the distance to recreational forests in Sweden. *Landscape and Urban Planning*. **51**, 1–10.
- HUTCHINSON, G. Evelyn, 1957. Concluding Remarks. 415–427.
- HUTCHINSON, Rebecca A., Liqiang HE a Sarah C. EMERSON, 2017. Species distribution modeling of citizen science data as a classification problem with class-conditional noise. *31st AAAI Conference on Artificial Intelligence, AAAI 2017*. 4516–4523.
- INMETEO S.R.O., 2021. *Klima České republiky* [online]. Dostupné z: <https://www.in-pocasi.cz/archiv/klima.php>
- 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
- 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

- JOSHI, Anup R., Eric DINERSTEIN, Eric WIKRAMANAYAKE, Michael L. ANDERSON, David OLSON, Benjamin S. JONES, John SEIDENSTICKER, Susan LUMPKIN, Matthew C. HANSEN, Nigel C. SIZER, Crystal L. DAVIS, Suzanne PALMINTERI a Nathan R. HAHN, 2016. Tracking changes and preventing loss in critical tiger habitat. *Science Advances* [online]. **2**(4). ISSN 23752548. Dostupné z: doi:10.1126/sciadv.1501675
- JURCZYSZYN, Mirosław, 1995. Population density of *Myoxus glis* (L.) in some forest biotops. 265–271.
- JURCZYSZYN, Mirosław, 2007. Hibernation cavities used by the edible dormouse, *Glis glis* (Gliridae, Rodentia). *Folia Zoologica*. **56**(2), 162–168. ISSN 01397893.
- JURCZYSZYN, Mirosław a Ewa ZGRABCZYŃSKA, 2007. Influence of population density and reproduction on space use and spatial relations in the edible dormouse. *Acta Theriologica* [online]. **52**(2), 181–188. ISSN 00017051. Dostupné z: doi:10.1007/BF03194213
- JUŠKAITIS, R., 2001. WEIGHT CHANGES OF THE COMMON DORMOUSE (*Muscardinus avellanarius* L.) DURING THE YEAR IN LITHUANIA. *Trakya University Journal of Scientific Research* [online]. **2**(2), 79–83. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/profile/Rimvydas\\_Juskaitis2/publication/256094027\\_Weight\\_changes\\_of\\_the\\_common\\_dormouse\\_\(Muscardinus\\_avelanarius\\_L.\)\\_during\\_the\\_year\\_in\\_Lithuania/links/00463521b7a81b652d000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Rimvydas_Juskaitis2/publication/256094027_Weight_changes_of_the_common_dormouse_(Muscardinus_avelanarius_L.)_during_the_year_in_Lithuania/links/00463521b7a81b652d000000.pdf)
- JUŠKAITIS, Rimvydas, 1997a. Ranging and movement of the common dormouse *Muscardinus avellanarius* in Lithuania. *Acta Theriologica* [online]. **42**(2), 113–122. ISSN 00017051. Dostupné z: doi:10.4098/AT.arch.97-15
- JUŠKAITIS, Rimvydas, 1997b. *Use of nestboxes by the common dormouse (Muscardinus avellanarius L.) in Lithuania*. 1997.
- JUŠKAITIS, Rimvydas, 1999. Mammals occupying nestboxes for birds in lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* [online]. **9**(3), 19–23. ISSN 16486919. Dostupné z: doi:10.1080/13921657.1999.10512296
- JUŠKAITIS, Rimvydas, 2005. The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta Theriologica* [online]. **50**(1), 43–50. ISSN 00017051. Dostupné z: doi:10.1007/BF03192617

JUŠKAITIS, Rimvydas, 2014. *The Common Dormouse Muscardinus avellanarius : Ecology , Population Structure and Dynamics* [online]. ISBN 9789986443407.

Dostupné z: doi:10.13140/RG.2.1.4566.7685

JUŠKAITIS, Rimvydas, Karolis KETURKA a Linas BALČIAUSKAS, 2020. Spatial dynamics of a hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) population at different densities. *Mammal Research* [online]. **65**(1), 49–58. ISSN 2199241X. Dostupné z: doi:10.1007/s13364-019-00452-3

JUŠKAITIS, Rimvydas a Vita ŠIOŽINYTE, 2008. Habitat requirements of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the fat dormouse (*Glis glis*) in mature mixed forest in Lithuania. *Ekologia Bratislava*. **27**(2), 143–151.

ISSN 1335342X.

KADMON, Ronen, Oren FARBER a Avinoam DANIN, 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications* [online]. **14**(2), 401–413. ISSN 10510761. Dostupné z: doi:10.1890/02-5364

KRAMER-SCHADT, Stephanie, Jürgen NIEDBALLA, John D. PILGRIM, Boris SCHRÖDER, Jana LINDENBORN, Vanessa REINFELDER, Milena STILLFRIED, Ilja HECKMANN, Anne K. SCHARF, Dave M. AUGERI, Susan M. CHEYNE, Andrew J. HEARN, Joanna ROSS, David W. MACDONALD, John MATHAI, James EATON, Andrew J. MARSHALL, Gono SEMIADI, Rustam RUSTAM, Henry BERNARD, Raymond ALFRED, Hiromitsu SAMEJIMA, J. W.

DUCKWORTH, Christine BREITENMOSER-WUERSTEN, Jerrold L. BELANT, Heribert HOFER a Andreas WILTING, 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions* [online]. **19**(11), 1366–1379. ISSN 14724642. Dostupné z: doi:10.1111/ddi.12096

KRYŠTUFEK, B. a M. ZAVODNIK, 2003. Autumn population density of the Edible dormouse (*Glis glis*) in the mixed montane forest of central Slovenia over three years. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. **49**(SUPPL. 1), 99–108. ISSN 12178837.

KRYŠTUFEK, Boris, 2010. *Glis glis* (Rodentia: Gliridae). *Mammalian Species* [online]. **42**(865), 195–206. ISSN 0076-3519. Dostupné z: doi:10.1644/865.1

- LAWSON, Callum R., Jenny A. HODGSON, Robert J. WILSON a Shane A. RICHARDS, 2014. Prevalence, thresholds and the performance of presence-absence models. *Methods in Ecology and Evolution* [online]. **5**(1), 54–64. ISSN 2041210X. Dostupné z: doi:10.1111/2041-210X.12123
- LEBL, Karin, Birgit ROTTER, Klaus KÜRBISCH, Claudia BIEBER a Thomas RUF, 2011. Local environmental factors affect reproductive investment in female edible dormice. *Journal of Mammalogy* [online]. **92**(5), 926–933. ISSN 00222372. Dostupné z: doi:10.1644/10-MAMM-A-225.1
- LEROY, Boris, Robin DELSOL, Bernard HUGUENY, Christine N. MEYNARD, Chéïma BARHOUMI, Morgane BARBET-MASSIN a Céline BELLARD, 2018. Without quality presence–absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography* [online]. **45**(9), 1994–2002. ISSN 13652699. Dostupné z: doi:10.1111/jbi.13402
- LEVY, Matt a Matt GERMONPREZ, 2017. The potential for citizen science in information systems research. *Communications of the Association for Information Systems* [online]. **40**(January 2017), 22–39. ISSN 15293181. Dostupné z: doi:10.17705/1cais.04002
- LI, Wenkai a Qinghua GUO, 2013. How to assess the prediction accuracy of species presence-absence models without absence data? *Ecography* [online]. **36**(7), 788–799. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07585.x
- LINTOTT, Chris J., Kevin SCHAWINSKI, Anže SLOSAR, Kate LAND, Steven BAMFORD, Daniel THOMAS, M. Jordan RADDICK, Robert C. NICHOL, Alex SZALAY, Dan ANDREESCU, Phil MURRAY a Jan VANDENBERG, 2008. Galaxy Zoo: Morphologies derived from visual inspection of galaxies from the Sloan Digital Sky Survey. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* [online]. **389**(3), 1179–1189. ISSN 00358711. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2966.2008.13689.x
- LIU, Canran, Graeme NEWELL a Matt WHITE, 2019. The effect of sample size on the accuracy of species distribution models: considering both presences and pseudo-absences or background sites. *Ecography* [online]. **42**(3), 535–548. ISSN 16000587. Dostupné z: doi:10.1111/ecog.03188

- LIU, Canran, Matt WHITE a Graeme NEWELL, 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. *Ecography* [online]. **34**(2), 232–243. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x
- LIU, Canran, Matt WHITE a Graeme NEWELL, 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* [online]. **40**(4), 778–789. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.1111/jbi.12058
- LOBO, Jorge M., Alberto JIMÉNEZ-VALVERDE a Raimundo REAL, 2008. AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **17**(2), 145–151. ISSN 1466822X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x
- LOISELLE, Bette A., Peter M. JØRGENSEN, Trisha CONSIGLIO, Iván JIMÉNEZ, John G. BLAKE, Lúcia G. LOHMANN a Olga Martha MONTIEL, 2008. Predicting species distributions from herbarium collections: Does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography* [online]. **35**(1), 105–116. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01779.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
- LUOTO, Miska, Raimo VIRKKALA a Risto K. HEIKKINEN, 2006. The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **0**(0), 061120101210017-??? ISSN 1466-822X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1466-822x.2006.00262.x
- MACKENZIE, Darryl I. a J. Andrew ROYLE, 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* [online]. **42**(6), 1105–1114. ISSN 00218901. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x
- MATEO, Rubén G., Thomas B. CROAT, Ángel M. FELICÍSIMO a Jesús MUÑOZ, 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Diversity and Distributions* [online]. **16**(1), 84–94. ISSN 14724642. Dostupné z: doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00617.x

- MCPHERSON, Jana M., Walter JETZ a David J. ROGERS, 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: Ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* [online]. **41**(5), 811–823. ISSN 00218901. Dostupné z: doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00943.x
- MELCORE, Ilaria, Giulia FERRARI a Sandro BERTOLINO, 2020. Footprint tunnels are effective for detecting dormouse species. *Mammal Review* [online]. **50**(3), 226–230. ISSN 13652907. Dostupné z: doi:10.1111/mam.12199
- MORRIS, P. A., P. W. BRIGHT a D. WOODS, 1990. Use of nestboxes by the Dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation* [online]. **51**(1), 1–13. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/0006-3207(90)90027-M
- MORRIS, P A a Temple Royal HOLLOWAY, 1998. „Nest-tubes“: a potential new method for controlling numbers of the edible dormouse (*Glis glis*) in plantations. 1998.
- MOUDRÝ, Vítězslav, 2015. Modelling species distributions with simulated virtual species. *Journal of Biogeography* [online]. **42**(8), 1365–1366. ISSN 13652699. Dostupné z: doi:10.1111/jbi.12552
- 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
- NADERI, Morteza, Mohammad KABOLI, Mohsen AHMADI a Boris KRYŠTUFEK, 2016. Fat dormouse (*Glis glis* L.) distribution modeling in the hyrcanian relict forests of Northern Iran. *Polish Journal of Ecology* [online]. **64**(1), 136–142. ISSN 15052249. Dostupné z: doi:10.3161/15052249PJE2016.64.1.013
- NEWMAN, Greg, Andrea WIGGINS, Alycia CRALL, Eric GRAHAM, Sarah NEWMAN a Kevin CROWSTON, 2012. The future of Citizen science: Emerging technologies and shifting paradigms. *Frontiers in Ecology and the Environment* [online]. **10**(6), 298–304. ISSN 15409295. Dostupné z: doi:10.1890/110294
- O'DONNELL, Michael S. a Drew A IGNIZIO, 2012. Bioclimatic Predictors for Supporting Ecological Applications in the Conterminous United States. *U.S Geological Survey Data Series 691*. 10. ISSN 09505849.

- PEARSON, Richard G, 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. *American Museum of Natural History*. **3**(98210), 1–50.
- PETERS, Jan, Bernard DE BAETS, Niko E.C. VERHOEST, Roeland SAMSON, Sven DEGROEVE, Piet De BECKER a Willy HUYBRECHTS, 2007. Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecological Modelling* [online]. **207**(2–4), 304–318. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.05.011
- PHILLIPS, Steven, Miroslav DUDÍK a Robert SCHAPIRE, 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. In: *Proceedings, Twenty-First International Conference on Machine Learning, ICML 2004* [online]. s. 665–662. Dostupné z: doi:10.1145/1015330.1015412
- 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
- PILASTRO, Andrea, Giacomo TAVECCHIA a Guglielmo MARIN, 2003. Long living and reproduction skipping in the fat dormouse. *Ecology* [online]. **84**(7), 1784–1792. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.1890/0012-9658(2003)084[1784:LLARSI]2.0.CO;2
- PINEDA, Eduardo a M. Jorge LOBO, 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology* [online]. 182–190. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2656.2007.0
- PLHAL, Radim, Jiří KAMLER, Zdeňek VALA, Jakub DRIMAJ a Petr SMUTNÝ, 2011. *Metodologie sčítání zvěře, studijní materiál* [online]. Dostupné z: [https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/EOPORY/Myslivosť/Methodologie\\_scitani\\_zvere.pdf](https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/EOPORY/Myslivosť/Methodologie_scitani_zvere.pdf)

- POISSON, Autumn C., Ian M. MCCULLOUGH, Kendra S. CHERUVELIL, Kevin C. ELLIOTT, Jo A. LATIMORE a Patricia A. SORANNO, 2019. Quantifying the contribution of citizen science to broad-scale ecological databases. *Frontiers in Ecology and the Environment* [online]. 1–8. ISSN 15409309. Dostupné z: doi:10.1002/fee.2128
- 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
- RAES, Niels a Hans TER STEEGE, 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* [online]. **30**(5), 727–736. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x
- 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
- RUSHTON, S. P., S. J. ORMEROD a G. KERBY, 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* [online]. **41**(2), 193–200. ISSN 00218901. Dostupné z: doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00903.x
- SANTOS, Bernardo F. a João Paulo M. HOPPE, 2018. Filling gaps in species distributions through the study of biological collections: 415 new distribution records for Neotropical Cryptinae (Hymenoptera, Ichneumonidae). *Revista Brasileira de Entomologia* [online]. **62**(4), 288–291. ISSN 18069665. Dostupné z: doi:10.1016/j.rbe.2018.09.001
- SASAKI, Yutaka, 2007. The truth of the F-measure. *Teach Tutor mater* [online]. 1–5. Dostupné z: <http://www.cs.odu.edu/~mukka/cs795sum09dm/Lecturenotes/Day3/F-measure-YS-26Oct07.pdf>
- SCARAVELLI, Dino a G Aetano ALOISE, 1995. Predation on dormice in Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* [online]. **6**(1–2). ISSN 1825-5272. Dostupné z: doi:10.4404/hystrix-6.1-2-4036



- ŚCIŃSKI, M. a Z. BOROWSKI, 2008. Spatial organization of the fat dormouse (*Glis glis*) in an oak-hornbeam forest during the mating and post-mating season. *Mammalian Biology* [online]. **73**(2), 119–127. ISSN 16165047. Dostupné z: doi:10.1016/j.mambio.2007.01.002
- SILVERTOWN, Jonathan, 2009. *A new dawn for citizen science* [online]. 2009. B.m.: Elsevier Ltd. ISSN 01695347. Dostupné z: doi:10.1016/j.tree.2009.03.017
- SLAVKO, Polak, 1997. *The use of caves by the edible dormouse (*Myoxus glis*) in the Slovenian karst*. 1997.
- STOKLAND, Jogeir N., Rune HALVORSEN a Bente STØA, 2011. Species distribution modelling-Effect of design and sample size of pseudo-absence observations. *Ecological Modelling* [online]. **222**(11), 1800–1809. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.025
- SUTHERLAND, William J., David B. ROY a Tatsuya AMANO, 2015. An agenda for the future of biological recording for ecological monitoring and citizen science. *Biological Journal of the Linnean Society* [online]. **115**(3), 779–784. ISSN 10958312. Dostupné z: doi:10.1111/bij.12576
- TROUT, Roger C., Sarah BROOKS a Pat MORRIS, 2015. Nest box usage by old edible dormice (*Glis glis*) in breeding and non-breeding years. *Folia Zoologica* [online]. **64**(4), 320–324. ISSN 01397893. Dostupné z: doi:10.25225/fozo.v64.i4.a5.2015
- VALDIS, P, 2003. The fat dormouse (GLIS GLIS) in Gauja National Park - The most northern locality within the species' distribution range? **49**(1909), 131–137.
- VAN PROOSDIJ, André S.J., Marc S.M. SOSEF, Jan J. WIERINGA a Niels RAES, 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* [online]. **39**(6), 542–552. ISSN 16000587. Dostupné z: doi:10.1111/ecog.01509
- VANDERWAL, Jeremy, Luke P. SHOO, Catherine GRAHAM a Stephen E. WILLIAMS, 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* [online]. **220**(4), 589–594. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.11.010

WALSH, Colin G., Kavya SHARMAN a George HRIPCSAK, 2017. Beyond discrimination: A comparison of calibration methods and clinical usefulness of predictive models of readmission risk. *Journal of Biomedical Informatics* [online]. **76**(October), 9–18. ISSN 15320464. Dostupné z: doi:10.1016/j.jbi.2017.10.008

YACKULIC, Charles B., Richard CHANDLER, Elise F. ZIPKIN, J. Andrew ROYLE, James D. NICHOLS, Evan H. CAMPBELL GRANT a Sophie VERAN, 2013. Presence-only modelling using MAXENT: When can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution* [online]. **4**(3), 236–243. ISSN 2041210X. Dostupné z: doi:10.1111/2041-210x.12004

YARNELL, Richard W., Marina PACHECO, Ben WILLIAMS, Jessica L. NEUMANN, David J. RYMER a Philip J. BAKER, 2014. Using occupancy analysis to validate the use of footprint tunnels as a method for monitoring the hedgehog *Erinaceus europaeus*. *Mammal Review* [online]. **44**(3–4), 234–238. ISSN 13652907. Dostupné z: doi:10.1111/mam.12026

YEE, M.H., J. Md. YUNOS, W. OTHMAN, R. HASSAN, T.K. TEE a Mimi Mohaffyza MOHAMAD, 2015. Disparity of Learning Styles and Higher Order Thinking Skills among Technical Students. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* [online]. **204**(August), 143–152. ISSN 18770428. Dostupné z: doi:10.1016/j.sbspro.2015.08.127

#### **Použitá data:**

AOPK ČR @2021a. *Nálezová databáze ochrany přírody* [online], [cit. 2020, 10.30], dostupné z: <https://portal.nature.cz/nd/>

ARCDATA PRAHA S.R.O. @2016. *ArcČR 500: digitální vektorová geografická databáze České republiky, zpracována na úrovni podrobnosti 1 : 500 000* [online], [cit. 2021, 01.25], dostupné z: <https://www.arccdata.cz/produkty/geograficka-data/arccr-500>

ČSÚ @2016. *Počet obyvatel v obcích - k 1.1.2016* [online], [cit. 2020.01.03], dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/pocet-obyvatel-v-obcich>

ČÚZK @2016. *Databáze Data200: digitální geografický model území České republiky (ČR) odpovídající přesnosti a stupněm generalizace měřítku 1:200 000* [online], [cit. 2020.01.03], dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(j4huiuuq33iut1kmiaeovj52\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=mapy\\_data200&text=dSady\\_mapyData200&head\\_tab=sekce-02-gp&menu=229](https://geoportal.cuzk.cz/(S(j4huiuuq33iut1kmiaeovj52))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=mapy_data200&text=dSady_mapyData200&head_tab=sekce-02-gp&menu=229)

### **Použitý software:**

BROWN, Jason L., Joseph R. BENNETT a Connor M. FRENCH @2017.

SDMtoolbox 2.0: The next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ* [online], [cit. 2020.01.03], dostupné z: [doi:10.7717/peerj.4095](https://doi.org/10.7717/peerj.4095)

ESRI @2021. *ArcMap: Geographical Information System Software* [online], [cit. 2020.01.03], dostupné z: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/>

PHILLIPS, Steven J., @2017. *Maxent: software for species habitat modeling* [online], [cit. 2020.03.01], dostupné z: [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/)

POSTGRESQL GLOBAL DEVELOPMENT GROUP @2021. *PostgreSQL: object-relational database management system* [online], [cit. 2020.11.17], dostupné z: <https://www.postgresql.org/>

PYTHON SOFTWARE FOUNDATION @2021. *Python: An interpreted, interactive, object-oriented programming language* [online], [cit. 2020.11.17], dostupné z: <https://www.python.org/>

R CORE TEAM @2021. *R: A language and environment for statistical computing* [online], [cit. 2020.02.15], dostupné z: <https://www.r-project.org/>

## Přílohy

### Obrázky:

Obrázek 1: Plšík lískový (Mückstein P.; Plšík lískový) (online) [cit. 2021.01.27], dostupné z: <http://www.bio-foto.com/displayimage-2446.html>

Obrázek 2: Plch velký (Hlásek L.: Plch velký – tajemný obyvatel našich lesů) (online) [cit. 2021.01.27], dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/plch-velky-tajemny-obyvatel-nasich-lesu#>

Obrázek 3 : Ukázka vyhledáním kořene klíčového slova při vyhodnocení poznámek záznamů

Obrázek 4: Znázornění záznamů plšíka lískového pomocí různých přesností záznamů

Obrázek 5: Znázornění záznamů plcha velkého pomocí různých přesností záznamu

Obrázek 6: Ukázka uživatelského rozhraní modelovacího programu MAXENT 3.4.4

Obrázek 7: Model odhadu distribuce plcha velkého s využitím záznamů bez rozdílů přesností

Obrázek 8: Ukázka AUC-ROC křivky pro plšíka lískové se záznamy s přesností o hodnotě 1

Obrázek 9: Model odhadu distribuce plcha velkého založený na zaznamenání jeho hlasového projevu pro rok 2015 - 2016 (Adamík et al. 2019)

Obrázek 10: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého se záznamy o přesnosti 0–50

Obrázek 11: Rozšíření plšíka lískového v ČR v letech 1950 až 2011 (Anděra 2011)

Obrázek 12: Výsledek modelu distribuce plšíka lískového s veškerými přesnostmi bez hodnoty 1

Obrázek 13: Tzv. „response curve“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu s využitím veškerých hodnot přesností záznamů plcha velkého

## Tabulky:

Tabulka 1: Porovnání hodnot garance mezi jednotlivými druhy

Tabulka 2: Znázornění některých poznámek a jejich počtů v záznamech plšíka lískového

Tabulka 3: Znázornění vybraných druhů poznámek a jejich počtů v záznamech plcha velkého

Tabulka 4: Porovnání počtu různých hodnot přesností mezi oběma druhy

Tabulka 5: Korelační matice využitých prediktorů

Tabulka 6: Znázornění procentuálního vlivu prediktorů při využití různých hodnot přesností na výsledek modelů plšíka lískového

Tabulka 7: Znázornění procentuálního vlivu prediktorů při využití různých hodnot přesností na výsledek modelů plch velkého

Tabulka 8: Porovnání hodnot křivky AUC-ROC mezi oběma druhy

## Seznam příloh:

Příloha 1: Mapa porovnání umístění záznamů plšíka lískového a plcha velkého v Nálezové databázi ochrany přírody

Příloha 2: Výsledek modelu odhadu distribuce plšíka lískového bez rozdělení přesností

Příloha 3: Výsledek modelu odhadu distribuce plšíka lískového s přesnostmi 0

Příloha 4: Výsledek modelu odhadu distribuce plšíka lískového s přesnostmi 1

Příloha 5: Výsledek modelu odhadu distribuce plšíka lískového s přesnostmi 0–50

Příloha 6: Výsledek modelu distribuce odhadu plšíka lískového s přesnostmi 1–50

Příloha 7: Výsledek modelu distribuce plcha velkého bez rozdělení přesností

Příloha 8: Výsledek modelu distribuce plcha velkého s veškerými přesnostmi bez hodnoty 1

Příloha 9: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého s přesnostmi 0

Příloha 10: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého s přesnostmi 1

Příloha 11: Výsledek modelu distribuce odhadu plcha velkého s přesnostmi 1–50

Příloha 12: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru svažitosti terénu modelu odhadu distribuce plšíka lískového při různých hodnotách přesností

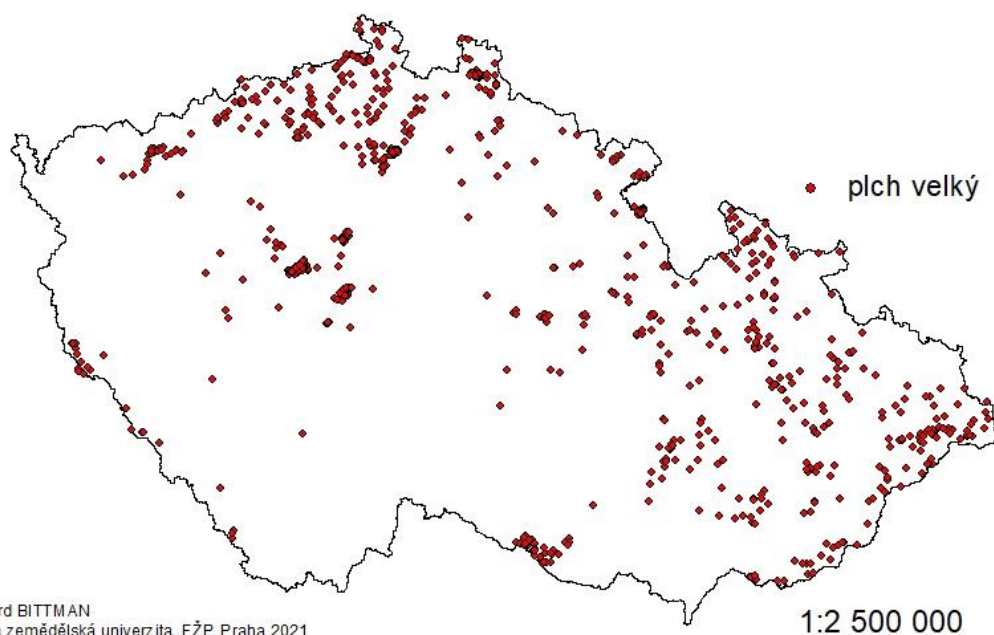
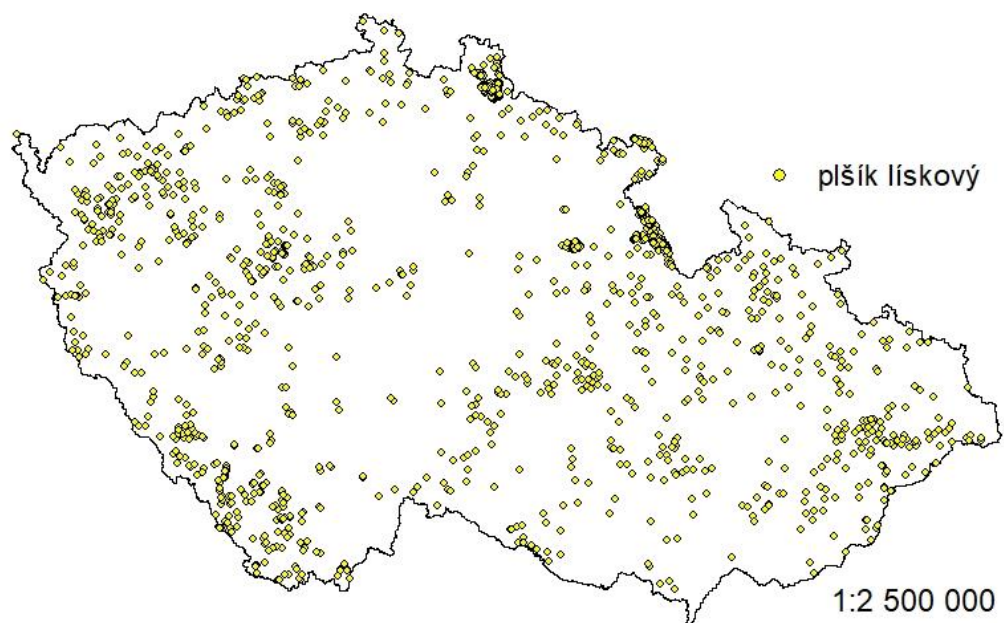
Příloha 13: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí modelu odhadu distribuce plšíka lískového při různých hodnotách přesností

Příloha 14: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu odhadu distribuce plšíka lískového při různých hodnotách přesností

Příloha 15: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru svažitosti terénu modelu odhadu distribuce plcha velkého při různých hodnotách přesností

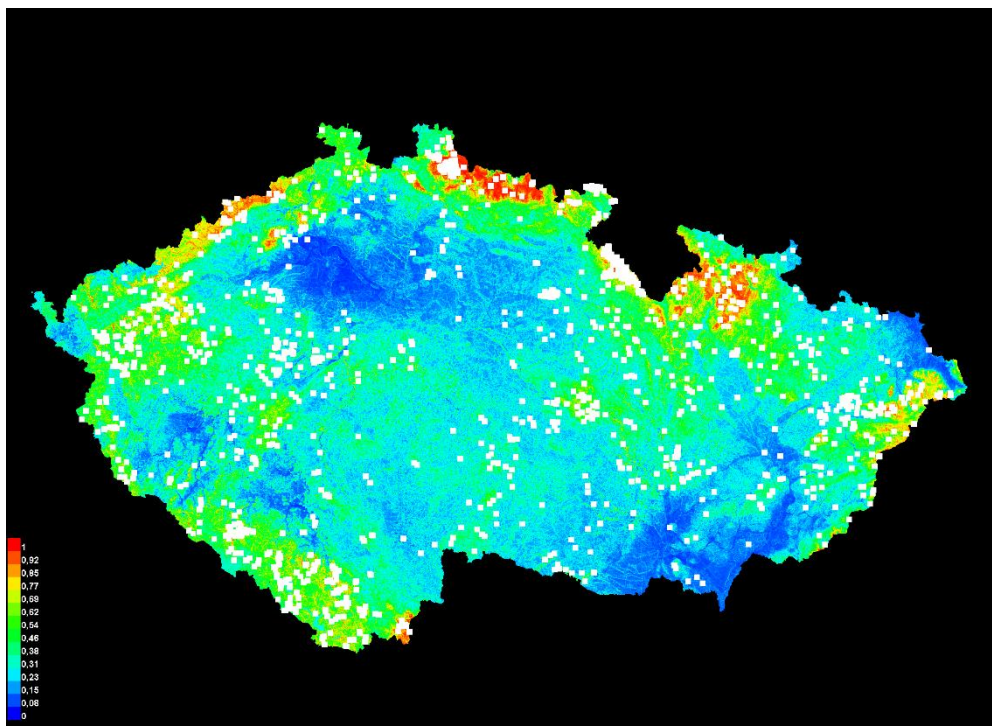
Příloha 16: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu odhadu distribuce plcha velkého při různých hodnotách přesností

## Porovnání prostorové distribuce záznamů plšika lískového a plcha velkého v Nálezové databázi ochrany přírody

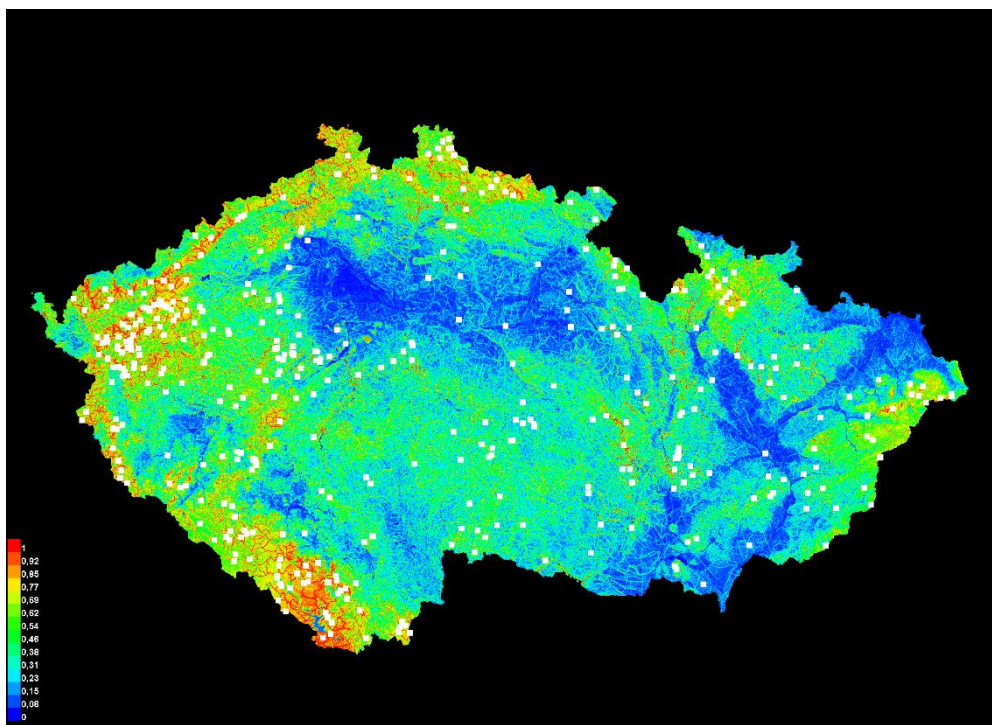


Richard BITTMAN  
Česká zemědělská univerzita, FŽP, Praha 2021  
Software: ArcGIS 10.7.1  
Souřadnicový systém: S-JTSK Krovak East North  
Zdroj dat: AOPK ČR [online]  
Dostupné z: <https://portal.nature.cz/nd/> [online] k 30.10.2020

*Příloha 1: Mapa porovnání umístění záznamů plšika lískového a plcha velkého v Nálezové databázi ochrany přírody*

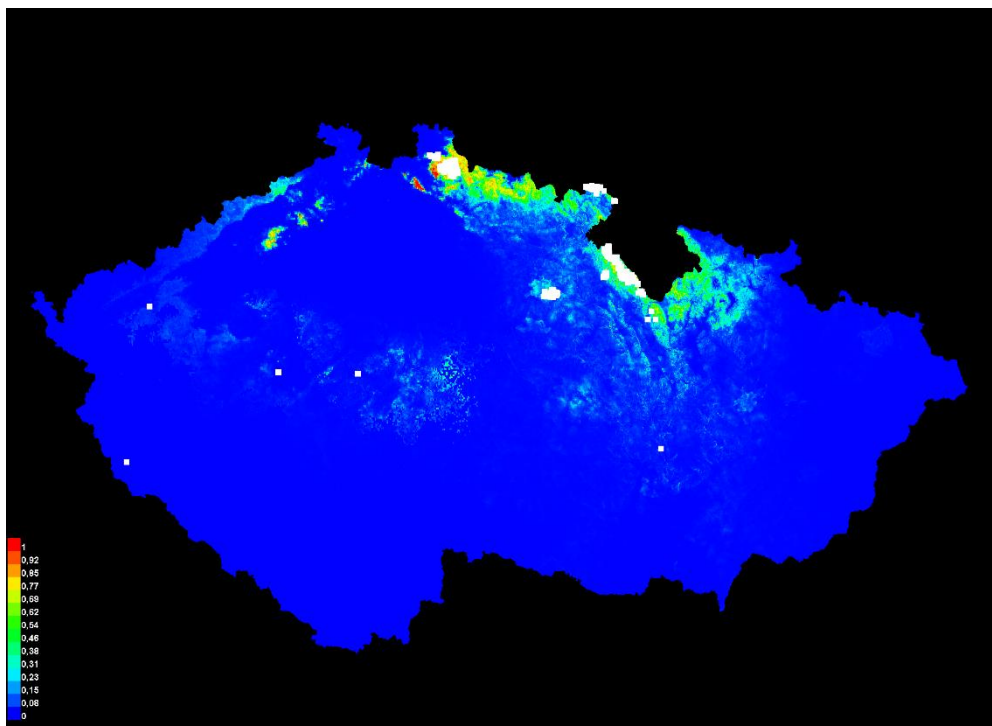


*Příloha 2: Výsledek modelu odhadu distribuce plšika lískového bez rozdělení přesnosti*

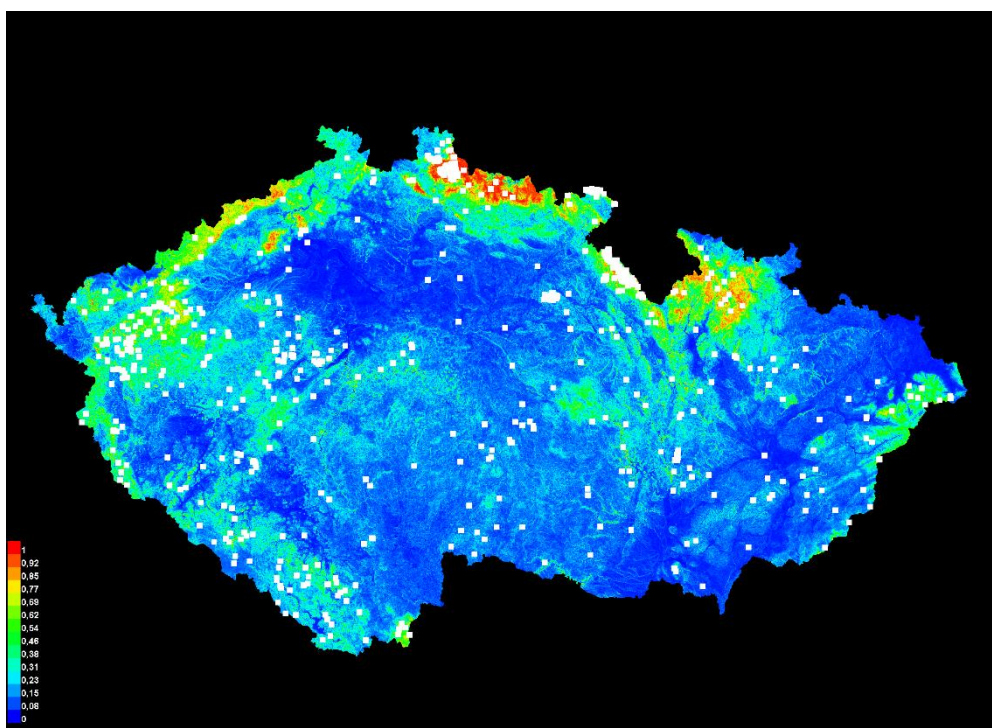


*Příloha 3: Výsledek modelu odhadu distribuce plšika lískového s přesnostmi 0*

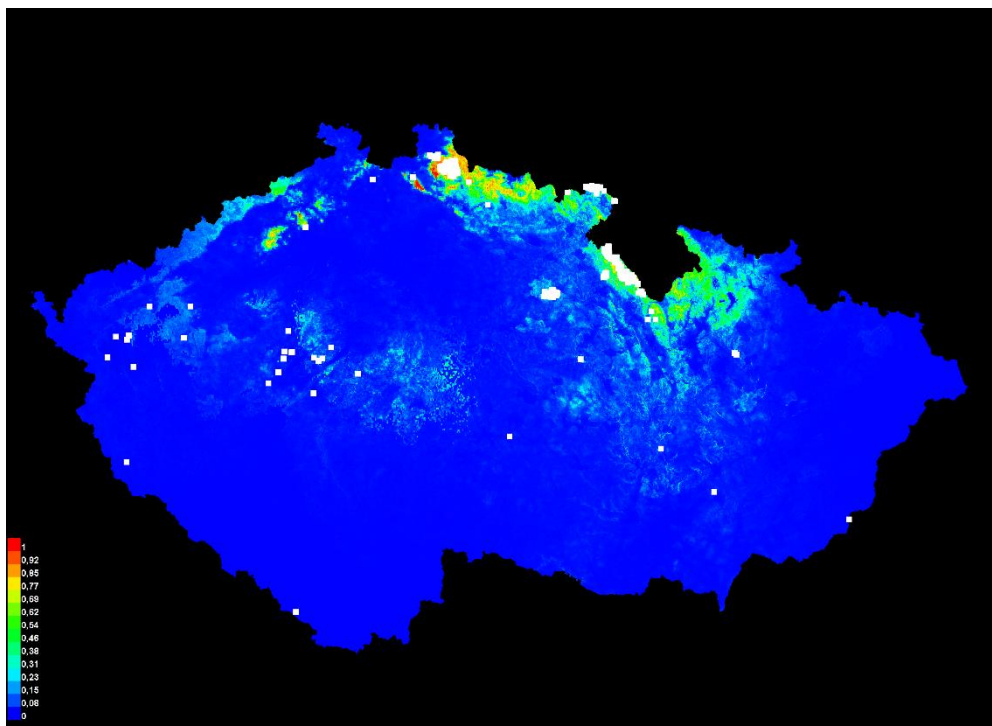




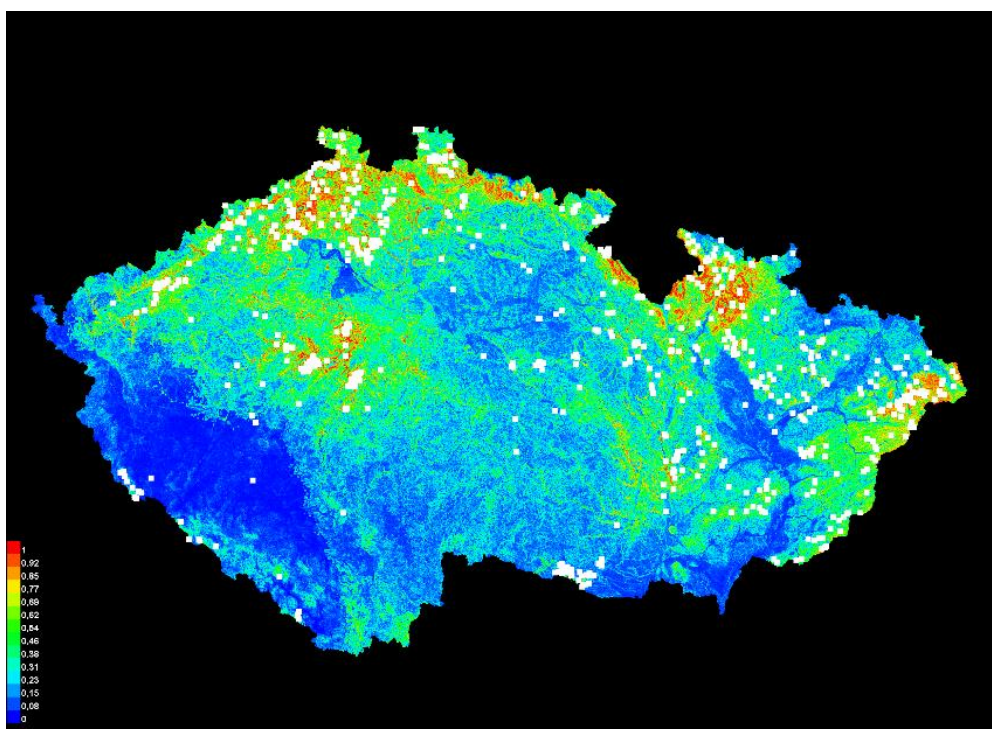
*Příloha 4: Výsledek modelu odhadu distribuce plšika lískového s přesnostmi 1*



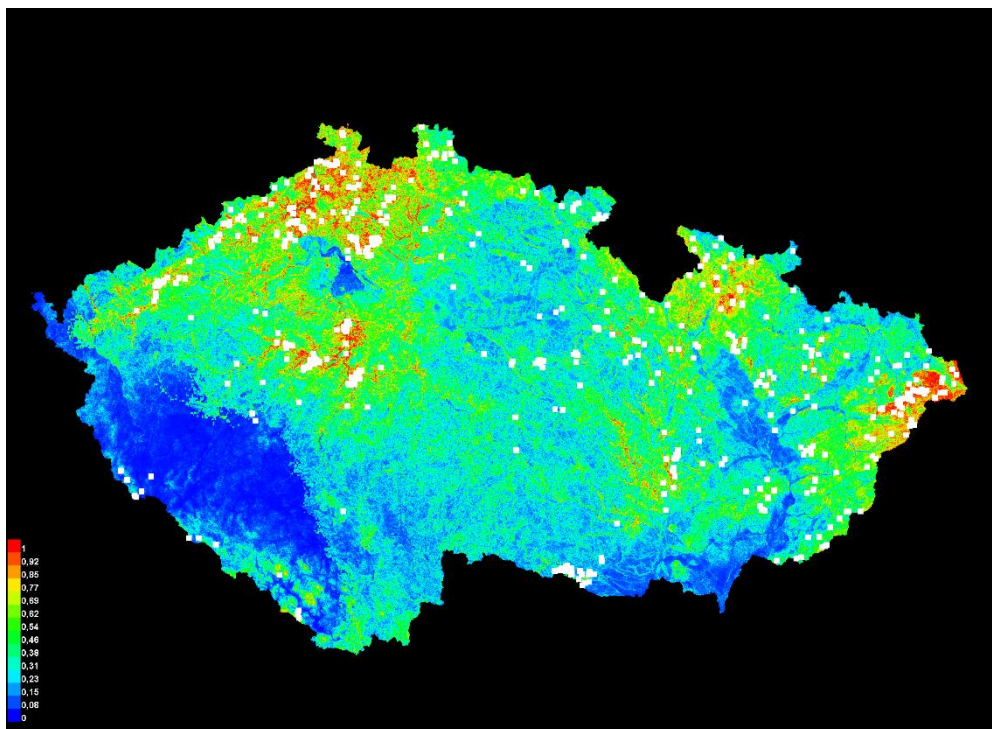
*Příloha 5: Výsledek modelu odhadu distribuce plšika lískového s přesnostmi 0–50*



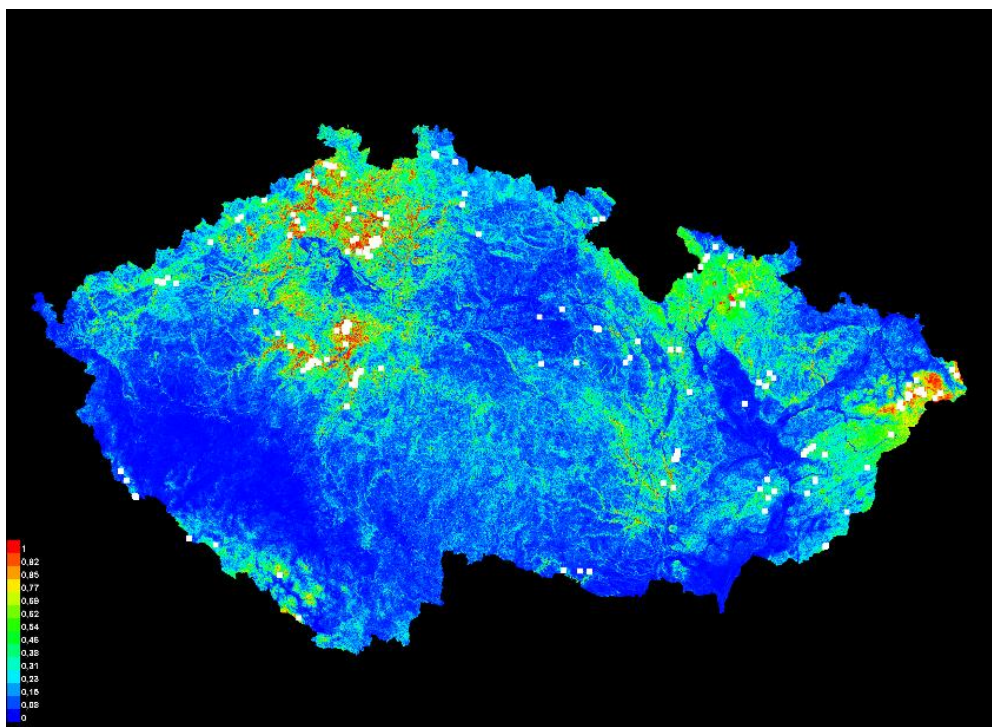
*Příloha 6: Výsledek modelu distribuce odhadu plšika lískového s přesnostmi 1–50*



*Příloha 7: Výsledek modelu distribuce plcha velkého bez rozdělení přesností*

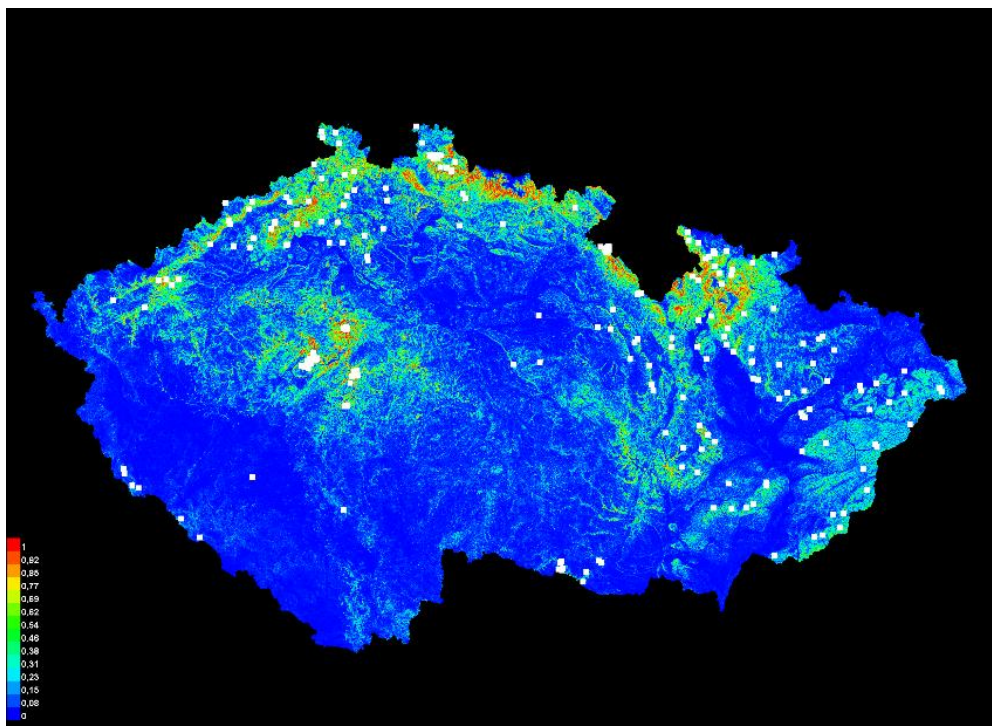


*Příloha 8: Výsledek modelu distribuce plcha velkého s veškerými přesnostmi bez hodnoty 1*

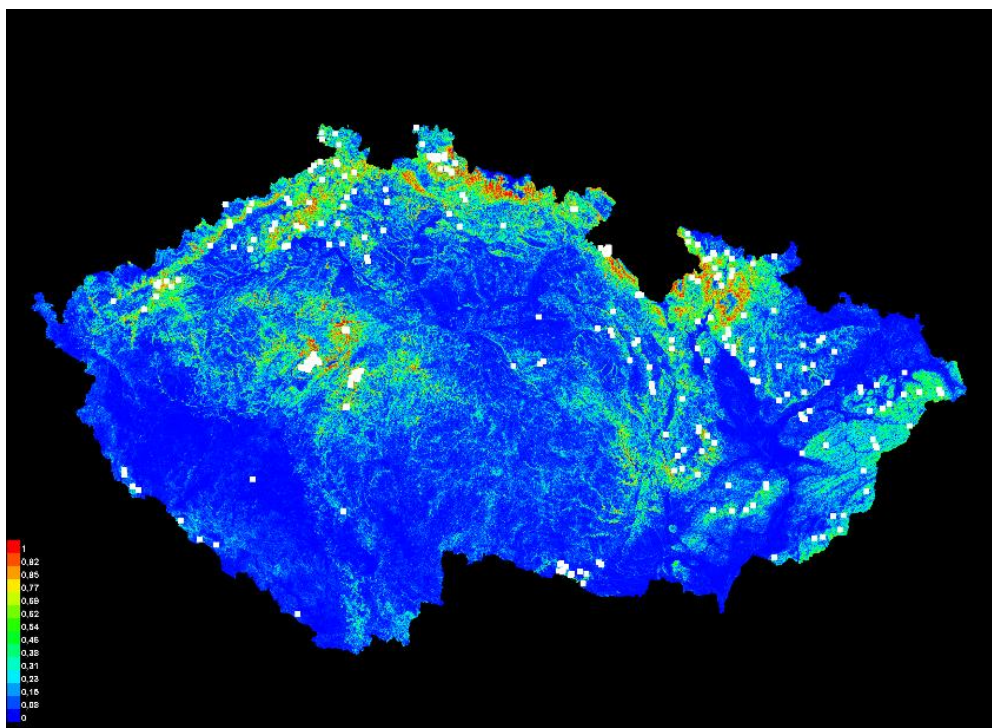


*Příloha 9: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého s přesnostmi 0*

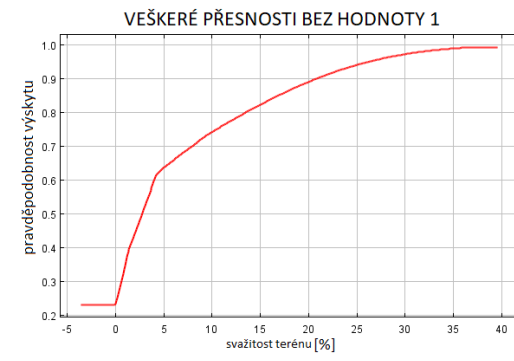
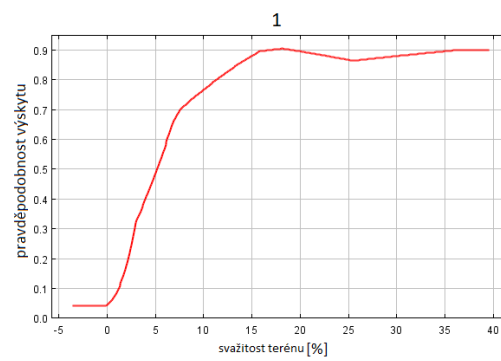
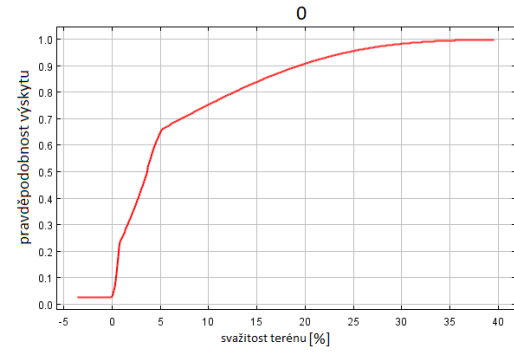
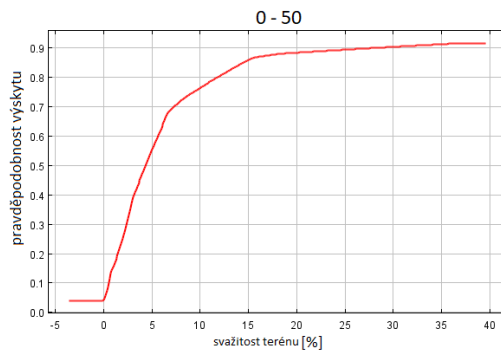
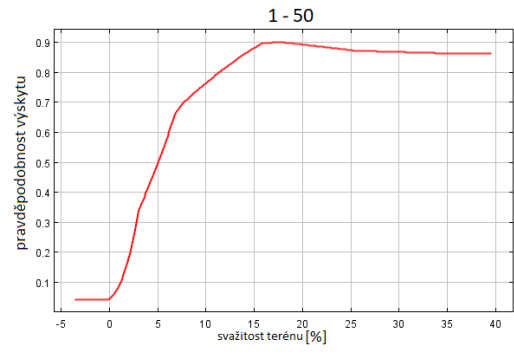
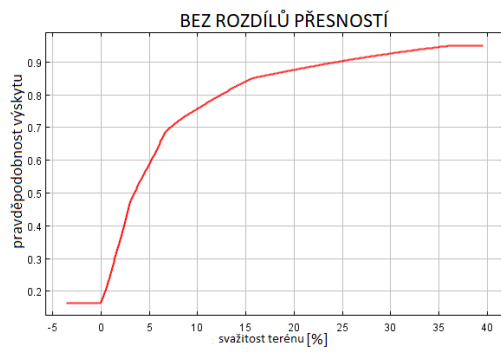




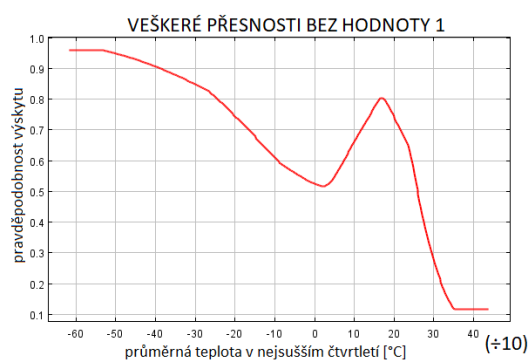
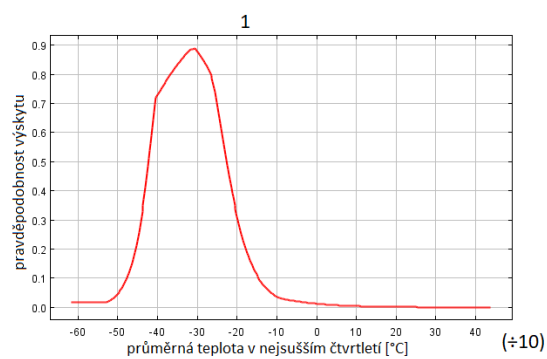
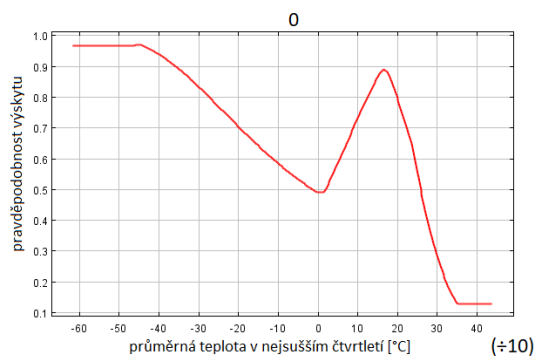
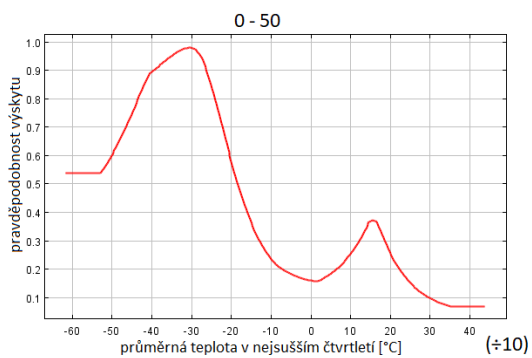
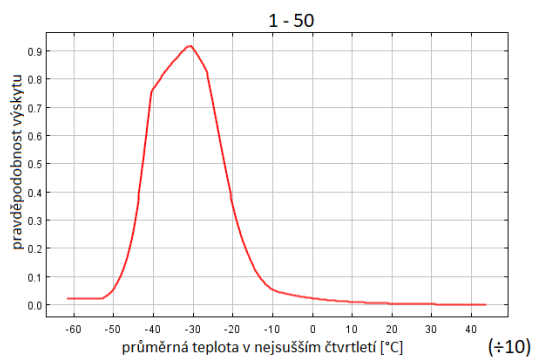
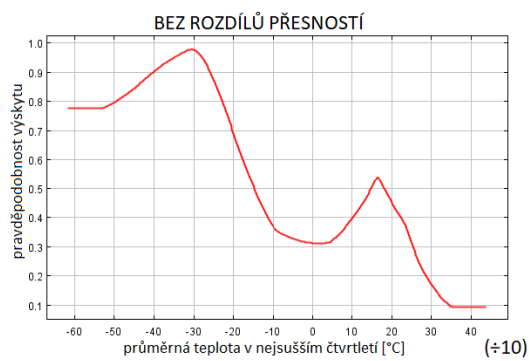
*Příloha 10: Výsledek modelu odhadu distribuce plcha velkého s přesnostmi 1*



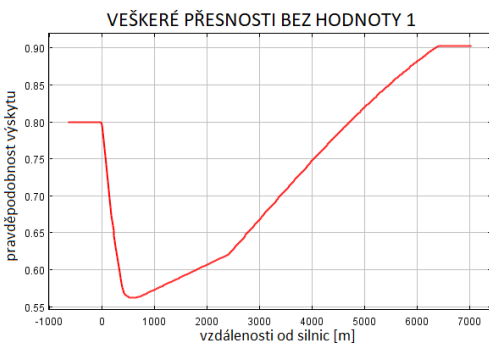
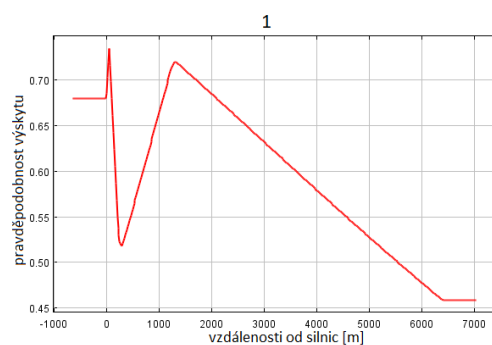
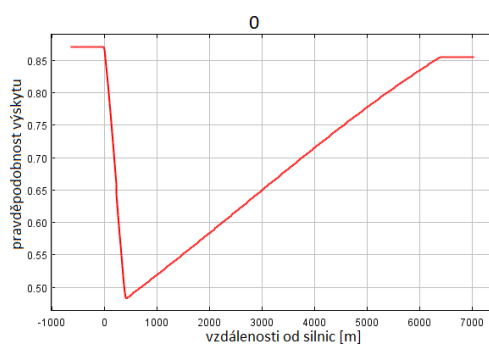
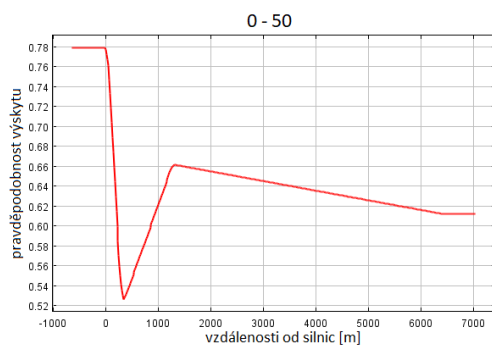
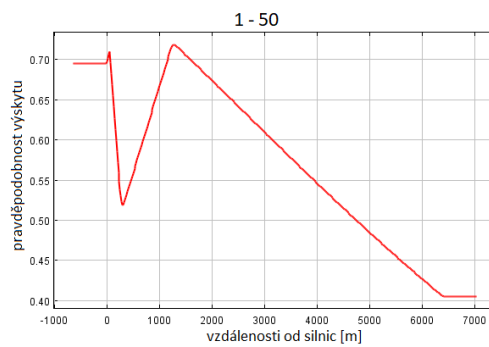
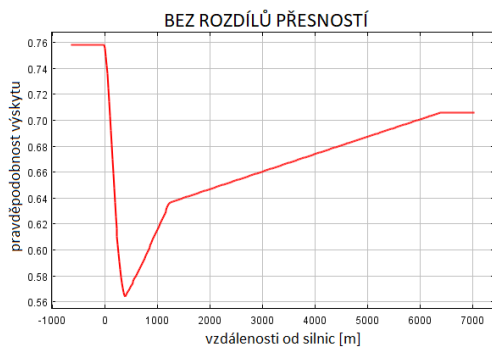
*Příloha 11: Výsledek modelu distribuce odhadu plcha velkého s přesnostmi 1–50*



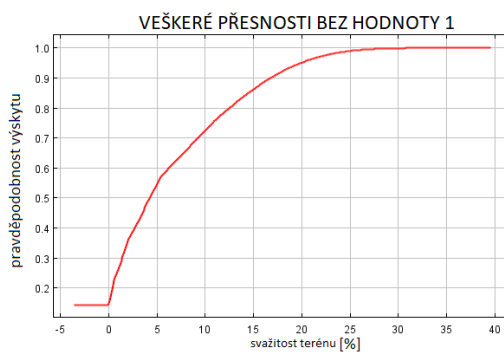
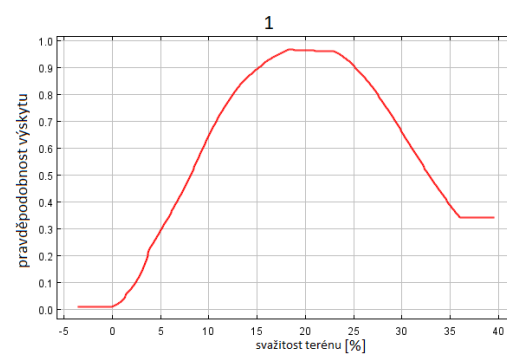
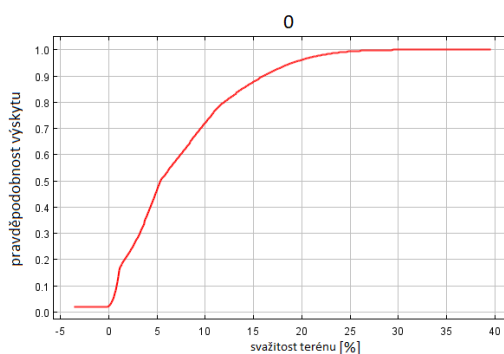
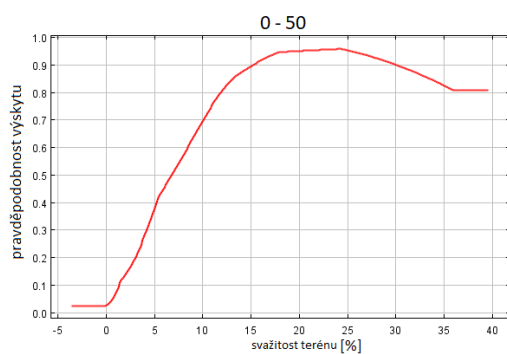
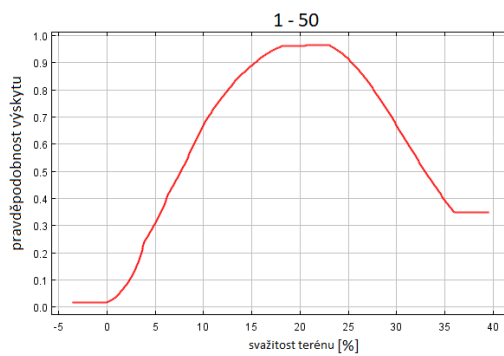
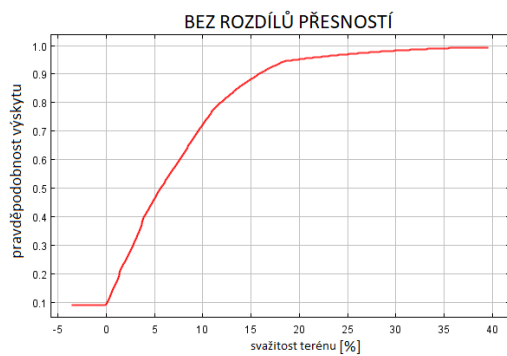
*Příloha 12: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru svažitosti terénu modelu odhadu distribuce plšika lískového při různých hodnotách přesností*



Příloha 13: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru průměrné teploty v nejsušším čtvrtletí modelu odhadu distribuce plšika liskového při různých hodnotách přesnosti

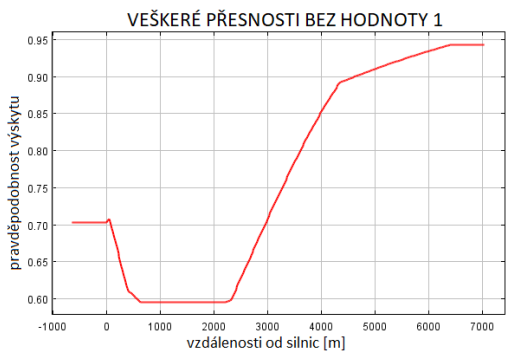
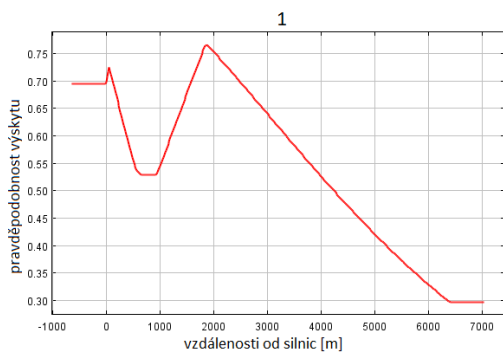
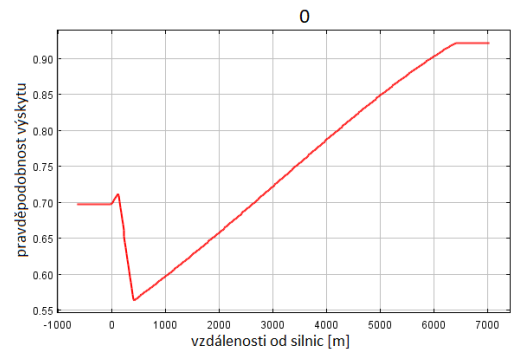
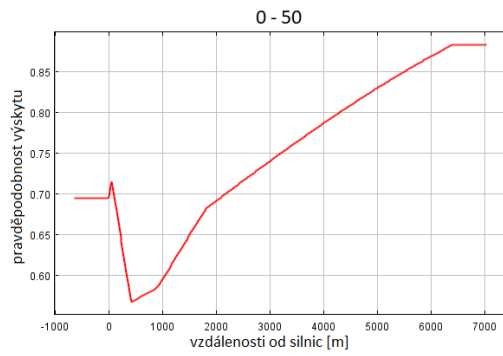
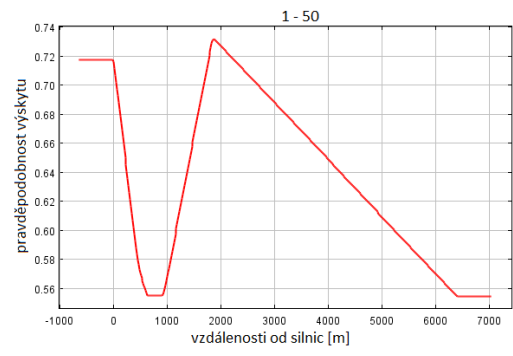
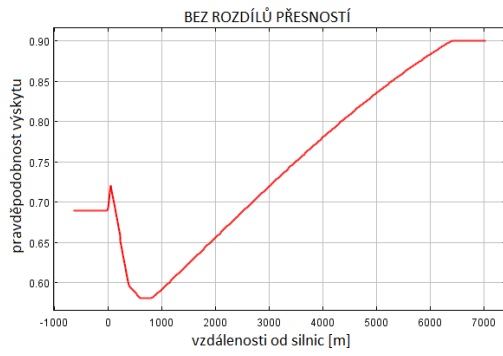


Příloha 14: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu odhadu distribuce plšika lískového při různých hodnotách přesností



*Příloha 15: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru svažitosti terénu modelu odhadu distribuce plcha velkého při různých hodnotách přesností*





Příloha 16: Ukázka vlivu tzv. „response curves“ prediktoru vzdálenosti od silnic modelu odhadu distribuce plcha velkého při různých hodnotách přesností