

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



Fakulta životního
prostředí

Modelování výskytu čejky chocholaté *Vanellus vanellus* v ČR
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Markéta Chaloupková
Vedoucí práce: prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr.

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Markéta Chaloupková

Ochrana přírody

Název práce

Modelování výskytu čejky chocholaté *Vanellus vanellus* v ČR

Název anglicky

Distribution modeling of the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in the Czech Republic

Cíle práce

- Zpracovat rešerši o ekologických nárocích čejky chocholaté.
- Vytvořit prediktivní model výskytu čejky chocholaté v ČR s využitím dat mapování hnízdního výskytu v letech 2009-2014 a posoudit jeho validitu.
- Výsledek modelu prezentovat ve formě mapových výstupů (predikčních map) pro celou Českou republiku.

Metodika

Z výskytových dat vypracovat model s použitím vybraných environmentálních podmínek prostředí ovlivňujících výskyt druhu; využít přitom data dostupná ve formě geodat v GIS (prediktory). Pro modelování vybrat odpovídající algoritmus vhodný pouze pro prezenční data. Hlavním výstupem modelovacího procesu bude predikční mapa s pravděpodobností potenciálního výskytu druhu v rozmezí 0 – 1 pro každou buňku rastru. Pro další analýzy převést kontinuální rastr pravděpodobnosti do binární podoby. Do binární podoby bude každý model převeden pomocí dvou typů threshold – hodnoty pravděpodobnosti, která bude vymezovat hranici mezi predikovaným výskytem a nevýskytem. Jedna bude pro účely vytipování tzv. hotspots, tedy velmi vysoké pravděpodobnosti a to 75 %. Druhý threshold bude doporučen přímo modelem ve výsledných statistických výpočtech.

Doporučený rozsah práce

cca 35 stran

Klíčová slova

modelování distribuce druhů, čejka chocholátá, *Vanellus vanellus*, SDM, ekologická nika, GIS, MaxEnt

Doporučené zdroje informací

Herzon I. & Helenius J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171-1183

Roche D.V., Cardilini P.A., Lees D., Maguire G.S., Dann P., Sherman C. & Weston M.A. (2016). Human residential status and habitat quality affect the likelihood but not the success of lapwing breeding in an urban matrix. *Science of the Total Environment* 556: 189–195.

Šálek M. & Šmilauer P. (2002). Predation on northern lapwing *vanellus vanellus* nests: the effect of population density and spatial distribution of nests. *Ardea* 90 (1): 51-60.

Šťastný K., Bejček V. & Hudec K. (2006). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha, ISBN 80-86858-19-7.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Dr. Mgr. Miroslav Šálek

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

V Praze dne 03. 04. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením prof. Mgr. Miroslava Šálka, Dr. a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

Ve Skalsku 12. 4. 2017

.....

Poděkování

Tímto děkuji prof. Mgr. Miroslavovi Šálkovi, Dr. za vedení mé diplomové práce a poskytnutí nálezových dat z databáze České ornitologické společnosti. Ing. Václavovi Zámečnickovi za konzultace, Ing. Petrovi Fučíkovi, Ph.D. z Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy za poskytnutí dat a Ing. Martinovi Tejkalovi, PhD. za konzultace.

Abstrakt

Tato práce se zabývá modelováním druhové distribuce čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*). Pro modelování byla použita nalézová data z databáze ČSO (Česká společnost ornitologická) z období 2009 - 2014 z celého území České republiky ve formě vektorových GIS souborů a geodata obsahující environmentální podmínky prostředí, které výskyt čejky ovlivňují. Jednalo se o nadmořskou výšku, krajinný pokryv, svažitosť, vzdálenost od osídlení, vzdálenost od vodních ploch a toků, vzdálenost od lesů. Klimatické prediktory (průměrná roční teplota a průměrné roční srážky) byly z finálního modelu vyřazeny kvůli vysoké korelaci s nadmořskou výškou. Pro zodpovězení otázky, kde by se mohly nalézat další území s požadovanými podmínkami pro výskyt čejek, jsem vytvořila pět modelů pro celé území ČR. Do čtyř modelů byla zahrnuta data, která se drobně odlišovala charakterem podmínek prostředí nebo početností v lokalitě. Pro dva modely byla vybrána data splňující podmínky pro zařazení lokalit do agroenvi programu a dva modely zahrnovaly všechny vhodné podmínky pro výskyt čejek. Pátý model zahrnoval všechna vstupní data. Pro modelování potenciální distribuce druhu v ČR jsem vybrala algoritmus MaxEnt a vytvořila predikční model. Pro další analýzy jsem převedla rastr z kontinuální predikce (od 0 až 100 procent pravděpodobnosti) na binární predikci pomocí threshold a zjistila tak území s potenciálně vysokou pravděpodobností výskytu čejky, tzv. hot spots. Dále jsem zjistila rozlohu území v rámci ČR, které má dle modelů vhodné podmínky pro výskyt čejek ale doposud zde nebyla zjišťována přítomnost či nepřítomnost čejek.

Klíčová slova: modelování distribuce druhů, čejka chocholátá, *Vanellus*, SDM, ekologická nika, GIS, MaxEnt

Abstract

This thesis deals with modeling of potential distribution of the Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) in the Czech Republic. I used species' occurrence data from database of the CSO (Czech Society for Ornithology), from the period 2009 - 2014 of the entire territory of the Czech Republic in the form of vector GIS files. Environmental conditions were extracted from the Corine Land Cover 2012 and U.S. Geological Survey in the form of geodata. They include altitude, land cover, slope, distance from the settlement, distance from water bodies and distance from the woods. Climatic predictors (the average annual temperature and mean annual precipitation) were discarded from the final model due to high correlation with altitude. To answer the question, where could be found another area with suitable conditions for occurrence of Northern Lapwings, I created five models for the entire area of the Czech Republic. Four models included data with variety of the character of environmental conditions or abundance in the area. Data fulfilling the conditions for inclusion of sites in the Agrienvironmental measure for lapwings on arable land were selected into two models. Presence data connected with all favorable conditions for the occurrence of Northern Lapwings were included in two another models. The fifth model included all presence data. I chose Maxent algorithm for modeling the potential distribution and created predictive models. For further analysis I transferred raster of continuous prediction (from 0 to 100% probability) to the binary prediction using a threshold to determine areas with potentially high probability of presence lapwings, so called hotspots. Then I found an area within the territory of the Czech Republic with suitable conditions for the occurrence of Northern Lapwings but so far there hasn't been a research for presence or absence of Northern Lapwings. The outcome of the analysis is presented in the form of map outputs of potential occurrence of the northern lapwings for the entire area of the Czech Republic.

Key words: species distribution modeling, northern lapwing, SDM, ecological niche, GIS, MaxEnt

Obsah

1. Úvod	9
1.1 Cíle práce	9
2. Literární rešerše	10
2.1 Čejka chocholatá (<i>Vanellus vanellus</i>) – charakteristika druhu	10
2.2 Intenzifikace zemědělství	11
2.3 Odvodňování pozemků	12
2.4 Predace	13
3. Metodika	16
3.1 Získání dat a jejich úprava	16
3.1.1. Data o výskytu	16
3.1.2. Prediktory	17
3.2 Výběr prediktorů	19
3.3 Nastavení modelu a výpočet	20
3.4 Vyhodnocení výsledků	20
4.4. Predikční model pro Českobudějovickou pánev s melioracemi	21
4. Výsledky	22
5. Diskuze	27
6. Závěr	30
7. Přehled literatury a zdrojů	31
7.1 Literární zdroje	31
7.2 Internetové zdroje	36
8. Přílohy	37

1. Úvod

Čejka chocholátá je jedním z nejvíce ubývajících ptačích druhů v ČR (Zámečník et al. 2016). Podle odhadů ČSO se v současnosti v ČR nachází kolem 6 000 párů (Šálek in verb 2016). V nálezové databázi ČSO (<http://birds.cz/avif/>) je zatím evidováno 3 000 párů. Tato práce se zabývá vytvořením predikčního modelu výskytu čejky pro celou ČR, který by mohl pomoci vytipovat dosud neprozkoumaná místa, na kterých by se mohly čejky také vyskytovat. V případě potvrzeného výskytu čejek a při splnění určitých podmínek mohou být nově objevené lokality považovány za vhodné kandidáty pro zahrnutí do programu „Ochrana čejky chocholáté na orné půdě“, což je jedno z nových podopatření AEKO - Agroenvironmentálně-klimatické opatření (Vejvodová 2016). V tomto programu je čejka považována za deštníkový druh, což znamená, že její ochrana zastřešuje současně i ochranu dalších druhů bahňáků s podobnými ekologickými nároky, jako je např. vodouš rudonohý, břehouš černoocasý, koliha velká, skřivan polní, ťuhýk obecný, atd. Součástí programu je také změna z běžného hospodaření na vymezených plochách, která spočívá v odkladu zemědělských prací do vyvedení čejčích kuřat a poté ve výsevu speciálních směsí pro opylovače místo běžných komerčních plodin. Vzhledem k tomu, že čejka vyhledává zejména podmáčené oblasti na orné půdě, jedná se o pozemky s nízkou výnosností a je tudíž vhodné je využít pro osetí semený rostlin, které jsou bližší původní přirozené skladbě a mohou výrazně přispět k větší biodiverzitě rostlin i živočichů na vybraných plochách.

1.1 Cíle práce

- Zpracovat rešerši k ekologii a problematice výskytu čejky chocholáté
- Zjistit, zda environmentální faktory ovlivňující rozšíření čejky, jsou dostupné ve formě geodat.
- Vytvořit predikční model a ověřit jeho přesnost.
- Výsledek modelu prezentovat ve formě mapových výstupů (predikčních map) pro celou Českou republiku. Vytvořit a interpretovat mapy potenciálního výskytu s uvedením míry pravděpodobnosti od 0 do 100 %.
- Zhodnotit dosažené výsledky a využití jejich potenciálu v ochraně druhu.

2. Literární rešerše

2.1 Čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*) – charakteristika druhu

Čejka chocholátá obývá s výjimkou severovýchodní Sibiře celou palearktickou část Eurasie od Irska až po Dálný Východ. V 19. století se v Evropě rozšíření čejky místně zvyšovalo, v druhé polovině 20. století ale nastal obrat a její početnost se začala rapidně snižovat. V atlantské oblasti západní Evropy je čejka chocholátá stálý, ve vnitrozemí Evropy tažný pták. Hlavní zimoviště jsou na pobřeží západní Evropy mezi Belgií a Pyreneji, další jsou ve Středomoří. Na hnízdiště v ČR se začíná vracet již v únoru, hlavně však v březnu, odlétá v červenci až srpnu (Šťastný et al. 2006).

Čejka chocholátá je jedním z ptačích druhů naší krajiny, které nejrychleji ubývají. Čejky vymizely z mnoha oblastí úplně a na tradičních hnízdištích v jižních, východních Čechách a jižní Moravě se její stavy výrazně snížily. Její celková početnost se během druhé poloviny 20. století propadla o více než 80 %. Čejka patří do skupiny bahňáků (*Charadriiformes*), jsou tedy pro ni vhodná vlhká a podmáčená stanoviště, jejichž množství se ale v posledních desetiletích snižuje (Zámečník et al. 2016). Hlavním hnízdním prostředím čejky byly vlhčí louky v poříčních nivách v nižších polohách. Na vhodných stanovištích čejky v neobyčejně vysokých počtech hnízdily téměř v koloniích. Početnost čejky se začala prudce snižovat po roce 1945 v souvislosti se změnami zemědělského hospodaření (Šťastný et al. 2006).

Jarní zemědělské práce a stav zemědělské krajiny patří mezi nejvýznamnější faktory, které ohrožují čejky. V současné době na orné půdě hnízdí kolem 80 % čejek. Ke hnízdění vyhledávají otevřené plochy s řídkou vegetací, vlhčí a podmáčené části pole, zejména pokud je v okolí potok nebo rybník. Čejky začaly masivně využívat ornou půdu ke hnízdění během druhé poloviny 20. století kvůli odvodňování mokřadních ploch a vlhkých travních porostů (jejich tradičních hnízdišť), intenzifikaci zemědělství a používání rychlé moderní techniky (Vejvodová 2016). Kvůli brzkému hnízdění jsou však čejčí hnízda ohrožována všemi jarními pracemi na polích, jako je příprava půdy k setí, setba jařin, pojezdy techniky, atd. (Zámečník et al. 2016).

Negativní vliv na hnízdění a početnost čejek měla změna způsobu obhospodařování vlhkých luk od šedesátých let 20. století, kdy na nich ustala extenzivní pastva dobytka, která do té doby udržovala optimální výšku vegetace a současně zvyšovala nabídku potravy. Čejce také při hnízdění vyhovovalo, když se na vlhkých loukách ve vegetačním období pásli dobytek a nekosila se tráva. V současnosti je pastva na nivních loukách (tradičních hnízdištích) minimální. Při kosení luk od okrajů směrem ke středu nemají

nevzletná mláďata šanci uniknout a stávají se obětí sekaček. Hnojení a kejdování luk likviduje půdní faunu, podporuje rychlejší růst a zahuštění travního porostu, výsledný porost čejkám k hnízdění nevyhovuje a proto jej opouštějí (Zámečník et al. 2016). Potravou čejky jsou téměř výhradně drobní bezobratlí živočichové, zejména hmyz a jeho larvy (brouci, mravenci, rovnokřídlí, dvoukřídlí). Dále jsou to pavouci, kroužkovci (žížaly), měkkýši, korýši (Šťastný et al. 2006), tedy druhy, vyskytující se početněji opět přednostně na vlhkých nebo zamokřených plochách.

Roche et al. (2016) dospěli k závěru, že čejky jsou schopné při výběru hnízdiště vyhodnotit zdroje potravy a režim převažujícího antropogenního narušení. Během studie zjistili, že čejky preferovaly rozlehlější travnaté plochy s větším množstvím bezobratlých v blízkosti rekreačních chat před plochami v blízkosti trvale osídlených lokalit s vysokou intenzitou lidských aktivit.

Biofyzikální vlastnosti hnízdního stanoviště mají vliv na rozhodující faktory jako je predační tlak, efektivita a mikroklima (Martin 1998). Mikroklima je také jeden z důležitých prediktorů pro úspěšný odchov mláďat, neboť hnízdění v nevhodném mikroklimatu může narušit inkubační rytmy, což má za následek menší počet vylíhlých kuřátek a změny obvyklých činností v hnízdě, které mohou přivábit predátory (Smith et al. 2012, Weathers & Sullivan 1989). Jedním z nejvýznamnějších ekologických faktorů při výběru místa pro hnízdění je dostupnost potravy, zdroj klíčový pro přežití rodičů a odchov mláďat (Chalfoun & Martin 2007, Orians & Wittenberger 1991). Mnoho studií prokázalo, že dostupnost potravy blízko preferovaných hnízdišť má největší vliv na jejich výběr, neboť přímo ovlivňuje reprodukční úspěch (Barea 2012, Cramp & Sedinger 2011, Singh et al. 2010, Zanette et al. 2003). Vyšší potravní dostupnost také podporuje rodičovské investice do reprodukce, jako je např. velikost snůšky (Hořák et al. 2015).

2.2 Intenzifikace zemědělství

Intenzifikace zemědělství významně přispěla k všeobecnému poklesu biodiversity, zvláště dobře zdokumentované jsou negativní vlivy na ptactvo v Evropě (Robinson & Sutherland 2002, Newton 2004, Wretenberg et al. 2007, Wilson et al. 2009). Intenzifikace má za následek homogenizaci obhospodařované krajiny spojenou se sníženou heterogenitou stanovišť a sníženou dostupností hnízdních příležitostí a zdrojů potravy pro mnoho polního ptactva (Benton et al. 2003, Tschardt et al. 2005).

Např. žížaly jsou citlivé na pH půdy, které tímto významně ovlivňuje jejich rozmanitost a početnost (Edwards & Bohlen 1996, Cole et al. 2006). Půdní pH je snižováno

zemědělskými procesy, zejména používáním dusíkatých hnojiv ale i přirozeně vyplavováním vápníku a dalších kationtů z půdy. V některých oblastech je půdní pH snižováno kyselou atmosférickou depozicí způsobenou antropogenní činností (Rowell & Wild 1985).

Žížaly tvoří kolem 75 % biomasy půdní fauny v travnatých půdách mírného pásma (Bardgett & Cook 1998) a hrají klíčovou roli v udržování úrodnosti půdy. Představují přitom zdroj potravy pro ptáky zemědělské krajiny (Barnard & Thompson 1985, Wilson et al. 2009).

Žížaly jsou citlivé na pH půdy a velmi málo se jich vyskytuje v půdě, jejíž pH je nižší než 4.3 (Edwards & Bohlen 1996). McCallum et al. (2016) při studii ve Skotsku zkoumali souvislost mezi vápněním, pH půdy a potravními vzorci u kuřat čejky chocholaté, aby otestovali, zda je vápnění půdy přínosné pro ochranu a zlepšení životních podmínek ptáků hnízdících v zemědělské krajině. Zjistili, že v lokalitách vyhledávaných kuřaty čejky chocholaté, byla daleko vyšší hustota výskytu žížaly zelenavé (*Allolobophora chlorotica*), než na náhodně vybraných lokalitách. Žížala zelenavá je druh intolerantní ke kyselému prostředí a její výskyt je limitován úzkým rozmezím pH půdy. Dospěli k výsledkům, že vápnění pomohlo udržet dobrou kvalitu hnízdního prostředí pro čejku chocholatou a ostatní ptačí druhy, jejichž hlavní složkou potravy jsou žížaly a další bezobratlí. Jelikož je vápno aplikováno na povrch půdy, má větší účinek na druhy žížal žijící na povrchu a pod povrchem v horní vrstvě půdy než na žížaly hlubinné.

2. 3 Odvodňování pozemků

Odvodnění jakožto jeden druh z několika desítek prováděných melioračních opatření mělo na našem území bohatou tradici vzhledem k místním přírodním podmínkám. Např. trubkové podzemní odvodnění bylo s úspěchem a nadšením ze zvýšené produkce plodin prováděno již v druhé polovině 19. století na Třeboňsku (Vašků 2011).

Odvodnění zemědělských pozemků mělo fatální dopad v doposud nevídané míře na biodiverzitu a životní prostředí až při násilné kolektivizaci zemědělství v druhé polovině 20. století. Došlo k masivnímu rozorání 270 tis. ha luk a pastvin, 145 tis. ha mezí (odpovídající délce 800 tis. km), 35 tis. ha lesíků, hájků a remízků ve volné krajině, 120 tis. km polních cest a bylo odstraněno 30 tis. km liniové zeleně. Při direktivně řízené násilné koncentraci zemědělské plochy vznikaly neúměrně velké pozemky s půdami se sníženou retencí srážkové vody a s velkou náchylností k tvorbě povrchového odtoku a eroze. Byly

prováděny velkoplošné odvodňovací úpravy nepřírozně velkých pozemkových bloků pomocí krytých zatrubněných kanálů (Vašků 2011).

Odvodňovací otevřené příkopy však nelze vždy považovat za prvek působící jen negativně na habitat živočichů a ekologickou kvalitu krajiny. V zahraničí byly provedeny četné studie na toto téma, např. Marja a Herzon (2012) provedli studii, jejíž výsledkem bylo, že odvodňovací příkopy ovlivňují výskyt různých druhů polního ptactva v závislosti na typu okolního prostředí.

Dle dalších studií je pro ptáky žijící v zemědělské krajině síť odvodňovacích kanálů důležitým faktorem pro jejich výskyt a početnost (Hinsley & Bellamy 2000, Herzon & Helenius 2008). Úbytek těchto příkopů znamená i ztrátu břehových okrajů, jež jsou důležitým habitatem pro různé druhy bezobratlých, které jsou potravou pro ptáky (Butler et al. 2010, Eglington et al. 2010).

Vlhkost půdy v oblasti také závisí ve větší míře na tom, zda jsou přítomny otevřené příkopy nebo podpovrchové odvodňovací trubky. U otevřených příkopů dále záleží na typu půdy, u rašeliných půd lze počítat s postraním prosakováním vody do polí, zatímco u jílovitých zemí je hydraulická vodivost nízká. Vlhká a měkká půda je životně důležitá pro hnízdění bahňáků (Eglington et al. 2009). Odvodnění snižuje propustnost půdy a tím přístup ptáků k jejich kořisti – bezobratlým živočichům (Ausden et al. 2001). Ekologická hodnota příkopů spočívající v poskytování potravních zdrojů je relativní a je dána jejich vlastnostmi, jako je velikost, délka příkopů, typ porostu na březích (Davey et al. 2010), skladba pole v oblasti (druh plodiny a s tím spojený způsob obhospodařování) a struktura okolní krajiny (Arnold 1983). Z několika důvodů se může ekologická hodnota různých příkopů lišit v závislosti na vlastnostech stanoviště, které ho obklopuje (Marja & Herzon 2012).

Aplikace herbicidů a insekticidů na orné půdě značně redukuje stavy bezobratlých živočichů, kteří jsou nejdůležitější složkou potravy polních ptáků (Wilson et al. 1999, Vickery et al. 2009). Nedotčené okraje příkopů u orné půdy jsou unikátním hnízdištěm pro tyto ptáky. Travnaté pásy na březích, měkké a vlhké příkopy v rámci orné půdy poskytují důležité doplňkové stanoviště zejména pro bahňáky a další ptáky živící se bezobratlými živočichy (Dunning et al. 1992).

2. 4 Predace

Predace představuje hlavní příčinu neúspěšného hnízdění u mnoha ptačích druhů, na různých stanovištích a lokalitách (Martin 1993). Tento faktor je považován za jeden z důvodů, proč se ptáci během hnízdění sdružují, toto chování bylo doloženo u mnoha ptačích populací (např. Picman et al. 1988, Larsen & Moldsvor 1992). Hnízda čejky

chocholaté, která svá hnízda buduje na zemi, mohou být mnohem více ohrožena predací, než hnízda ptáků, kteří hnízdí nad zemí (Newton 1994, Yanes & Suarez 1995). Predace hnízd čejky chocholaté je jeden z hlavních faktorů omezujících úspěšnost reprodukce (Baines 1990). Aby čejky mohly lépe ochránit svá hnízda, umísťují je v otevřené, rovné krajině, s řídkou vegetací daleko od ploch zarůstajících náletovými dřevinami, které mohou ptačí predátoři využít jako pozorovatelné, odkud čejčí hnízda najdou a vyplní. K tomu ještě čejky reagují agresivně na útoky predátorů (Cramp & Simmons 1983). Během období hnízdění se ptáci shromažďují do takzvaných „volných kolonií“ (Lack 1968, Larsen et al. 1996), kde se vzájemně překrývají obranné zóny jednotlivých hnízd a vytvářejí tak možnost společné ochrany hnízd. Při vzájemné spolupráci mají čejky větší šanci vypudit predátory z hnízdní oblasti (Elliot 1985a, Baines 1990). Jelikož čejky aktivně brání svá hnízda proti ptačím predátorům v dosahu okolo 30 – 50 m od hnízda (Elliot 1985a), maximální vzdálenost mezi sousedními hnízdy, která mohou být bráněna společně, je okolo 100 m. Z toho důvodu je za kolonii považován shluk hnízd, kde je každé hnízdo vzdáleno od vedlejších do 100 m (Berg 1996).

Ve středním Švédsku Berg et al. (1992) zjistili, že ve skupinách čítajících alespoň pět hnízd měla kuřata daleko větší pravděpodobnost přežití, než ta, která byla v menších skupinách. Lze tedy konstatovat, že větší hnízdní hustota může poskytnout efektivnější ochranu proti predátorům a proto i větší šanci na přežití (Göransson et al. 1975, Birkhead 1977, Baines 1990).

Šálek a Šmilauer (2002) zjistili při studii provedené v Českobudějovické pánvi v jižních Čechách, že hnízda umístěná ve středu kolonie byla predována méně než hnízda umístěná na okrajích. Míra predace hnízd také značně klesala při vyšší populační hustotě čejky na obou studijních plochách. Bylo tedy možné zamítnout hypotézu, že by se zvyšoval predační tlak při vyšší hustotě čejčích hnízd v koloniích (Šálek & Šmilauer 2002).

Větší skupiny čejčích hnízd v zemědělské krajině jsou nepochybně prospěšné pro úspěšný odchov potomstva. Avšak úspěšnost hnízdění v těchto seskupeních může být mnohdy omezena z různých důvodů, jako například rozloha vhodného stanoviště, množství úkrytů a pozorovatelů pro predátory (dřeviny, křoviny, liniové výsadby a aleje) nebo složení lokální komunity predátorů. Kvůli fragmentaci krajiny a následné nedostatečné velikosti vhodných stanovišť jsou pak čejky rozptýleny do malých hnízdicích skupin či přímo jednotlivých osamocených hnízd, která jsou nejvíce ohrožena predací. Kromě toho ve fragmentované zemědělské krajině je přítomno nejvíce predátorů (Andrén 1992, Hanski et al. 1996). Mezi nejčastější predátory čejek patří vrány (*Corvus*) a další krkavcovití ptáci (Šálek & Šmilauer 2002). Ze savců je to zejména liška (*Vulpes*), která dokáže proniknout

navzdory aktivní obraně přímo do hnízdící kolonie, lasicovité šelmy, např. kuna (*Martes*) ale také ježci (*Erinaceus*) (Elliot 1985b).

3. Metodika

3.1 Získání dat a jejich úprava

Pro vytvoření modelu jsou nutné dva typy dat, biologická data o výskytu druhů (prezenční data) a environmentální proměnné, tzv. prediktory.

3.1.1. Data o výskytu

Prezenční data jsem získala z databáze ČSO (<http://birds.cz/avif>) ve formě vektorových GIS souborů. Jednalo se o nálezová data čejky chocholaté z období 2009 - 2014 z celého území České republiky. Počet nálezů poskytoval dostatečný reprezentativní vzorek pro tvorbu predikčního modelu. Kromě predikce pro celé území ČR byla data o výskytu čejky nalézající se v oblasti Českobudějovické pánve použita pro samostatný predikční model. Data pro tuto oblast byla vyextrahována z celkového souboru pomocí fce *Clip*.

Nálezová data byla ve formě polygonů vymežujících území kolonie čejek, pro účely modelování musela být proto převedena do bodů v ArcGIS pomocí fce *Feature to point*. Následně jsem upravila shapefile s nálezovými daty v programu ArcGIS, v atributové tabulce přidala přes *Table options* tři sloupce: **species**, **X** a **Y**. Souřadnice X a Y jsem doplnila přes *Calculate geometry* → *Units – Metres* (pro SJTSK Křovák). Poté jsem exportovala data do formátu Excel pomocí funkce *Table to Excel*.

MaxEnt vyžaduje csv formát souboru obsahující vždy jen tři sloupce s přesně stanovenými názvy: **species**, **X** a **Y**. Jednotlivé sloupce musí být oddělené. Převod nálezových dat do požadovaného formátu pro MaxEnt jsem provedla dle instrukcí v tutorialu (Young et al. 2011).

V atributové tabulce u nálezových dat byly uvedeny informace o podmínkách v místě nálezu, pro další zpracování v modelu byly použity následující atributy:

POČETNOST: odhad max. počtu hnízd se snahou o vyloučení migrantů, 57-60 % z max. počtu

BIOTOP: kód 1 - pole, orná půda, 2 – TTP, 3 – mokřad, 4 – odkaliště

ZAMOKŘENÍ: kód 1 – silné, bloky s alespoň místy stojící vodou, 2 – mírné, indikace trvalého podmáčení, vlhké deprese, alespoň části plochy, 3 – sucho

TRADICE HNÍZDIŠTĚ: 1 – pravidelně, každoročně, 2 – občasně, nepravidelně, 3 – v předchozích letech nezjištěny, 4 – lokalita nebyla sledována

Pro zodpovězení otázky, kde by se mohla nalézat další území s požadovanými podmínkami pro výskyt čejek, jsem vytvořila 5 modelů pro celé území ČR. Do čtyř modelů

byla zahrnuta data, která se drobně odlišovala charakterem podmínek prostředí nebo početností v lokalitě, pátý model zahrnoval všechna nálezová data.

Pro dva modely s názvy *AGROENVI_T* (tradiční) a *AGROENVI* byla vybrána data splňující podmínky pro zařazení lokalit do agroenvi programu, dva modely s názvy *VHODNÉ_A*, *VHODNÉ_B* zahrnovaly všechny vhodné podmínky pro výskyt čejek a pátý model sestával ze všech vstupních dat.

Níže v tabulce jsou uvedeny jednotlivé charakteristiky, podle kterých byla data protříděna.

Tab. 1: Seznam zvolených atributů vstupních dat u jednotlivých modelů

model	početnost	biotop	zamokření	tradice hnízdiště
AGROENVI_T (tradiční)	5 a více	1 - orná půda, pole	2 - mírné, podmáčení 3 - sucho	1 - pravidelně, každoročně
AGROENVI	5 a více	1 - orná půda, pole	2 - mírné podmáčení 3 - sucho	1 - pravidelně, každoročně 2 - občasně, nepravidelně
VHODNÉ_A	všechny	1 - pole, orná půda, 2 – TTP, 3 – mokřad, 4 – odkaliště	1 - silné, stojící voda 2 - mírné, podmáčení	1 - pravidelně, každoročně
VHODNÉ_B	všechny	1 - pole, orná půda, 2 – TTP, 3 – mokřad, 4 – odkaliště	1 - silné, stojící voda 2 - mírné, podmáčení	1 - pravidelně, každoročně 2 - občasně, nepravidelně 3 – v předchozích letech nezjištěny, 4 – lokalita nebyla sledována

3.1.2. Prediktory

Prediktory jsou environmentální podmínky prostředí ovlivňující existenci druhu, aby mohla být použita v modelu, musí být zároveň dostupné ve formě geodat a uložené v geografických informačních systémech (GIS). Všechny prediktory vstupující do modelu v rastrové podobě musí splňovat tři základní podmínky nezbytné pro jeho funkčnost: stejný souřadnicový systém, rozsah buněk (stejný počet řádků i sloupců) a stejné rozlišení. Pro diplomovou práci jsem použila níže uvedené prediktory, které jsem vytvořila během své bakalářské práce.

Topografické prediktory

Základním prediktorem, ze kterého je možné odvodit i další, je **digitální model terénu**, který lze získat na <http://gdex.cr.usgs.gov>. DMT je odvozen ze SRTM dat (*Shuttle Radar Topography Mission*) pocházejících od Národní geologické služby USA (*U.S. Geological Survey*). Pro Evropu je zde nejpodrobnější rozlišení 3-arc-sekund, tj. rozlišení cca 90x60 metrů na jeden pixel. Následná úprava v ArcGIS 10.2.2 spočívala v převodu z původního souřadnicového systému WGS_1984 na S-JTSK Křovák EastNorth pomocí fce *Project Raster* a dále převzorkování rastru fcí *Resample* na rozlišení 100x100 m na jeden pixel.

Finální úpravou bylo zmenšení rozsahu rastru fcí *Extract by mask* dle vrstvy „hranice ČR“. Vytvořila jsem tak prediktor nadmořské výšky o rozsahu 4729 sloupců a 2925 řádků, naprosto stejný prostorový rozsah (extent) musely mít i všechny další prediktory. Z prediktoru nadmořské výšky jsem vytvořila fcí *Slope* další významný prediktor **svažitost** (sklon terénu).

Klimatické prediktory

Klimatická data (průměrné roční srážky a průměrná roční teplota) jsem ve formě geodat získala z www.worldclim.org. Projekt WorldClim vytvořili vědci z Kalifornské univerzity v Berkeley (USA). WorldClim vznikl také díky úsilí tisíců dobrovolníků z celého světa, kteří postupně zaznamenávali data o počasí, ze kterých pak sestavili národní a mezinárodní databáze. Interpolovaná klimatická rastrová data lze stáhnout zdarma. U tohoto projektu je dostupné nejpodrobnější rozlišení 30-arc-sekund (přibližně 1x1 km / pixel), což je poměrně hrubé rozlišení vzhledem k ostatním prediktorům.

Biotopové prediktory

Krajinný pokryv pochází z projektu CORINE LandCover 2012 (*COoRdination of INformation on the Environment*). CLC je unikátní databáze dat o využití území v Evropě a jeho změnách od r. 1990. Tento projekt iniciovala Evropská komise a je zpracováván jednotlivými státy podle jednotné metodiky. Vytvořené mapy v měřítku 1: 100 000 obsahují celkem 44 tříd typu území (Cenia 2012). Základní hierarchie tříd má 3 úrovně, každá třída má svůj kód. Ve druhé úrovni má 15 tříd: Městská zástavba (11); Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti (12); Doly, skládky a staveniště (13); Oblasti zeleně a rekreační oblasti (14); Orná půda (21); Stálé kultury (22); Pastviny (23); Různorodé zemědělské plochy (24); Lesy (31); Travnaté, nebo křovinaté porosty (32); Holiny a místa téměř bez vegetace (33); Vnitrozemské mokřady (41); Pobřežní mokřady (42); Pevninské vody (51); Mořské vody (52). V první úrovni je 5 tříd: Urbanizovaná území (1), Zemědělská půda (2), Lesy a polopřírodní oblasti (3), Mokřiny (4), Vodní plochy (5). Pro svou práci jsem použila třídy třetí úrovně.

CORINE LandCover 2012 jsem stáhla z <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>. Pro vytvoření prediktoru použitelného v modelu jsem použila fcí *Extract by mask* a jako předlohu první vytvořený prediktor nadmořské výšky pro ČR.

Z vrstvy krajinného pokryvu jsem pak odvodila prediktor **vzdálenost od lidského osídlení** následujícím postupem. Jako první jsem použila funkci *Reclassify*, kdy všem urbanizovaným územím byla přidělena hodnota 1 a všem ostatním hodnota 0, vznikla tak nová vrstva pouze se dvěma třídami, urbanizované a ostatní území. Pak jsem použila fcí

Euclidean distance, která vypočítala v rastru vzdálenost všech ostatních buněk od urbanizovaného území.

Další prediktor **vzdálenost od vodních toků a ploch** jsem vytvořila opět pomocí funkcí *Reclassify* a *Euclidean distance* z vrstvy vodních toků a ploch stažené ze stránek <http://www.dibavod.cz/>.

3.2 Výběr prediktorů

Aby nedošlo ke znehodnocení modelu vlivem korelace dat, bylo nutné vybrat pouze nejvýznamnější prediktory. Prvním kritériem výběru vhodných prediktorů byl jejich význam pro výskyt druhu. Druhým kritériem byla jejich vzájemné korelace zjištěná pomocí *Band Collection Statistics*, vyjádřená pomocí Pearsonova korelačního koeficientu. Třetím kritériem byla jejich důležitost v modelu, vyjádřená ve výsledném reportu jednak ve formě grafu s křivkou reakce druhu na prediktor a také jako procentuální podíl přínosu prediktoru na výkon modelu.

V případě, že měly dva prediktory hodnotu vyšší než 0,6 Pearsonova korelačního koeficientu, byl z modelování vyřazen méně ekologicky relevantní prediktor (Montoya et al. 2009). Korelace vyšší než 0,6 vyšla mezi nadmořskou výškou a průměrnými ročními srážkami (0,79). Rozhodla jsem se vyřadit prediktor srážek, neboť na nadmořskou výšku byla reakce vybraného druhu vyšší. Dále jsem kvůli velmi vysoké záporné korelaci mezi nadmořskou výškou a teplotou vyřadila teplotu (-0,92). Nakonec došlo k vyřazení všech klimatických proměnných kvůli výše uvedené korelaci. Výpočty korelací jsou uvedeny v tab. 2.

Tab. 2: Korelace mezi nadmořskou výškou, teplotou a srážkami.

CORRELATION MATRIX				
Layer	výška	teplota	srážky	srážky_Q
výška	1.00000	-0.91858	0.79917	0.70330
teplota	-0.91858	1.00000	-0.69003	-0.58894
srážky	0.79917	-0.69003	1.00000	0.91052
srážky_Q	0.70330	-0.58894	0.91052	1.00000

3.3 Nastavení modelu a výpočet

Pro modelování distribuce vybraných druhů byl vybrán MaxEnt a jeho algoritmus maximální entropie, vhodný pouze pro prezenční data a poskytující dle současné literatury dobré výsledky. Program MaxEnt (verze 3.3.3k) je volně dostupný software pro vzdělávací a výzkumné účely z <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>.

Zvolení způsobu tvorby modelů záleží na počtu záznamů o výskytu druhu. U více než 100 nálezů se ukázala jako nejvhodnější metoda krosvalidace, neboť všechna data se při této metodě účastní jak trénování modelu, tak i jeho testování. Původní sada dat byla tímto náhodně rozdělena do deseti přibližně stejně velkých podsad, při každém výpočtu modelu jich bylo devět vybráno pro jeho trénování a jeden pro testování. U dalších opakování tohoto modelu byla vždy vybrána pro testování a trénování jiná podsada. Změnila jsem počet maximálních iterací modelu z defaultních 500 na 2000, jelikož při dosažení maxima iterací by mohlo dojít k ukončení trénování modelu (Merow et al. 2013).

3.4 Vyhodnocení výsledků

Hlavním výstupem modelovacího procesu je predikční mapa s pravděpodobností potenciálního výskytu druhu v rozmezí 0 - 1 pro každý pixel rastru. Přesnost predikčních modelů byla stanovena na základě hodnoty AUC nabývající hodnotu v rozmezí od 0,5 do 1. Hodnotu 0,5 lze interpretovat jako naprosto náhodnou předpověď. Hodnoty AUC 0,5 až 0,7 jsou považovány za velmi malé, značí slabý výkon modelu a nevěrohodnost výsledné predikce. Hodnoty 0,7 - 0,9 za střední až dobrý výkon, hodnoty nad 0,9 za excelentní s vysokou věrohodností predikce (Manel et al. 2001). Součástí výsledků byly dále grafy s křivkami odpovědi druhu na jednotlivé prediktory, analýzy podílu a významnosti jednotlivých prediktorů na přesnosti predikce a výkonu modelu. MaxEnt vyhodnotil význam každého prediktoru jednak při jeho společném použití v sadě s ostatními prediktory, tak i jeho význam v případě použití jako jediného prediktoru v modelu. Výsledné predikční mapy jsem převedla v apl. ArcGIS na rastry pomocí fce *ASCII to Raster*.

Pro další zpracování a analýzy bylo nutné převést kontinuální rastr pravděpodobnosti výskytu do binární podoby. Pro převod do binární predikce bylo třeba nejprve stanovit threshold (prahovou hranici). Pro svou práci jsem vybrala dva různé typy threshold. U jednoho typu byla stanovena hranice pomocí „*Equal training sensitivity and specificity*“ (ETSS) navržená v MaxEnt (Brambilla et al. 2013). U druhého jsem stanovila hranici 75 % pravděpodobnosti pro účely vyhledání tzv. hot spots. Převod do binární podoby jsem provedla pomocí fce *Reclassify*, kdy se buňkám s hodnotou nižší než stanovený threshold přidělila nová hodnota 0 (predikce absence) a buňkám s pravděpodobností stejnou nebo vyšší hodnota 1 (predikce prezence). Vznikla tak nová vrstva pouze se dvěma kategoriemi

vhodného a nevhodného území pro výskyt druhu. Pro následné analýzy jsem použila pouze binární predikci s threshold vytvořenou modelem metodou ETSS.

Po vytvoření binárních map jsem je pro účely dalšího zpracování převedla na polygony pomocí fce *Raster to polygon*, což umožnilo zobrazovat hranice území predikovaného výskytu čejky společně s ortofomapou po nastavení polygonů bez výplně.

Pro další analýzy jsem vypočítala pomocí fce *Zonal Statistics as table* počet hektarů predikovaného výskytu v rámci ploch s již zjištěným výskytem čejky, které byly použity v modelu jako vstupní data. Potom jsem je odečetla od celkové predikce výskytu v rámci celé ČR a zjistila tak velikost území, na kterém jsou dle modelu vhodné podmínky, ale přítomnost nebo nepřítomnost čejky zatím nebyla zjištěna. Výsledné hodnoty jsou uvedeny v tabulce 3 v kapitole Výsledky.

Dále jsem zjistila pomocí fce *Raster calculator* území, kde všechny čtyři modely shodně predikovaly výskyt čejky. Na rastru je zobrazují buňky, které mají hodnotu 4, hodnotu 3 mají buňky, kde se shodly tři modely, apod. Výstupem byla další rastrová vrstva, kterou jsem nazvala Průnik modelů.

4.4. Predikční model pro Českobudějovickou pánev s melioracemi

Pro území Českobudějovické pánve jsem obdržela od Ing. Fučíka Ph.D. (VÚMOP) vektorovou vrstvu meliorací pro otestování vlivu meliorací na výskyt čejky na tomto území. Původní vrstva obsahovala polygonové i liniové prvky podle typu melioračního zařízení. Pro vytvoření prediktoru pro model jsem vybrala liniové prvky s názvem hlavník odvodnění (příkop) a HMZ otevřené (hlavní meliorační zařízení), které představují nezatrubněná zařízení. V atributové tabulce přes volbu *Select by Attributes* jsem vybrala příslušné prvky a vytvořila novou vrstvu přes *Data – Export data*. Poté jsem převedla z pologynu na raster pomocí fce *Feature to raster*, nechala vypočítat vzdálenost od melioračních zařízení pro každou buňku rastru přes funkci *Euclidean distance*, výslednou vrstvu ořízla fcí *Extract by mask* podle vrstvy digitálního reliéfu území ČB pánve. Po převedení přes funkci *Raster to ascii* byl připraven další prediktor pro modelování.

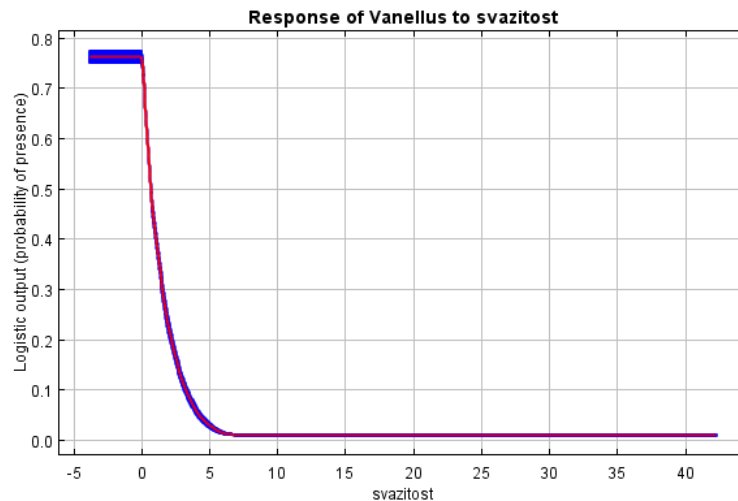
Dalšími prediktory zařazenými do modelu byl krajinný pokryv, svažitost, nadmořská výška, vzdálenost od lesa. Vytvořila jsem je oříznutím z prediktorů celé ČR podle šablony území Českobudějovické pánve. Šablonu jsem vytvořila vektorizací jako novou polygonovou vrstvu podle on-line souboru Geomorfologické jednotky na ArcGIS serveru (<http://ags.cuzk.cz/arcgis/services>).

4. Výsledky

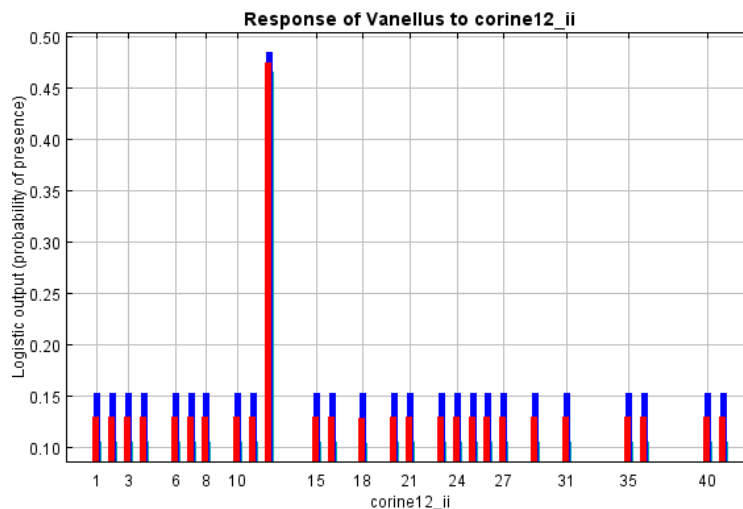
AGROENVI_T

Výsledná hotnota AUC u tohoto modelu byla 0,942. Pro binární predikci byla modelem stanovena threshold 27 % pravděpodobnosti výskytu. Nejvýznamnějšími prediktory byla svažitost s podílem 41 % na výkonu modelu a dále krajinný pokryv se 32 %. Z přiloženého obrázku vyplývá, že téměř 80 % pravděpodobnost výskytu čejky je v rovinatém terénu s nulovou svažitostí. U krajinného pokryvu odpovídá třídě č. 12 orná půda. Mapové výstupy jsou uvedeny jako příloha 3 a 4 na str. 39 a 40.

Obr. 1: Reakce čejky chocholaté na svažitost terénu



Obr. 2: Reakce čejky na třídy krajinného pokryvu



AGROENVI

Model měl hodnotu AUC 0,939. Pro binární predikci byla modelem stanovena threshold 27 % pravděpodobnosti výskytu. Nejvýznamnějšími prediktory byla opět svažitost (40 %) a krajinný pokryv (38 %) se stejnou reakcí druhu na hodnoty těchto prediktorů. Mapové výstupy jsou uvedeny jako příloha 1 a 2 na str. 37 a 38.

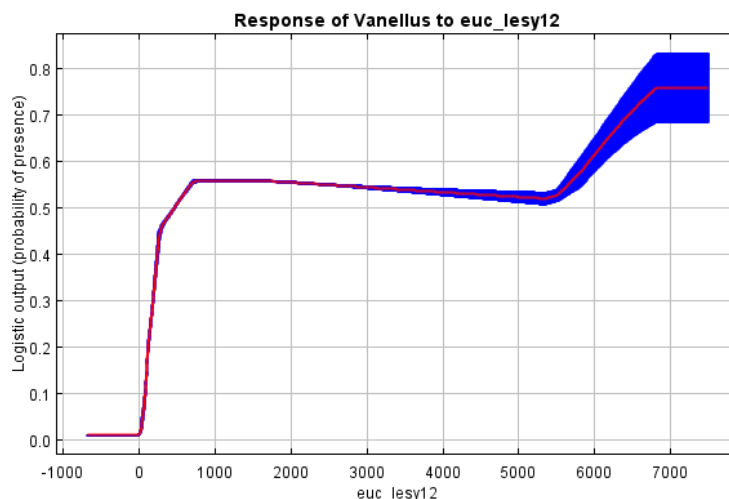
VHODNÉ_A

Hodnota AUC byla 0,871. Modelem byla stanovena threshold 33 % pravděpodobnosti výskytu. Nejvýznamnějším prediktorem byla vzdálenost od lesů s podílem 41 % na výkon modelu a svažitost se 40 %. Mapové výstupy k tomu modelu jsou uvedeny jako příloha 5 a 6 na str. 41 a 42.

VHODNÉ_B

Tento model měl hodnotu AUC 0,846. Hodnota threshold byla stanovena na 39 % pravděpodobnosti výskytu. Nejvýznamnějším prediktorem byla vzdálenost od lesů (48 %) a svažitost (29 %). Na obrázku je reakce druhu na vzrůstající vzdálenost od lesa. Pravděpodobnost výskytu čejky se prudce zvyšuje od vzdálenosti cca 5 km od lesa na 70 až 80 %. Mapové výstupy jsou uvedeny jako příloha 7 a 8 na str. 43 a 44.

Obr. 3: Reakce čejky chocholaté na vzdálenost od lesa

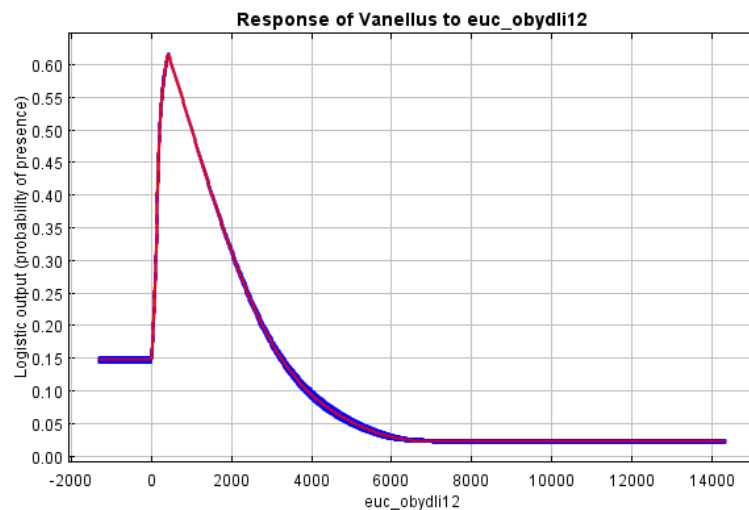


SUMA_ČR

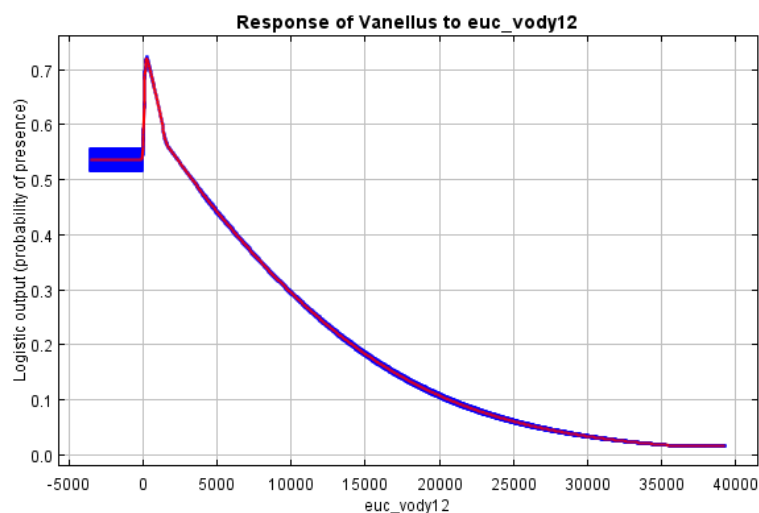
Výsledná AUC hodnota byla 0,840. Model stanovil pro vytvoření binární predikce hranici 42 % pravděpodobnosti výskytu. Nejvýznamnějším prediktorem byla opět vzdálenost od

lesa (48 %) a svážitost (25 %) se stejnou reakcí druhu na tyto prediktory jako v předchozích modelech. Dle obr. 4 je nejvyšší pravděpodobnost výskytu čejky v minimální vzdálenosti od lidského osídlení. Reakce čejky na vzdálenost od vodních ploch a toků je zobrazena na obr. 5, nejvyšší pravděpodobnost výskytu je v těsné blízkosti vod, se vzrůstající vzdáleností pravděpodobnost výskytu klesá, jedná se o zápornou korelaci. Mapové výstupy jsou uvedeny jako příloha 9 a 10 na str. 45 a 46.

Obr. 4: Reakce čejky na vzdálenost od osídlení

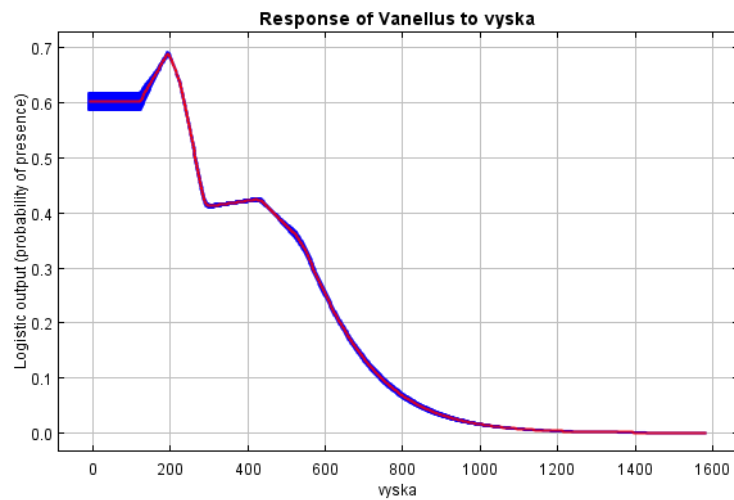


Obr. 5: Reakce čejky na vzdálenost od vodních ploch a toků



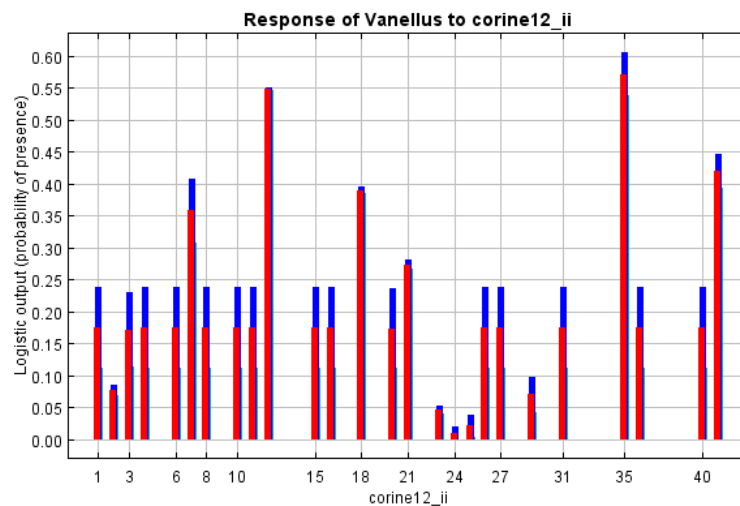
Zápornou korelaci lze zjistit také u reakce čejky na nadmořskou výšku (obr. 6), nejvyšší pravděpodobnost jejího výskytu cca ve 200 m n.m., se vzrůstající nadmořskou výškou pravděpodobnost jejího výskytu klesá.

Obr. 6: Reakce čejky na nadmořskou výšku



Na obr. 7 je reakce čejky na kategoriální proměnnou krajinný pokryv. Vyšší pravděpodobnost výskytu vychází u tříd č. 12 (orná půda mimo zavlažovaných ploch), č. 18 patří loukám, č. 21 jsou převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace. Jedna z nevyšších pravděpodobností výskytu náleží vnitrozemským bažinám pod č. 35 a vodním plochám pod č. 41. Vyšší pravděpodobnost výskytu je i u třídy č. 7 (těžba hornin).

Obr. 7: Reakce čejky na jednotlivé třídy krajinného pokryvu



Tab. 3: Procentuální podíl jednotlivých prediktorů na výkonu modelu, počet nálezů hnízdících párů u vstupních dat pro každý model, výsledná hodnota AUC vyjadřující přesnost modelu.

	CLC - Krajinný pokryv	Vzdálenost od lesů	Svažitost	Nadmořská výška	Vzdálenost od vody	Vzdálenost od osídlení	Počet výskytů	AUC
AGROENVI_T	32.4	12.5	40.6	1.4	9.4	3.8	126	0.942
AGROENVI	37.6	8.9	39.6	0.7	8.6	4.5	164	0.939
VHODNÉ_A	7.5	40.6	39.9	0.4	8.2	3.4	348	0.871
VHODNÉ_B	5.2	48.1	28.6	0.3	11.1	6.6	985	0.846
SUMA_ČR	10.6	48.1	25.4	0.3	9.3	6.3	1 540	0.840

Dále jsem provedla u každého modelu analýzu rozlohy predikované prevalence, která vznikla po rozdělení kontinuální predikce na binární dle stanovené hranice pravděpodobnosti. Výsledné hodnoty jsou v tabulce 4. V prvním sloupci je uvedena celková rozloha predikované prevalence pro každý model v rámci celé ČR, ve druhém kolik procent to činí z rozlohy území ČR. Ve třetím sloupci je rozloha predikované prevalence v rámci ploch se zjištěnými výskyty čejky. Ve čtvrtém sloupci je uvedena rozloha predikované prevalence mimo území s dosud zjištěnými výskyty čejky, kolik to činí procent z celkové plochy predikované prevalence, je uvedeno v posledním pátém sloupci.

Tab. 4: Celková rozloha predikované prevalence a její procentuální podíl v rámci celé ČR. Rozloha predikované prevalence v rámci ploch, na kterých již byla zjištěna přítomnost čejky. Rozloha predikované prevalence mimo dosud probádaná území.

	Celková predikce v rámci ČR		Predikce v rámci doposud zjištěného výskytu v ha	Predikce mimo doposud zjištěný výskyt	
	ha	%		ha	%
AGROENVI	769,029	9.7	11,761	757,268	98.5
AGROENVI_T	735,778	9.3	6,318	729,460	99.1
VHODNÉ_A	1,364,683	17.3	8,448	1,356,235	99.4
VHODNÉ_B	1,394,506	17.7	18,541	1,375,965	98.7
PRŮNIK MODELŮ	1,197,621	15.2	29,380	1,168,241	97.5

Model pro území Českobudějovické pánve měl velmi nízkou hodnotu AUC 0,783, která značí malou věrohodnost výsledných hodnot z modelovacího procesu. Nemělo tudíž smysl provádět další analýzy výstupů z tohoto modelu.

5. Diskuze

Modelováním distribuce ptačích druhů se zabývali např. Milsom et al. (2000) v oblastech podbřežních mokřadů ve Velké Británii. McCallum et al. (2015) připravili studii o tvorbě distribučních modelů pro čejku chocholatou ve Skotsku. Vanderwal (2013) v Austrálii vytvořil distribuční modely pro čejku australskou (*Vanellus miles*). Různé metody pro modelování vhodných ptačích stanovišť zkoumali Brotons et al. (2004) na Pyrenejském poloostrově ve Španělsku. Brambilla et al. (2013) vytvořili distribuční model pro překryv habitatu sýce rousného a datla černého na Apeninském poloostrově v Itálii. Existuje tedy celá řada prací, zabývajících se distribučními modely ptačích druhů v různých regionech. Doposud však nebyla provedena studie uplatňující použití algoritmu MaxEnt a podobnou přípravu predikčního modelu pro čejku chocholatou na zemědělské půdě, jako je tomu v mé práci, zaměřené na modelování výskytu tohoto ptačího druhu na orné půdě.

Z výsledků mého modelování je patrné, že čejka preferuje oblasti v nízkých nadmořských výškách. Hnízdí pokud možno v rovném terénu s nulovou svažítostí, aby měla přehled o okolí hnízda a mohla včas reagovat na přítomnost predátorů (Cramp & Simmons 1983). Vyhýbá se blízkosti lesa a porostům s dřevinami kvůli riziku napadení predátory, kteří v těchto prostředích přednostně hledají své úkryty. K hnízdění čejka vyhledává místa v blízkosti vody a zamokřená území (Zámečník et al. 2016). Dle odezvy na prediktor krajinného pokryvu je zjevné, že si vybírá biotopy jako je orná půda. Jde převážně o zemědělská území s příměsí přirozené vegetace, louky a mokřady s vodními plochami. Zjištěné výsledky jsou ve shodě s odbornou literaturou (např. Šťastný et al. 2006, Šálek & Šmilauer 2002, Baines 1990, Berg et al. 1992). Jelikož výsledné statistiky, jako např. reakce modelovaného druhu na prediktory, odpovídají ekologickým nárokům čejky chocholaté i ve skutečnosti, lze považovat vytvořené modely za dostatečně věrohodné. Rozloha území predikované potenciální prezence závisí na stanovené prahové hodnotě. (Franklin 2010). Ve své práci jsem zjistila, že čím vyšší je stanovena hranice pravděpodobnosti, tím menší bude rozloha predikované prezence, naopak nižší threshold zvětší území predikované potenciální prezence. Ideálně by prahová hodnota (threshold) neměla být příliš nízká ani příliš vysoká. Na rozdíl od kontinuální predikce, u binární predikce nelze rozlišit v rámci území s predikovanou prezencí místa s podmínkami velmi vhodnými až ideálními pro druh s vysokou pravděpodobností výskytu a lokalitami, které jsou pro druh daleko méně vhodné a měly v kontinuální predikci i nižší pravděpodobnost výskytu o několik desítek procent, ale stále se ještě vešly do limitu (Pearson 2010). Nicméně je stále třeba si uvědomovat, že vytvořené modely se mohou pouze více či méně blížit skutečnosti, nikoli zobrazovat skutečný stav.

V této práci byla threshold pro výskyt čejky stanovena dvěma různými způsoby. Obvyklou praxí je vybrat threshold stanovenou přímo modelem na základě velkého množství statistických výpočtů (např. Merrow 2013). Kromě této tradiční hranice jsem ve své práci zvolila i velmi neobvyklou hranici 75 % pravděpodobnosti za účelem vyhledání hot spots. Takto vysoká threshold nebývá používána běžně (např. Liu et al. 2005), jedná se pouze o experiment po dohodě s vedoucím práce. Pro provedené analýzy jsem použila predikci potenciální prezence vytvořenou jen na základě threshold stanovené modelem.

U modelů AGROENVI a AGROENVI_T vyšla orná půda jako nejdůležitější biotop pro výskyt čejek, což není nijak překvapivý výsledek, neboť do modelu byla záměrně vložena pouze nálezová data z orné půdy. Tento postup měl smysl, neboť vycházel ze skutečnosti, že na orné půdě v ČR hnízdí více než 75 % současné populace (Zámečník et al. 2016, Vejvodová 2016). Nadto hlavním cílem bylo zjistit další dosud neprozkoumaná území, která mají stejné nebo velmi podobné hodnoty prediktorů jako území, která jsou ornou půdou se zaznamenaným výskytem čejek. Účelem je zajistit do dalších let dostatek ploch k navrhování vhodných půdních bloků pro uplatnění agroenvironmentálně-klimatického opatření pro čejku na orné půdě (Zámečník et al. 2016). Ostatně u ostatních modelů, v jejichž vstupních datech byly ponechány nálezy čejek ve všech třídách krajinného pokryvu, se orná půda také vyskytuje mezi preferovanými biotopy.

Většina území s predikovanou prezencí se u všech modelů nachází mimo plochy s již potvrzenými výskyty, neznámá to však, že by modely byly nepřesné. Lze pouze konstatovat, že modelovací algoritmus našel pomocí statistických výpočtů území, ke kterým nemáme data o výskytu či nevýskytu, ale mají podobné podmínky a hodnoty proměnných jako území s potvrzeným výskytem čejek.

Vzhledem k velmi nízké hodnotě AUC u prediktivního modelu pro území Českobudějovické pánve, která znamená slabý výkon a malou přesnost modelu, nelze považovat výslednou predikci za věrohodnou. AUC (*Area Under the ROC Curve*) je metrika pro hodnocení přesnosti modelu vycházející z kontinuální predikce. AUC je odvozena z ROC křivky (*Receiver Operating Characteristic*). ROC křivka znázorňuje vztah mezi správně a chybně predikovanou prezencí (Pearson 2010). Nelze tedy potvrdit ani vyvrátit vliv melioračního zařízení na výskyt čejky na tomto území. Příčin neprůkazného výsledku u tohoto modelu může být více, např. příliš uniformní území, jeho malá rozloha, odvodněné území se nachází ve většině podoblastí, takže model neměl k dispozici pro porovnání a následné statistické výpočty dostatečnou rozlohu území, které není odvodněno. Lepší výsledek by nejspíše umožnil vhodnější výběr většího území, případně celého území České republiky. Pro ostatní území ČR avšak nebyly k dispozici data o melioracích. Vzhledem k tomu, že

pro takto malé území není k dispozici detailnější prediktor krajinného pokryvu s vyšším rozlišením, nemá smysl dále pracovat na tomto samostatném modelu pro Českobudějovickou pánev.

6. Závěr

Byla zpracována rešerše k ekologickým nárokům čejky chocholaté. Ukazuje se, že čejka je vázána na rovinatou zamokřenou ornou půdu, centrum výskytu čejky je v pánvích, nížinách, v otevřené krajině v okolí vod. Většina hnízdící populace se v současnosti nachází na orné půdě. Environmentální faktory ovlivňující rozšíření čejky na orné půdě jsou dostupné ve formě geodat, konkrétně šlo o krajinný pokryv, nadmořskou výšku, svažitosť, vzdálenost od vodních ploch a toků, vzdálenost od lesů a vzdálenost od osídlení. Klimatické prediktory v ČR (průměrná roční teplota a průměrné roční srážky) byly z modelování vyřazeny kvůli vysoké korelaci s nadmořskou výškou. Data, ze kterých byly prediktory extrahovány, jsou volně dostupné na internetových stránkách zmiňovaných v kapitole Metodika. Podle charakteru vstupních náleзовých dat bylo postupně vytvořeno pět modelů. Modelování predikce bylo vytvořeno v algoritmu MaxEnt (*Maximum Entropy*) kombinováním záznamů o zjištěném výskytu s daty o environmentálních podmínkách prostředí a automatických statistických výpočtů. Dle výsledných hodnot AUC a grafů s reakcemi čejky na jednotlivé prediktory se ukazuje, že výsledné modely jsou dostatečně přesné a mají určitý potenciál pro účely selektivního/přednostního výběru ploch pro ověření výskytu druhu a uplatnění v přípravě agroenvironmentálně-klimatického titulu pro čejku na orné půdě. Výsledky jednotlivých modelů jsou prezentovány ve formě mapových výstupů (predikčních map) pro celou Českou republiku. Ukazují, že jádrová území se nacházejí v oblastech jako Třeboňská pánev, Českobudějovická pánev, Mostecká pánev, Středolabská a Východolabská tabule, Hornomoravský úval, Dyjsko-svratecký úval a Dolnomoravský úval. Zde je potřeba soustředit největší pozornost při plánování agroenvironmentálně-klimatického titulu pro čejku na orné půdě.

7. Přehled literatury a zdrojů

7.1 Literární zdroje

Andrén H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804

Arnold, G. W. (1983). The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20: 731-750.

Ausden M., Sutherland W.J. & James R. (2001). The effects of flooding lowland wetland grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding waders. *Journal of Applied Ecology* 38: 320–338.

Baines D. (1990). The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *J. Anim. Ecol.* 59: 915 -929.

Bardgett R.D. & Cook R., (1998). Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Appl. Soil Ecol.* 10: 263–276.

Barea L., (2012). Habitat influences on nest-site selection by the painted honeyeater (*Grantiella picta*): do food resources matter? *Emu* 112 (1), 39–45

Barnard C.J. & Thompson D.B.A. (1985). Gulls and Plovers. The Ecology and Behaviour of Mixed-Species Feeding Groups. Croom Helm, Beckenham, UK.

Benton T., Vickery J. A. & Wilson J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.

Berg A. (1996). Predation on artificial, solitary and the aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* 107: 343-346.

Berg A., Lindberg T. & Kállebrink K.G. (1992). Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* 61: 469-476.

Birkhead T.R. (1977). The effect of habitat and density on breeding success in the Common Guillemot (*Uria aalge*). *Journal of Animal Ecology* 46: 751-764.

Brambilla M., Bassl E., Bergero V., Casale F., Chemollo M., Falco R., Longoni V., Saporetti F., Vigano E. & Vitulano S. (2013). Modelling distribution and potential overlap between Boreal Owl *Aegolius funereus* and Black Woodpecker *Dryocopus martius*: implications for management and monitoring plans. *Bird Conservation International* 23, pp 502-511.

Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B. and Hirzel, A. H. (2004), Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 437–448.

Butler S. J., Boccaccio L., Gregory R. D., Voříšek P. & Norris K. (2010). Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 348-357.

Chalfoun A.D. & Martin T.E. (2007). Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *J. Appl. Ecol.* 44 (5), 983–992.

- Cole L., Bradford M. A., Shaw P. J. A. & Bardgett R. D. (2006). The abundance, richness and functional role of soil meso and macrofauna in temperate grassland a case study. *Appl. Soil Ecol.* 33: 186–198.
- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds) (1983). *The birds of the Western Palearctic*, 3. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Crampton L.H. & Sedinger J.S. (2011). Nest-habitat selection by the Phainopepla: congruence across spatial scales but not habitat types. *Condor* 113: (1), 209–222
- Davey C. M., Vickery J. A., Boatman N. D., Chamberlain D. E., Parry H. R. & Siriwardena, G. M. (2010). Assessing impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152: 459-474
- Deleporte S. & Tillier P. (1999). Long-term effects of mineral amendments on soil fauna and humus in an acid beech forest floor. *For. Ecol. Manag.* 118: 245–252.
- Dunning J. B., Danielson J. B. & Pulliam H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175.
- Edwards C.A. & Bohlen P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*, 3rd edition Chapman and Hall, London, UK.
- Eglington S. M., Bolton M., Smart M. A., Sutherland W. J., Watkinson A. R. & Gill J. A. (2010). Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* 47: 451-458.
- Eglington S. M., Gill J. A., Bolton M. & Smart M. A. (2009). Reversion of arable land to wet grassland for breeding waders. *Conservation Land Management* 7: 5-9
- Elliot R.D. (1985a). The exclusion of avian predators from aggregations of nesting Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Anim. Behav.* 33: 308-314.
- Elliot R.D. (1985b). The effect of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 92: 168-187.
- Franklin J. (2010). *Mapping species distribution*. Cambridge University Press.
- Galbraith H. (1988). Effects of agriculture on the breeding ecology of Lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25: 487-503.
- Göransson G., Karlsson J., Nilsson S.G. & Ulfstrand S. (1975). Predation on birds' nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. *Oikos* 26: 117-120.
- Hanski I.K., Fenske T.J. & Niemi G.J. (1996). Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *Auk* 113: 578-585.
- Herzon I. & Helenius J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171-1183
- Hinsley S. A. & Bellamy P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60: 33-49
- Hom H.S. (1968). The adaptive significance of colonial nesting in the Brewer's Blackbird (*Euphagus cyanocephalus*). *Ecology* 49: 682-694.

- Hořák D., Tószögyová A. & Storch D. (2015). Relative food limitation drives geographical clutch size variation in South African passerines: a large-scale test of Ashmole's seasonality hypothesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24 (4), 437–447.
- Lack D. (1968). *Ecological adaptations for breeding in birds*. Methuen & Co, London
- Larsen T. & J. Moldsvor (1992). Antipredator behaviour and breeding associations of Bar-tailed Godwits and Whimbrels. *Auk* 109: 601-608.
- Larsen T., Sordahl T.A. & Byrkjedal I. (1996). Factors related to aggressive nest protection behaviour: A comparative study of Holarctic waders. *Biological Journal of the Linn. Soc.* 58: 409-439.
- Liu C., Berry P. M., Dawson T. P. & Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Manel S., Williams H.C. & Ormerod S.J. (2001). Evaluating presences-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Marja R. & Herzon I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter? *Ornis Fennica* 89:170-181.
- Martin T.E. (1998). Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology* 79 (2), 656–670.
- Martin T.E. (1993). Nest predation and nest sites. *BioScience* 43: 523-532.
- McCallum H. M., Wilson J.D., Beaumont D., Sheldon R., O'Brien M.G. & Park K.J. (2016). A role for liming as a conservation intervention? Earthworm abundance is associated with higher soil pH and foraging activity of a threatened shorebird in upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 223 (2016) 182–189
- McCallum H. M., Park K. J., O'brien M. G., Gimona A., Poggio L. & Wilson J. D. (2015). Soil pH and organic matter content add explanatory power to Northern Lapwing *Vanellus vanellus* distribution models and suggest soil amendment as a conservation measure on upland farmland. *Ibis*, 157: 677–687.
- Morrow C., Smith M. J. & Silander J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36: 1058–1069
- Milsom T. P., Langton S. D., Parkin W. K., Peel S., Bishop J. D., Hart J. D. & Moore, N. P. (2000). Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology*, 37: 706–727.
- Montoya D., Purves D. W., Urbietta I. R. & Zavala M. A., (2009). Do species distribution models explain spatial structure within tree species ranges? *Global Ecology and Biogeography*, (*Global Ecol. Biogeogr.*); (2009) 18, 662–673
- Newton I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146, 579–600.
- Newton I. (1994). Experiments on the limitation of bird breeding densities: a review. *Ibis* 136: 397-411.
- Orians G.H. & Wittenberger J.F. (1991). Spatial and temporal scales in habitat selection. *Am. Nat.* 137, S29–S49.

- Pearson R. G. (2010). Species Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation* 3: 54-89.
- Picman J., Leonard M. & Horn A. (1988). Antipredation role of clumped nesting by marsh-nesting Red-winged Blackbirds. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 22: 9-15.
- Potthoff M., Asche N., Stein B., Muhs A. & Beese F. (2008). Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *Eur. J. Soil Sci.* 44, 247–254.
- Robinson R.A., Sutherland W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157–176.
- Roche D.V., Cardilini P.A., Lees D., Maguire G.S., Dann P., Sherman C. & Weston M.A. (2016). Human residential status and habitat quality affect the likelihood but not the success of lapwing breeding in an urban matrix. *Science of the Total Environment* 556: 189–195.
- Rowell D.I. & Wild A. (1985). Causes of acidification: a summary. *Soil Use Manag.* 1: 32–33.
- Singh A., Hines T.C., Percival H.F. & Oli M.K. (2010). Does nest-site selection influence bobwhite nesting success in south Florida? *Wildl. Res.* 37 (6), 489–496.
- Smith P.A., Tulp I., Schekkerman H., Gilchrist H.G. & Forbes M.R. (2012). Shorebird incubation behaviour and its influence on the risk of nest predation. *Anim. Behav.* 84 (4), 835–842.
- Šálek M. & Šmilauer P. (2002). Predation on northern lapwing *vanellus vanellus* nests: the effect of population density and spatial distribution of nests. *Ardea* 90 (1): 51-60.
- Šťastný K., Bejček V. & Hudec K. (2006). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha, ISBN 80-86858-19-7.
- Tscharntke T., Klieng M., Kreuss A., Steffan-Dewenter I. & Thies C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- Vašků Z. (2011). Zlo zvané meliorace. *Vesmír* 90: 440-444.
- Vanderwal, J. (2013). Masked Lapwing (*Vanellus (Lobipluvia) miles*) - current and future species distribution models. Centre for Tropical Biodiversity & Climate Change, James Cook University.
- Vejvodová A. (2016). Ochrana čejky chocholaté. Informační manuál pro zemědělce. Ministerstvo zemědělství ČR, 2. aktualizované vydání. ISBN 978-80-7434-303-2
- Vickery J., Feber R. E. & Fuller R. J. (2009): Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133:1-13
- Weathers W. & Sullivan K. A. (1989). Nest attentiveness and egg temperature in the yellow-eyed junco. *Condor* 91 (3), 628–633.
- Wilson J.D., Evans A.D. & Grice P.V. (2009). *Bird Conservation and Agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wretenberg J., Lindstrom A., Svensson S. & Part T. (2007). Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.

Wilson J. D., Morris A. J., Arroyo B. E., Clark S. C. & Bradbury R. B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75: 13-30.

Yanes M. & Suarez F. (1995). Nest predation patterns in ground-nesting passerines on the Iberian peninsula. *Ecography* 18: 423-428.

Young N., Carter L. & Evangelista P. (2011). A MaxEnt Model v3.3.3e Tutorial (ArcGIS v10). Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University.

Zámečník V., Kubelka V. & Šálek M. (2016). Mapování hnízdišť čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*). www.cso.cz [online 9.3. 2017]

Zanette L., Smith J.N., van Oort H. & Clinchy M. (2003). Synergistic effects of food and predators on annual reproductive success in song sparrows. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 270 (1517), 799–803.

7.2 Internetové zdroje

<http://birds.cz/avif/>

<http://ags.cuzk.cz/arcgis>

<http://www1.cenia.cz/www/node/339>

<http://gdex.cr.usgs.gov>

www.worldclim.org

<http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/

zdroj podkladových dat v mapách:

ARCDATA PRAHA

<http://www.arcdata.cz/produkty-a-sluzby/geograficka-data/arccr-500/>

8. Přílohy

Příloha 1: Binární predikce čejky chocholaté v ČR dle modelu AGROENVI

