

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A
ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ

**Modelování potenciálního hnízdního rozšíření vybraných
druhů ptáků se severní hranicí rozšíření ve střední Evropě vlivem
klimatických změn v České Republice**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Vítězslav Moudrý

Autor: Jan Karlík

2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Vítězslava Moudrého a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

Poděkování

Touto cestou bych chtěl poděkovat především svému vedoucímu práce, Vítězslavu Moudrému, za konzultace a pomoc při zpracování této práce. Dále pak svým přátelům a rodině za podporu a trpělivost.

Abstrakt

Tato práce se zabývá problematikou predikce šíření organismů vlivem klimatických změn za použití Species Distribution Models (modely šíření druhů). Shrnuje dostupné algoritmy vhodné k takovéto činnosti a software, ve kterém jsou tyto metody implementovány. Konkrétně jsou zde modelovány predikce potenciálního šíření dvou ptačích druhů, Bukáčka malého (*Ixobrychus minutus*) a Zrzohlávky rudozobé (*Nettarufina*), v rámci území České republiky a to pro horizont roku 2050 s klimatickými daty, která jsou pro toto období očekávána v rámci projektu Worldclim. Oba druhy mají v současné době poměrně malé hnízdní zastoupení na našem území (*Ixobrychus minutus* obsazuje 39 kvadrátů z 628, *Nettarufina* obsazuje 44 z 628 kvadrátů). Pro oba tyto druhy byly vytvořeny predikční modely potenciálního hnízdního rozšíření pomocí algoritmu MAXENT, který se obecně užívá pro modelování druhů s nízkým počtem vstupních dat o výskytu. Výsledky práce znázorňují možný scénář změny distribuce těchto dvou druhů.

Klíčová slova

Ixobrychus minutus, *Nettarufina*, MAXENT, Species Distribution Models

Abstract

This Work deals with problem of prediktion distribution of organisms by Climate change with using Species Distribution Models. It summarizes the available algorithms suitable for such activities and software in which these methods are implemented. Specifically are here modeled prediktion of potential distribution of two bird species, Littlebittern (*Ixobrychus minutus*) Red-Crested pochard (*Nettarufina*), with in the territory of the Czech Republic and it for horizon of the year 2050 with climate data, which are expected in the project of Worldcklim. Both species have now relatively small breeding representation in our territory (*Ixobrychus minutus* conquering 39 squared of 628, *Netta rufina* conquering 44 squared of 628). For both these species was be created prediktions models of potential breeding expansion by algorithm MAXENT, which is generally used for modeling species with low number of input data.

Keywords

Ixobrychus minutus, *Nettarufina*, MAXENT, Species Distribution Models

1. ÚVOD	7
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	8
2.1 Species distribution models	8
2.2 Rozdělení vstupních dat pro sdm	9
2.2.1 Data o výskytu druhů	9
2.2.1.1 Bodově lokalizovaná data	9
2.2.1.2 Zeměpisné rozmezí	10
2.2.1.3 Předpověděná distribuční data	11
2.2.2 Environmentální proměnné	11
2.3 Změny rozšíření druhů vlivem klimatických změn	12
2.4 Modelovací algoritmy	14
2.5 Zbůsob sběru dat a jejich klasifikace pro mapování hnízdního rozšíření	22
2.6 Charakteristika modelovaných druhů	25
3. METODIKA	28
4. VÝSLEDKY	30
5. DISKUSE	34
6. ZÁVĚR	35
7. LITERATURA	36

1. Úvod

Klimatické podmínky jsou významným faktorem mající vliv na zeměpisnou distribuci globální biodiverzity (Pearson a Dawson, 2003). Toto je založeno na teorii ekologické niky (Hutchinson, 1957), která nám říká, že každý druh má definovaný soubor podmínek prostředí, ve kterých může přežít a růst - základní nika. Nicméně kvůli kompetici a ekologickým hranicím, jsou druhy schopny obývat jen určité části jejich základní niky – reálnou niku (Guisan a Zimmermann, 2000). Z toho důvodu, jak uvádí Pearson a Dawson (2003), prostorové uspořádání druhů může být efektivně předpovězeno použitím empirického vztahu mezi distribucí pozorovaných druhů a environmentální proměnné, která vytváří jejich „klimatický prostor“.

Z tohoto důvodu je rozhodující vyšetřovat dopad změny klimatu založený na druzích s různou fyziologií a specializací (lokalita, potrava), což umožňuje diverzifikaci významných druhově rozdílných strategií ochrany (Araujo *et al.*, 2006).

Takové šetření může být provedeno pomocí modelování šíření organismů (SDM). Tyto modely užívají kvantitativní metody jak odvozovat ekologické požadavky druhů z podmínek prostředí v lokalitách kde má daný druh doložený výskyt, kdy lze tyto informace využít k predikci přiměřeného nebo pravděpodobného výskytu v nevzorkovaných oblastech (Hernandez *et al.*, 2006). Díky tomu lze zhodnotit účinek změny klimatu na distribuci druhů. SDM pro predikci užívají aktuální rozsah druhů použitím aktuálních klimatických podmínek a predikují budoucí distribuci založenou na modelovém stavu budoucího klimatu. Za předpokladu, že aktuální stav druh – klima zůstane nezměněný i při změně klimatu (Fitzpatrick *et al.*, 2008).

Cíle práce:

- Model současného hnízdního rozšíření druhů *Ixobrychus minutus* a *Nettarufina*
- Predikce hnízdního rozšíření těchto dvou druhů do roku 2050
- Rešerše modelovacích metod
- Tvorba mapových výstupů

2. Literární rešerše

2.1 Species distribution models

„Modely druhové distribuce (SDM) jsou numerické nástroje, které kombinují sledovaný výskyt nebo hojnost druhů s environmentálními proměnnými. Jsou užívány pro získávání ekologických a evolučních náhledů a k predikci distribuce druhů v krajině, v některých případech vyžadují extrapolaci v prostoru a čase. SDM jsou široce užívány k modelování výskytu terestrických, sladkovodních i mořských živočichů. Rozdíly v metodách mezi disciplínami odráží rozdíly v druhové mobilitě a v typu prostředí. Modelovací proces a jeho robustnost je ovlivněna výběrem významných prediktorů, modelovací metodou, používanou stupnicí, způsobem jakým je ovládána souhra mezi environmentálními a geografickými faktory a rozsahem extrapolace. Současná vazba mezi aplikací SDM a ekologickou teorií je často slabá a omezuje pokrok (J. Elith, J. R. Leathwick 2009).

SDM lze rozdělit do dvou kategorií; složitější a novější metody dynamické, které kombinují znalost ekologie a interakce druhů s prostředím. Jde o mechanistické modely operující s průběhem šíření v čase (Beerling et al. 1995 ex Robertson et al. 2003). Tyto modely však kvůli své složitosti nelze univerzálně využívat.

Statické korelativní modely jsou na rozdíl od nich univerzálnější a robustnější. Tyto modely jsou založeny na analýze vztahu aktuálního stavu rozšíření (prostorové distribuce) druhu (presence/absence, biomasa, pokryvnost...) k různým faktorům prostředí, tzv. hledající časově nezávislou rovnováhu (Beerling et al. 1995 ex Robertson 2003).

Základy Species distribution models

„Klíčové kroky pro správné modelování v praxi jsou následující: shromáždění významných dat, ocenění jejich adekvátnosti (přesnost a rozsah druhových dat, závažnost a kompletnost prediktorů), výběr vhodného modelovacího algoritmu, vztah modelu k cvičným datům, vyhodnocení modelu včetně realismu vhodných odezvoových funkcí, vhodnost modelu vzhledem k datům, charakteristiky reziduálního a predikčního výkonu na zkušebních datech, mapování predikcí vzhledem ke geografickému prostoru, zvolení prahu, ve kterém je třeba kontinuální predikci redukovat do binární mapy a iterace zlepšení procesu vzhledem ke znalostem získaným skrze něj.“ (Elith, Leathwick 2009).

2.2 Rozdělení vstupních dat pro sdm

2.2.1 Data o výskytu druhů

2.2.1.1 Bodově lokalizovaná data

„Bodový údaj se odkazuje na umístění záznamu, kde byly druhy zaznamenány (např. vizuálně, slyšitelně nebo skrze obdobné doklady), kdy ke každému umístěnému záznamu je přiřazena zeměpisná souřadnice. Bodová data spadají do dvou širokých kategorií: odvozená z muzejních sbírek a sebrané předurčeným vzorkujícím postupem, obvykle při sestavování atlasů výskytu druhů.“ (Rondini et al. 2006)

Hlavní výhody

„Hlavní výhody bodových dat se vážou k jejich dostupnosti, snadnosti použití a nízký výskyt chyb. Bodová data jsou stále více k dostání skrz přímé databáze. Tyto přímé databáze typicky obsahují muzejní data. Bylo odhadnuto, že 5 – 10% z 2,5 miliard vzorků umístěných v přírodovědných muzeích bylo zaznamenána do elektronické podoby. Bodová data z přímých zdrojů vyžadují menší uživatelskou manipulaci než je požadována pro generování geografických rozmezí a predikují distribuční data. Například rozmezí často vyžadují přetvoření do digitalizované podoby z existujících publikací nebo z náčrtů zhotovených druhovými odborníky a předpovězená distribuční data jsou obecně získávána kombinací bodových dat s daty environmentálními. Užívání bodových dat umožňuje porozumění distribuci druhů, nabízí nejen výhody časových úspor, ale také potenciální snížení chyb spjatých s manipulací s daty. Tato nízká presence chyb navíc minimalizuje nejistoty doprovázející výběr oblastí určené pro rezervaci a zvyšuje důvěryhodnost, že tyto oblasti budou obsahovat druhové zájmy daného druhu.“ (Rondini et al. 2006)

Slabé stránky

Bodová data mohou nicméně obsahovat chyby vzniklé nepřesným nahráváním zeměpisných souřadnic nebo taxonomické chyby, například kvůli druhům bez identifikace nebo změny v taxonomickém systému. Poměr špatného třídění je v některých taxonech vysoký: více jak 80 % z muzejních vzorků rodu *Euscelidia* (*Insecta*) analyzovaných Meier a Dikow (2004) bylo předtím přiřazeno do špatných druhů vlivem špatné identifikace nebo synonymičností. Navíc žádný region nemá zcela kompletní bodová data, protože podrobná měření přes celou možnou řadu většiny druhů nejsou

téměř nikdy k dostání díky nedostatku zdrojů. Dále dochází k chybám z opomenutí v případech, že některé vyskytující se druhy zůstaly neodhaleny (Rondinini et al. 2006). Některé studie, které vyšetřoval citlivost chráněného plánování k neúplným datům a našly např. oblasti, kde chybí vzácné druhy (Gaston a Rodrigues 2003). Výsledky v muzejních nebo herbářových záznamech mohou být prostorově zkreslené směrem k místům, která jsou snadno přístupná, systematicky zkreslené směrem k druhům, které jsou relativně viditelné a spánkově zkreslené informace, kvůli neregulérním záznamům v průběhu času (Baba & Richardson 2002).

2.2.1.2 Zeměpisné rozmezí

Zeměpisné rozmezí je velmi jednoduchá forma predikovaných distribučních dat, kde ohnisko je identifikováno jako externí hranice distribuce druhů (Rondinini et al. 2006). Předpokládá se, že druhy se vyskytují rovnoměrně uvnitř tohoto rozmezí a pozice okrajů rozmezí je zaznamenána na mapách založených na odborném stanovisku a/nebo předpokládaném výskytu druhů (Gaston 2003).

Hlavní výhody

„Stejně jako bodová data jsou i zeměpisné rozmezí stále více k dostání skrz vědeckou literaturu, distribuční atlasy a úsilím mezinárodních, celosvětových, ochránářských organizací, kontrolovat rozsahová data velkých druhových skupin jako např. ohroženého ptactva. Závěry z takovýchto dat mohou vhodně zaplňovat mezery v závěrech vyvozených z bodových dat (geografická zaujatost, chyby z opomenutí...)“ (Rondinini et al. 2006)

Slabé stránky

Pozice rozsahových okrajů významně ovlivňuje výsledky ochránářského plánování v prioritních oblastech, kde mají tendence být zkresleny směrem k přechodovým ekologickým zónám, kde se sousední druhy shromažďují a překrývají, což má za následek vyšší druhovou rozmanitost této oblasti oproti okolním. Zeměpisné rozmezí obecně poskytuje velmi slabé základy pro ochránářské plánování (Baba a Richardson 2002).

2.2.1.3 Předpovědná distribuční data

„Vztahy mezi lokalitou výskytu druhů a environmentálními proměnnými mohou být využity pro predikci druhové distribuce. Tato data jsou generována používáním deduktivních nebo induktivních modelů. Deduktivní modely odvozují vztah „druh – prostředí“ z existující literatury a odborné znalosti a výstupem je stupnice přiměřenosti daných lokalit k obsazení druhem. Induktivní modely tento vztah odvozují z výskytových distribučních dat nebo hojnosti.“ (Rondinini et al. 2006)

Hlavní výhody

Predikční distribuční modely mají schopnost používat neúplnou informaci (prostorově neúplná bodová data) generují prostorově komplexní předpovědi distribuce druhů, vyhýbají se mnoha problémům vznikajících při ručním budování rozsahových map a dávají informace o změně pravděpodobnosti výskytu nebo hojnosti (Baba & Richardson 2002).

Slabé stránky

„Bez ohledu na to, jak detailní model je používán pro generaci predikčních distribučních dat, je nepravděpodobné vzít v úvahu všechny proměnné, které ovlivňují distribuci druhů. Většina druhů distribučních modelů je omezená na vztahy mezi druhy a jejich prostředím a neberou v úvahu historický a geografický faktor ovlivňující distribuci druhů. Predikční distribuční data mohou být také ovlivněna zaujatostmi ve vztazích druh – prostředí, např. kvůli neúplným nebo nepřesným bodovým datům, nebo kvůli nepřesné či zkreslené odborné znalosti.“ (Rondinini et al. 2006)

2.2.2 Environmentální proměnné

„Nicméně, různé environmentální proměnné ovlivňují distribuci druhů jinak v závislosti na modelové stupnici (Guisan & Hofer, 2003). Environmentální prediktory lze rozdělit do tří tříd (přímé, nepřímé a zdroje). (Austin a Smith, 1989) demonstrovaly, že rozmanitost jejich prediktivní síly závisí na modelové stupnici. Přímý prediktor je environmentální parametr, který není přímo konzumován, ale má značný fyziologický význam pro přežití druhů (například teplota a srážky). Nepřímý prediktor nemá žádný přímý fyziologický význam pro druhy (například nadmořská výška a svažitost). Zdroje jsou látky nebo energie spotřebovávané organismy (například jídlo a voda) (Guisan a

Zimmermann, 2000). Přímé prediktory byly prokázány jako účinné při modelování v malém měřítku (velký rozsah), zatímco nepřímé jsou doporučovány pro velké měřítko modelování (malý rozsah) (Guisan a Zimmermann, 2000). Studium přímých prediktorů v malém měřítku (velký rozsah) může odhalit hlavní hnací environmentální faktory, které nejlépe charakterizují celkové rozšíření druhů Patthey (2003). Zatímco analýza ve velkém měřítku (malý rozsah) může odhalit další rysy charakterizující obývanou lokalitu nebo rozsah na lokální úrovni. Modely odvozené od přímých prediktorů, jakým je například podnebí, které je relativně stabilní ve větším měřítku, jsou obecnější a platí i přes větší oblast. Zatímco nepřímý prediktor mění podmínky uvnitř menších územních celků (Guisan a Hofer, 2003). Z toho je evidentní, že pro účinný distribuční model je rozhodující výběr významných ekologických parametrů, které jsou hnací silou a/nebo příčinou distribuce. Nicméně, navzdory činitelům prostředím je distribuce druhů také ovlivněná evolučními změnami, vzájemným biotickým ovlivňováním a schopností rozšiřování daného druhu (Pearson a Dawson, 2003). Proto predikční distribuční modely vyvinuté na základě environmentálních proměnných musejí být interpretovány s ohledem k těmto dalším faktorům. Například bylo demonstrováno, že velikost dopadu klimatické změny na různých druzích kolísá v závislosti na jejich systematických, životních a historických rysech (Araujo *et al.*, 2006).

2.3 Změny rozšíření druhů vlivem klimatických změn

Několik studií užívajících různé predikční prostorové distribuční modely předpovídající účinky změny klimatu na druzích na globální nebo kontinentální úrovni (Pearson a Dawson, 2003, Araujo *et al.*, 2006), střední úrovni (Guisan a Hofer, 2003), národní úrovni a místní úrovni odhalují, že dopady změny klimatu na distribuci druhů jsou již rozeznatelné. Ve studii 143 druhů v rozsahu od měkkýšů k savcům byl identifikován trvalý a shodný posun v jejich distribuci souběžně se změnou klimatu (Root *et al.* 2003). Podobně, Thomas *et al.* (2004) demonstroval, že mezi 15 - 37% z 1,103 rostlin a zvířecích druhů ve vzorovém regionu zahrnující 20% ze zemského pozemského povrchu, bude k roku 2050 odsouzeno k vymření kvůli úzkému charakteru jejich ekologické niky. Na vymodelované prostorové distribuci 42 obojživelníků a 66 plazů na evropské úrovni za použití klimatického scénáře až do roku 2050 bylo demonstrováno, že se zeměpisná řada prakticky všech druhů s omezenou rozptylovací schopností zkrátí (Araujo *et al.* 2006).

„Výsledky prostorového modelování založeného na různých scénářích klimatických změn předpovídají změny zeměpisného rozšíření druhů. Druhy se teoreticky

mohou šířit do nových lokalit, pokud se podmínky těchto prostředí shodují s jejich druhovými ekologickými požadavky. Z toho vyplývá, že změna prostředí v nepříznivém směru, by měla být překážkou pro podnebím indukované změny šíření některých druhů. Tato předpověď byla testována za použití dat hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Bylo vybráno 28 druhů, jejichž severní hnízdní hranice jsou ve střední Evropě a bylo provedeno srovnání v jejich distribuci v České republice mezi lety 1985–1989 a 2001–2003. Z těchto druhů bylo identifikováno 10 druhů ovlivněných změnou prostředí, jako je ztráta environmentální různorodosti nebo zintenzivnění zemědělství, za použití místních literárních zdrojů. Těchto 28 druhů, jako skupina, neprokázalo nějaké významné změny jejich hnízdního rozšíření. Nicméně, druhy které byly ovlivněny změnou přírodního prostředí, významně omezili své rozšíření, zatímco ostatní druhy, kterých se tato změna nedotkla, své rozšíření zvýšily. Z tohoto důvodu bylo navrženo, že rostoucí osídlení druhů neovlivněných změnou prostředí je způsobeno klimatickými změnami. Nicméně, klima nemůže zastínit záporné dopady z využití půdy na distribuci druhů ovlivněných změnou tohoto prostředí. Proto takovéto druhy mohou být vážně ohroženy zejména při souběžném působení změn klimatu a ničením jejich přirozeného prostředí.“(Reif et al. 2010).

„Hojnost ptactva se obecně snižuje směrem od středu rozmezí jejich niky k okrajům a jejich prostorové uspořádání dostává charakter ostrůvků podél těchto okrajů. Hojnost a izolace jsou zároveň mezi nejdůležitějšími prediktory populačního setrvání, populace blízko rozsahových okrajů jsou více náchylné k vymření ve srovnání s populacemi v dalších oblastech rozpětí jejich ekologické niky. Proto není překvapením, že ochránářské perspektivy druhů s distribučními hranicemi v daném rozmezí, jsou běžným předmětem z hlediska místních zájmů. Následkem toho jsou ochránářské aktivity zaměřeny na zamezení vymírání uvnitř daného území, tj. předem zamezit posunu nepříznivým směrem v rámci rozmezí niky. Pro úspěch takovéhoho úsilí je třeba objasnit faktory omezující rozpětí a hlavní aspekty způsobující posuny v tomto rozmezí. Nejdůležitější z těchto faktorů jsou fyzické hranice (například vysokohorská pásma nebo kontinentální hranice), vzájemné biotické ovlivňování (paraziti, konkurenti) a změny ve složení půdního pokryvu. Jedním z nejvíce diskutovaných externích faktorů omezujících druhy v jejich zeměpisném rozšíření je klima (Huntley et al. 2008). Klima vytváří prostorový poměr v primární produktivitě, který se následně odráží v poměru složení ptačích společenstev stejně jako v druhové diverzitě. Nedávná změna klimatu, pravděpodobně zesílená lidským působením, je doprovázena zvýšením globální teploty o 0,6°C během posledního století, které má hluboký účinek na distribuci ptačích druhů. Proto je pravděpodobné, že rozšíření mnoha evropských druhů se v průběhu 21. století

posune severním směrem (Huntley et al. 2007). Posun tímto směrem je možno sledovat již několik dekád, důkazy toho pocházejí hlavně ze severních palearktických oblastí Britské ostrovy, Finsko nebo Severní Amerika. Pokud se máme zaměřit na malé regiony střední Evropy, jako je Česká republika, můžeme předpovídat, že druhy se severní hranicí v těchto regionech by měli zvyšovat své místní rozšíření v posledních dekádách. Nicméně několik studií poukazuje na to, že změna klimatu není jediná příčina změn v ptačí distribuci a hojnosti. Jsou nacházeny jasné vzory v populačních trendech některých z běžných ptačích druhů, které jsou snadněji vysvětlené změnami ve využití půdy spíše než klimatickými podmínkami. Můžeme tak předpokládat, že druhy, jejichž hnízdní prostředí je ovlivňováno změnami ve využívání půdy, se nemohou pohybovat způsobem předpovězeným modelováním vycházejícím ze změny klimatu. Důležitý cíl pro místní ochranu v praxi, je najít takové druhy, které postrádají potenciál pro posun jejich rozšíření vlivem podnebí, kvůli ničení jejich přirozeného prostředí. Tyto druhy by byly v blízké budoucnosti nejvíce ohroženy vymíráním.“ (Reif et al. 2010).

2.4 Modelovací algoritmy

Pro realizaci SDM lze využít velké množství různých algoritmů, od již dlouho využívaných GLM a GAM po novější metody jako je MARS, BRT a MAXENT. Všechny tyto algoritmy jsou složité na vyhodnocování a nelze vyloučit chyby vzniklé ve spojení s nedostatečnými a/nebo chybnými daty, proto ani není možné některou z těchto metod označit za nejkvalitnější. Při použití stejných parametrů ale různých modelů často dostaneme rozdílné výsledky (Araujo et Guisan 2006). Větší vliv na přesnost modelu než výběr metody mohou mít i jiné faktory jako je distribuční schopnost druhu (Tsoar et al. 2007; Thuiller 2003) nebo schopnosti a zkušenosti člověka, který modelování provádí (Austin et al. 2006). V současné době je vždy vhodné použít více modelovacích technik a porovnat je na konkrétním případě či konkrétních modelovaných druzích alespoň v nějaké pilotní studii a podle výsledků zvolit nejvhodnější metodu/metody (Brych, 2009). Modelovací techniky se nejčastěji srovnávají na základě hodnot AUC (area undercurvature) a na základě druhů se známou reakcí na dané proměnné nebo na reálných datech (např. Elith et al. 2006).

Několik studií ukázalo, že charakteristické ekologické rysy modelovaných druhů ovlivní přesnost SDM (Elith et al. 2006). Obecně je těžší modelovat druhy s širokým areálem rozšíření než druhy s malým areálem, a to kvůli jejich schopnosti přežít ve vysoce rozmanitých podmínkách prostředí, které nejsou snadno definované presenčními

daty, nezávislými proměnnými, nebo modelovým designem (Segurado a Araujo, 2004). Navíc, SDM algoritmy vyžadují data presenční a absenční. Zatímco presenční data mohou být zjištěna s vyšší důvěryhodností, absenční data jsou méně spolehlivě zjistitelná (Anderson, 2003). Algoritmus MAXENT (maximální entropie) je nedávno vyvinutá metoda (Phillipset al. 2006), která se ukázala jako velmi robustní, jak bylo demonstrováno Elithet al. (2006) skrz srovnávací vyhodnocení s ostatními modelovými technikami včetně dobře ustanovené GARP (Stockwell a Peters, 1999), BIOCLIM (Busby, 1991) a DOMAIN (Carpenteret al., 1993) metody. Tato studie byla uzavřena s tím, že MAXENT byl ze všech čtyř metod nejvíce schopný v produkování výsledků dokonce i s rozsahy výběru tak malými jako je pět výskytů a navíc je schopen modelovat komplexní vztahy a vzájemné ovlivňování mezi proměnnými.

Pro modelování dopadů změny klimatu je vhodnější využívat jednodušší metody a přímé prediktory (Rondini et al. 2006). V případě že používáme modelování pro predikci šíření a máme data s nízkým počtem pozorování, se nejčastěji využívají algoritmy GARP a MAXENT. Ze srovnávání těchto dvou, které provedl Pearson et al. (2007) na modelování madagaskarských ještěrek je MAXENT úspěšnější a má navíc výhodu deterministického algoritmu.

„Algoritmy musí být dostatečně robustní hlavně kvůli problematické distribuci vstupních dat o rozšíření druhů a jejich množství. Jejich výpočetní náročnost by měla být taková, aby bylo možné získat výsledky v rozumném čase a implementace algoritmů v takovém provedení, aby byla uživatelsky přijatelná a pokud možno komplexní, včetně vyhodnocení úspěšnosti a dalších parametrů. Algoritmy musí být dostupné ve formě aplikací či knihoven tak, aby bylo možné jejich co nejširší využití a kompatibility s dalším softwarem (GIS).“ (Brych, 2009)

BIOCLIM je obálková- stylová technika, která užívá druhové presenční záznamy k vytvoření více než třírozměrného prostoru, který shrnuje způsob, jakým jsou tyto záznamy distribuované s ohledem na environmentální proměnné (Busby 1991). Tato obálka specifikuje model v rámci percentilů nebo horní a nižší toleranci. BIOCLIM byl implementován uvnitř DIVA-GIS (Elithet al. 2006), různé implementace originální metody shrnul Busby (1991).

DOMAIN je na vzdálenosti založená technika, která odhaduje environmentální podobnost, používáním Gower dálkové metrické soustavy, mezi místem zájmu a nejbližší přítomnostním záznamem v environmentálním prostoru (Carpenter, Gillison a Winter 1993). Užívá jen přítomnostní data a vyplývající předpovědi se pohybují v rozmezí 0 až 100. Graham, Elith et al. 2008

LIVES „užívá metodu limitujícího faktoru, který předpokládá, že výskyt druhů je určen jen určitým činitelem prostředím, který nejvíce omezí jeho distribuci. Limitující faktor druhů je definován jako činitel prostředí, který má minimální podobnost (založeno na upravené Gower metrické soustavě) mezi činiteli prostředí uvažovaných v módu. Index vhodnosti mřížkové buňky ke druhům, je maximum podobností z cílové mřížky ke každé z cvičných mřížek (Carpenter, Gillison & Winter 1993).“

Generalized linear models (GLM) jsou matematickým rozšířením lineárních modelů, založené na vztahu průměru vysvětlované proměnné a lineární kombinaci vysvětlujících proměnných – tzv. „link funkce“ (Brych, 2009). Přizpůsobené parametrické podmínky, obvykle nějaká kombinace lineární, čtvereční a/nebo krychlové podmínky, užívající postupné procedury, kdy byly jedna po druhé lépe se hodící ohodnoceny Akaike informačním kritériem (AIC) (Graham, Elith et al. 2008). Data mohou pocházet z různých rozdělení včetně normálního, binomického, Poissonova, negativního binomického či gamma. (Guisan et al. 2002).“

Generalized additive models (GAM) „je neparametrické rozšíření GLM. Jejich předpokladem je hladký průběh a aditivita proměnných. Stejně jako GLM využívají „link funkci“ k propojení průměru závislé proměnné a „vyhlazení“ funkce vysvětlujících proměnných. Hlavní výhoda GAM je jejich schopnost vyrovnat se se silně nelineární odpovědí na vysvětlující proměnné (Brych, 2009). Jsou založeny na vztahu průměru vysvětlované a lineární kombinaci vysvětlujících proměnných (Guisan et al. 2002).

MARS (**Multivariate adaptive regression splines**)-, Multivarietní adaptivní regresní křivky, jsou založeny na regresní technice, poskytují alternativu pro vhodnost nelineární odezvy. MARS užívá po částech lineární vhodnost spíše než hladké funkce a vhodné procedury, což jim umožňuje mnohem rychlejší realizaci než GAM“ (Graham, Elith et al. 2008)

„MARS jsou kombinací GAM a regresních stromů. Gradient odpovědi závislé proměnné na vysvětlující proměnné je při výpočtu nejprve rozdělen na jednotlivé úseky, pro které je pak samostatně spočítán regresní model. To umožňuje zachytit i velmi komplexní odpovědi a interakce či stavy, kdy se koeficient funkce odpovědi závislé proměnné s průběhem vysvětlujících proměnných mění.“ (Brych, 2009)

GARP (**Genetic algorithm for rule-set production**) „je možné představit si jako sadu pravidel schopnou poradit si s málo strukturovanými daty nevhodnými pro klasické

statistické metody a gradientové analýzy. GARP pracuje v jednotlivých iteracích výběru pravidel. Nejprve je zvolena jedna z možných variant (např. bioklimatické pravidlo...) a ta je aplikována na výběr trénovacích bodů. Na základě této aplikace je vytvořeno pravidlo, které je otestováno na testovacích bodech presence a pseudoabsence. Změna v přesnosti predikce mezi iteracemi je pak využita k vyhodnocení, zda dané pravidlo zahrnout do modelu či nikoliv. Výpočet končí po zadaném počtu iteraci, nebo když dojde ke konvergenci.“ (Brych, 2009) Příkladem jeho využití pro modelování na základě ekologických nik je práce Peterson a Dawson 2003

CTA (Classification tree analysis) „nejsou, podobně jako GAM, založeny na předem určeném vztahu vysvětlujících a vysvětlovaných proměnných. Data jsou v jednotlivých iteracích rozdělena na skupiny na základě proměnných takovým způsobem, aby byla zachována homogenita v rámci skupiny (maximálně snížena variance) při zachování co nejmenšího počtu skupin. Výsledkem je binární strom.“ (Brych, 2009)

MAXENT –, modely maximální entropie byly vyvinuty uvnitř strojní komunity a užívají presenční data a nepresenční data z pozadí. Modelují distribuci druhů jako neznámé rozdělení pravděpodobností přes soubor bodů z pozadí (hodnoty bodů v pozadí jsou nezáporné a suma je až 1). Environmentální proměnné hodnoty v presenčních bodech vyvolávají omezení na neznámé distribuci. Například střed a změna environmentální proměnné by měly být blízko jejich empirických hodnot. Maximální entropie tak umožňuje aproximaci neznámé distribuce užíváním distribuce přes body v pozadí, které maximalizují entropii, předmět těchto omezení. Protože entropie je konvexní funkce, nemá žádná lokální maxima, pouze absolutní maximum (maximální entropická distribuce), mohou být nalezeny různorodé optimalizační metody.“ (Graham, Elith et al. 2008)

Boosting regression trees (BRT) „moderní metoda, která namísto jediného složitěho modelu snažícího se vysvětlit co největší množství variability (např. GLM), vytváří a kombinuje více relativně jednoduchých modelů (v tomto případě klasifikačních stromů založených vždy na jedné vysvětlující proměnné). Tato metoda bere automaticky v potaz možné interakce.“ (Brych, 2009)

„Zesílené regresní stromy kombinují dva algoritmy: posilující algoritmus opakovaně vyzývá regresní stromový algoritmus ke konstrukci kombinací nebo „celku“ stromů. Regresní stromy jsou následně přizpůsobeny a užívají algoritmus sestupného gradientu k modelování opakovaných residuí, která odrážejí shodující se nedostatky z

předchozího souboru stromů. Spíše než používání postupných procesů v GLM a GAM, které jsou založeny na modelových srovnáních za použití AIC, BRT užívá vzájemnou kontrolu platnosti porovnání modelů, což jim dodává predikční schopnost.“ (Elithet *al.* 2006)

ANN (Artificialneuralnetworks) – „neuronové sítě – jsou systémy chovající se jako nelineární regresní modely s mnoha parametry, schopné aproximovat libovolnou hladkou funkci, snaží se do určité míry simulovat funkci lidského mozku. Jde o velmi univerzální a flexibilní model pro aproximaci libovolných dat bez nutnosti znát přesně vztahy, distribuce a odpovědi proměnných. ANN jsou stále častěji také k analýze či klasifikaci dat.“ (Brych, 2009)

Mixturediscriminantanalysis (MDA) – „klasifikační metoda založena na „mixturemodels“. Jde o rozšíření „lineardiscriminantanalysis“, využívající ke klasifikaci kombinaci několika (např. normálních) rozdělení.“ (Brych, 2009)

Metoda	Implementace	Poznámka	Reference
Generalizedlinear model (GLM)	R		McCullagh and Nelder (1989), Lehmann et al. (2003), Thuiller (2003)
Generalizedadditive model (GAM)	R		Hastie (1991), Lehmann et al. (2003), Thuiller (2003)
Environmentalenvelope (CLIM)	OpenModeller	Systémy založené čistě na environmental envelopes, nedosahují výsledků srovnatelných s ostatními metodami	Busby (1991), Kadmon et al. (2003)
BIOCLIM	BIOCLIM, DIVA-GIS		Busby (1991)
DOMAIN	DIVA-GIS		Carpenter et al. (1993)
Multivariateadaptive regressionsplines (MARS)	R		Friedman (1991), Ennis et al. (1998), Moisen and Frescino (2002), Yen et al. (2004)
GARP (Geneticalgorithm for rule-set production)	GARP, OpenModeller		Stockwell et Peters (1999), Irfan-Ullah (2007), Chen (2007), Fiaboe et al. (2006), Stockwell et al. (2006), Sweeney et al. (2007), Willems et al. (2008)
ANN (Artificialneural networks)	OpenModeller, R		Thuiller (2003)
CTA (Classificationtree analysis)	BIOMOD pro R		Thuiller (2003), Munoz and Felicísimo (2004)
BRT (Boostedregression trees)	BIOMOD pro R		Elith et al. (2006)
RF (RandomForest)	R	Výpočetně náročné	Breiman (2002), Elith et al. (2006)
MDA (Mixture discriminantanalysis)	R		Manel et al. (1999)

Software

Biomod Aktuální a komplexní dostupný software pro modelování potenciálního šíření druhů. Jde o balík funkcí napsaných v jazyce R bez dalších závislostí, takže je plně multiplatformní (lze jej použít všude kde funguje R). Implementuje tyto statistické modely: GLM, GBM, GAM, CTA, ANN, SRE, MDA, MARS (pro jednotlivé algoritmy využívá již existující balíky a funkce pro R). Umožňuje vytváření a testování modelů, projekci modelů do jiných časových a klimatických scénářů, sestavování křivek odpovědí druhů, testování interakcí a mnoho dalšího.“ (Thuiller 2003).

Software je doplněn rozsáhlým manuálem popisujícím jak praktické použití funkcí, tak základní teorii a interpretaci všech implementovaných statistických metod (Thuiller et al. 2008).

GRASP (Lehmann et al. 2003) „je sofistikovaný balík včetně grafického rozhraní napsaný pro jazyk S-plus resp. R. Implementuje modelování prostorového rozšíření druhů statistickým modelem GAM od výběru proměnných, zpracování regresního modelu, predikce až po vyhodnocení a vytvoření mapy potenciálního rozšíření“ (Brych, 2009)

OpenModeller (Sutton et al. 2007) „vznikl za účelem vytvoření jednotného, dostupného a uživatelsky přívětivého prostředí pro tvorbu a vyhodnocování ekologických modelů. Jedná se o multiplatformní software napsaný v C++. Jednotlivé statistické algoritmy jsou řešeny jako pluginy, takže je možno rozšiřovat funkčnost programu o nové metody. Program umožňuje přípravu datových sad, sestavení a spuštění modelu, jeho vyhodnocení a zobrazení/exportu výsledných statistických a popisných dat a kartografické reprezentace vypočítané potenciální distribuce. Nabízí též rozhraní pro příkazový řádek umožňující snadnou automatizaci a knihovny funkcí použitelné pro integraci v rámci jiných projektů.“ Kromě klasických metod jako jsou ANN, AquaMaps, Bioclim a další „Environmental envelopes“ a jiné obsahuje také novou implementaci GARP (Elith et. al 2006).

Desktop GARP (Stockwell et Peters 1999) „je klasická referenční implementace metody GARP pro modelování a vytváření map potenciálního rozšíření druhů. Propracovaný desktop software. Lepší implementace algoritmu GARP je dnes v programu OpenModeller, která umožňuje rychlejší výpočet díky paralelnímu zpracování (Elith J. et al. 2006).

Diva GIS „je komplexní systém pro zpracování a analýzu prostorových dat, zejména distribuce organismů. Kromě mnoha jiných funkcí podporuje algoritmy

BIOCLIM a DOMAIN pro modelování rozšíření druhů na základě ekologických nároků.“
(Brych, 2009)

Praktické porovnání vybraných software produktů provedl Brych (2009) podle různých parametrů (tab.1)

Tabulka 1: Srovnání vybraných softwarových produktů dle zvolených parametrů.

- 1) možnost spouštět program na více platformách, především Windows, Linux a Mac
- 2) Možnosti integrace s dalšími programy, automatizace úloh apod.
- 3) Především možnost a složitost změn zdrojového kódu
- 4) Množství podporovaných algoritmů
- 5) Kvalita dokumentace
- 6) Aktuálnost vyjadřuje, zda je projekt stále ve vývoji

Software	1. Multiplatformnost	2. Možnosti Integrace	3. Flexibilita a možnosti úprav	4. Množství metod	5. Dokumentace	6. Aktuálnost
Biomod	+	+	+	+	+	+
GRASP	+	+	+	-	+	
OpenModeller	+	+	+	+	-	+
Desktop GARP	-	-	-	+	-	-
Diva GIS	-	-	-	+	+	+

2.5 Zbůsob sběru dat a jejich klasifikace pro mapování hnízdniho rozšíření

V následujících odstavcích je popsán průběh sběru dat během tří mapovacích období na území ČR a jeho klasifikace.

„První mapování v letech 1973 – 1977 se provádělo ve čtvercích o velikosti 10 x 10 km, tedy na plochách po 100 km². Ty tehdy musely být zakresleny na mapy v měřítku 1 : 200 000, rozstříhány a postupně rozeslány jednotlivým spolupracovníkům k překreslení na jejich vlastní mapy či k ofotografování a pak opět vráceny organizátorům. Na ČR tehdy připadalo 846 kvadrátů, na nichž spolupracovalo 913 pozorovatelů. Na doporučení European Ornithological Atlas Committee (EOAC) bylo jako podkladu pro mapování použito plochojevné mapy Merkatorovy projekce se snahou vytvořit stejnoploché jednotky základní sítě 10 x 10 km. Terénní práce byly omezeny na dobu 5 let.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„V letech 1985 – 1989 se práce uskutečnily v kvadrátech velikosti 10' východní délky x 6' severní šířky vyznačených geografickými souřadnicemi, tedy zhruba 12 x 11,1 km (plocha 133,2 km²). Na území ČR připadá 679 kvadrátů. V konečném zpracování jsou hraniční kvadráty zasahující méně než polovinou na území naší republiky vyřazeny, takže v Atlasu bylo zpracováno 628 kvadrátů. K nutnosti tohoto kroku přispělo i to, že do mnoha hraničních čtverců byl v té době vstup přísně zakázán. Změna velikosti čtverců byla nutná vzhledem k unifikování sítě, která se v ČR začala používat pro mapování všech druhů organismů. I přes odlišný počet čtverců (628 oproti 846) bylo srovnání možné. Základní porovnání vycházelo z celkového počtu základních polí, ve kterých byl druh zaznamenán a dále z počtu možných, pravděpodobných a prokázaných hnízdění v celkovém počtu druhem obsazených kvadrátů – vše v absolutních, zvláště ale relativních číslech (%). V terénu se pracovalo rovněž 5 let.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„V období 2001 – 2003 se mapování uskutečnilo ve stejných kvadrátech jako v letech 1985 – 1989. Doba terénních prací byla však zkrácena na 3 roky především z toho důvodu, že významně vzrostl počet členů České společnosti ornitologické, kteří vždy vykonali naprostou většinu terénních prací a také proto, že většina z nich měla již značné zkušenosti z předcházejícího mapování. Existoval tedy předpoklad, že zpracování jednotlivých čtverců bude dostatečné již ve tříletém období. Tento předpoklad se

skutečně vyplnil, i když je pravděpodobné, že při pětiletém průzkumu by zpracování mohlo být ještě dokonalejší. I Bezprostřední porovnání výsledků z obou posledních mapovacích období s rozdílnou dobou terénních prací se tím poněkud ztížilo. K podobnému zkracování mapovacích období došlo v některých dalších evropských zemích při posledních mapovacích pracích např. ve Švýcarsku či v Nizozemí.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Postup terénních prací byl stejný jako při obou předcházejících mapováních. Úkolem každého spolupracovníka bylo navštívit v přiděleném čtverci všechny biotopy, přičemž bylo doporučeno postupovat od biotopů nejvíce zastoupených (pole, lesy, obce, rybníky atd.) k biotopům méně zastoupeným až vzácným (pískovny, bažiny, bystřiny atp.) a nakonec pátrat po jednotlivých druzích cílevědomým prohledáváním vhodných prostředí, případně i za soumraku a v noci (sovy, chřástali, cvrčilký, lelek lesní, slavík obecná atd.). Svá terénní pozorování pracovníci zapisovali mezinárodně dohodnutými kódy (16 číselných kódů – viz dále) do speciálních druhových karet, které byli na konci každé sezóny zaslány zpět organizátorům. Kromě toho každý spolupracovník obdržel tzv. příležitostné karty používané v náhodně navštívených čtvercích např. o víkendech, dovolených, cestách do práce apod. Data z těchto příležitostných karet byla každoročně přenesena do druhových karet příslušných čtverců.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

Mezinárodní kódy obsahující následující kritéria:

Stupně průkaznost:

A= předpokládané hnízdění (tohoto stupně bylo po dohodě s EBCC použito jen při vyplňování druhových karet, nikoli však při sestavování map)

B= možné hnízdění

C= pravděpodobné hnízdění

D= prokázané hnízdění

Stupeň

Kategorie

A 0 Druh pozorovaný v době hnízdění (za hnízdní období se považuje doba od 1.4 do 31.7.) .Není ale nutné vymezovat se ve všech případech na toto období.

B 1 Druh pozorovaný v době hnízdění ve vhodném hnízdním prostředí (mnozí bahňáci, někteří brodiví a rackovití se u nás často zdržují po celém hnízdním období, aniž zahnízdí; u nich je proto nutné použít jiného dokladu o hnízdění)

2 Pozorování pávajících samců (samců) anebo zaslechnutí hlasů souvisejících s hnízděním v hnízdním období.

C 3 Pár pozorovaný ve vhodném hnízdním prostředí v době hnízdění.

4 Stálý okrsek předpokládaný na základě pozorovaného teritoriálního chování (např. zahánění soků, zpěv apod.) na tomtéž stanovišti nejméně dvakrát v odstupujícího týdne.

5 Pozorování toku a imponování nebo páření.

6 Hledání pravděpodobných hnízdišť.

7 Vzrušené chování a varování starých ptáků nejspíše v blízkosti hnízda či mlád'at.

8 Přítomnost hnízdních nažin u chycení starých ptáků.

9 Staří ptáci pozorovaní při stavbě hnízda nebo dlabání hnízdní dutiny.

D 10 Odpoutávání pozorování od hnízda nebo mlád'at a předstírání zranění.

11 Nález použitého hnízda (obydlenného či opuštěného během pozorování) či zbytků vaječných skořápek.

12 Nález čestvylétasných mlád'at (u krmivých ptáků) nebo mlád'at v prachové peří (u nekrmivých).

13 Pozorování starých ptáků přilétajících na hnízdiště či opouštějící je za okolností, která nasvědčují přítomnosti obsazeného hnízda (včetně vysokou místěných hnízdebních dutin, do nichž není vidět) či pozorování starých ptáků vysezujících snůšky.

14 Pozorování starých ptáků při dnášení trusu od hnízda nebo při přinášení potravy mlád'atům

15 Nález hnízda s vejci

16 Nález hnízda s mlád'aty (viděnými nebo slyšenými)

Kategorie jedna až dva tedy znamenají, že druh kvadrátu „možná“ Hnízdí, 3-9, že hnízdí „pravděpodobně“ a 10-16 „jistě“ (kategorie nula není při vyhodnocování výskytu

použita). Jedno doložené hnízdění v tříletém cyklu (dříve pětiletém) poskytuje dostateční důkaz o obsazenosti čtverce určitým druhem v nejvyšší kategorii průkaznosti. Kvantitativní data byla vyjadřována v následujících kategoriích geometrické rady: 1-5,6-25,26-125,126-625,626-3125,a více než 3125 páru na kvadrát.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Změny v početnosti a populační trendy ptáků jsou v ČR monitorovány od roku 1981. Výchozí data byla získána z tzv. bodových transektů, při kterých jsou na 20 sčítacích bodech vzdálených od sebe asi 300m, počítání byli všichni ptáci zjištěni vizuálně i akusticky. Na každém bodu se sčítá po dobu přesně 5 min. Každý transekt by měl být sčítán při vhodném počasí nejlépe dvakrát během hnízdního období duben – červen). Na vybraném transektu se sčítá ve stejnou dobu a alespoň dva roky po sobě. Sčítání je orientováno do doby nejvyšší aktivity ptáků. Hodnocení je založeno na indexech změn početnosti. U každého druhu je graficky znázorněn vývoj relativní početnosti (index).“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

2.6 Charakteristika modelovaných druhů

BUKÁČEK MALÝ *Ixobrychus minutus*

„Bukáček malý je rozšířen na všech kontinentech Starého světa, chybí pouze od Střední Asie severně Himaláje dále na východ. V celé Evropě se počty v letech 1970-90 silně snížily, v letech, v letech 1990-2000 se ustálily s regionálním kolísáním na méně než 120 000 párech a celoevropská populace je ohodnocena jako ztenčená (BirdLife International 2004). Bukáček malý je přísně tažný druh, odlétající na zimu i z hnízdišť v severní Africe, zimoviště leží ve střední Africe. Ptáci z ČR táhnou přes Itálii, nejdál byl zastížen zimující pták v Demokratické republice Kongo. Na hnízdiště se vracejí až v první polovině května, odlet je velice nenápadný, z hnízdišť ptáci mizí koncem léta, nejpozději do začátku října.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

“Prostředím bukáčka malého jsou stojaté nebo i pomalu tekoucí vody, kde může šplhat v hustých porostech u hladiny. U nás jsou to především porosty rákosu na rybnících, v bažinách a na mrtvých ramenech řek, ostatní porosty (orobinec, křovité vrby ve vodě ap.) jsou méně vyhledávány. Potrava je výhradně živočišná: nejpočetnější je vodní hmyz a jeho larvy, mezi nimiž daleko převládají vodní ploštice a vážky. Méně jsou v potravě suchozemští brouci, ještě méně jsou zastoupeny ryby do velikosti 6-10 cm, žáby a pulci.

Při lovu potravy stojí v mělké vodě nebo na porostu u hladiny, zřejmě však loví i na suché zemi.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

“Bukáček malý je volavkovitý pták velikosti holuba, s krátkýma nohama. Samec je velmi kontrastně tmavě modročerně a světle žlutohnědě zbarvený, samice je matnější, mláďata žlutohnědá s tmavým skvrněním. Žije jednotlivě v rákosinách, velmi skrytě, jen občas přeletuje nad porosty, hlava je přitom zatažená na hřbet. Zjišťování přítomnosti v hnízdní době je tedy možné převážně na základě hlasových projevů samice - je to monotónní hluboké ” vruvru...”, vytrvale opakované v krátkých intervalech. Hnízdo je uvnitř rákosového porostu, v trsu rákosu výše nad hladinou. Vejce snáší od poloviny května do poloviny července. Bukáček malý hnízdí v České republice především v níže položených rybnických oblastech, nejvýše zahnízdil na Matějovském rybníku u Žďáru n. Sáz., 563 m n. m. (Kunstmüller). Až do 60. let 20. století byl bukáček nejpočetnějším volavkovitým ptákem v ČR.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

“Celkový hnízdní stav bukáčka malého v ČR byl v letech 2001-03 odhadnut na 60-80 párů. To jsou čísla zhruba odpovídající situaci v období 1985-89 (50-90 párů). Tomu odpovídá i obsazenost mapovacích kvadrátů, která je v dvou posledních mapováních rovněž takřka stejná- 10% a 11%. Vzhledem k trvale nízké početnosti je bukáček malý v novém Červeném seznamu (Šťastný, Bejček 2003) stále řazen do kategorie CR-kriticky ohrožený druh.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

ZRZOHLÁVKA RUDOZOBÁ (Nettarufina)

„Zrzohlávka rudozobá obývá areál v jižnější Evropě a střední Asii velmi mozaikovitým způsobem. Po ústupu v evropském areálu začalo ve 20. Století opětovné šíření: do Francie od r. 1897, Dánska 1940, Nizozemí 1942, Rakouska a Polska až od r. 1968. V letech 1970 – 90 se však početnost evropské populace snižovala, v letech 1990 – 2000 byly trendy regionálně rozdílné, ale celkový počet do 59 000 párů je stabilní. Ptáci hnízdící na jednotlivých hnízdištích ve střední Evropě jsou tažní, populace v jižní Francii a Španělsku jsou stálé. Ptáci z ČR zimují hlavně v deltě Rhony v jižní Francii, jednotlivě byli zastíženi i v severní Itálii. Na hnízdiště v ČR přeletují již od konce února, hlavně v březnu, z hnízdišť mizí samci již v červenci, samice s mladými převážně v září.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Hnízdním prostředím rzohlávky rudozobé jsou oblasti mělkých vod s bohatou vegetací. U nás jsou to především větší rybníky a mělké nádrže v nižších polohách s dostatečnými porosty rákosin a zejména s ostrůvky. Za potravu slouží především vodní rostliny, hlavně řasy rodu *Chara*, ale i semena a zelené části rdestů, stolístku, prustky aj. Menší podíl živočišné potravy tvoří drobní živočichové. Potravu sbírá pouze ve vodě, a to na hladině i potápěním a „panáčkováním“ pod vodou.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Rzohlávka je téměř velikosti kachny divoké. Samec ve svatebním šatu je nápadně černo-šedohnědo-bílý s červenou rezavou velkou hlavou, zobák je korálově červený. Samice a samci v prostém šatu jsou hnědí, se světlými tvářemi ostře kontrastujícími s tmavým temenem; u samců v tomto šatu zůstává zobák červený, u samic tmavý. Plavou na hladině, často se potápějí. Drží se v párech i ve větších společnostech, zjara po přiletu často jen samci. V letu na svrchní straně křídel je patrný široký bílý pruh. Ozývají se jen zřídka hlubokým hlasem, samci opakovaným „bet bet“, samice chraplavým „karr“. Hnízda jsou především na ostrůvcích a hrázkách v hustém porostu, ale i v rákosinách v trsech rákosu, orobince nebo hromadách starého materiálu. Snášení vajec probíhá od začátku dubna do začátku července.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Rzohlávka rudozobá hnízdí jen v některých oblastech ČR, od nížin do 400 – 450 m n. m. na Třeboňsku v jižních Čechách. V roce 2002 byly zastiženy 2 páry na Vazebném rybníku u Bohdanova na Českomoravské vrchovině v 580 m n. m.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006)

„Zatímco v letech 1973 – 77 hnízdilo v ČR 120 – 170 párů, v období 1985 – 89 to bylo již 160 – 180 párů a celkový hnízdní stav rzohlávky rudozobé v letech 2001 – 03 činil 200 – 250. To představuje zvýšení stavu oproti poslednímu mapování o více než 30 %. Stejně tak vzrostla v uvedeném časovém rozmezí obsazenost kvadrátů ze 4 % na 9 %, tedy více než dvojnásobně.“ (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006) V Červeném seznamu je rzohlávka zařazena do kategorie EN – ohrožený druh. (Šťastný, Bejček 2003)

3. Metodika

Vstupní data a jejich úprava pro použití

Základními vstupními daty, co se týče aktuálního výskytu výše uvedených sledovaných druhů pro tuto práci, je Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice (Šťastný, Bejček, Hudec, 2006). Pro použití těchto dat bylo potřeba je převést do elektronické podoby, čehož bylo dosaženo pomocí nástrojů ArcGis. Do připravené mřížky (kvadráty síťového mapování) o identických rozměrech a souřadnicích jako je mřížka užívaná v Atlasu bylo zaznamenáno současné hnízdní rozšíření. V takto vzniklé vrstvě je třeba přidat do atributové tabulky sloupce pro údaje longitude a latitude. Hodnoty pro tyto sloupce vypočteme pomocí fce. Calculate geometry, jedná se o hodnoty centroidů s osami X a Y. Sloupce s jménem druhu a longitude, latitude je třeba pro další práci vyexportovat do tabulkového souboru ve formátu CSV (údaje odděleny čárkami), to lze provést např. v Open Office.

Klimatická data jak budoucího (scénář podle IPCC – CCM3), tak současná pocházejí z webu projektu WorldClim, stažena však byla ze stránek <http://edit.csic.es/Climate.html>, kde jsou k dispozici v různém rozlišení ve formě ASCII souboru (výčet souřadnic bodů a jejich hodnot), který je vhodný pro další úpravy. Zde jsme užívali rozlišení cca. 1000 m na pixel.

V této práci byly použity vrstvy Bio1 (průměrná roční teplota), Bio5 (maximální teplota nejteplejšího měsíce), Bio6 (minimální teplota nejchladnějšího měsíce), Bio12 (roční úhrn srážek), Bio13 (úhrn srážek v nejdeštivějším měsíci), Bio 14(úhrn srážek v nejsušším měsíci) a Bio15 (sezónní úhrn srážek). Dále byla použita vrstva vzdáleností od vody, která je volně ke stažení na <http://heis.vuv.cz>. Data dále upravujeme v ArcGis. Nejprve provedeme konverzi souboru ASCII do rastrového formátu fcí ASCII to raster (input je zde příslušný ASCII soubor), vzniklý rastr se ořízne pomocí fceExtract by mask na zájmové území, v našem případě použijeme vrstvu s kvadráty celé ČR. V oříznutém rastru spočteme průměrnou hodnotu dané proměnné ve všech kvadrátech pomocí nástroje ZonalStatistics. Takto vytvořený rastr nakonec převedeme zpět do formátu ASCII (Raster to ASCII) a uložíme soubor jako ASCII. Tímto způsobem upravíme všechny vstupní vrstvy.

Práce s MAXENT

Na základě upravených dat provedeme v aplikaci MAXENT ověření spolehlivosti predikce. Do okna Samples vložíme CSV soubor daného druhu a do okna Environmentallayers upravené ASC vrstvy. V kartě Settings nastavíme procentuální podíl cvičných dat, navolíme output directory a spustíme aplikaci. Spolehlivost predikce posoudíme tak, že srovnáme výsledky ověření spolehlivosti s daty reálného výskytu druhu. Kritérium pro takový úsudek je stupnice AUC, kdy za spolehlivé výsledky lze považovat AUC hodnoty blížíící se 1, obecně 0,9.

Pro realizaci samotné predikce je nutno data opět upravovat, protože pro predikci potřebujeme mít v poli Samples hodnoty zaznamenávající stav každé proměnné v kvadrátu se současným výskytem druhu ve formátu CSV. Tento postup umožňuje v MAXENT pracovat s takzvaným pozadím. Data upravíme následujícím způsobem: vytvoříme bodovou vrstvu odpovídající obsazeným kvadrátům (podle souřadnic středu), z předešlých úprav využijeme rastr současné zonální statistiky a přiřadíme hodnoty z rastru do bodové vrstvy pomocí fce. Extractvalues to point. Takto vytvoříme nové bodové vrstvy pro oba druhy s hodnotami z jednotlivých zonálních statistik. Z atributových tabulek všech těchto bodových vrstev pak vyexportujeme hodnoty pro každý druh zvlášť do souboru ve formátu SCV. Vzniknou dvě tabulky, kde každá obsahuje sloupce s názvem druhu, longitude, latitude, Bio1, Bio5, Bio6, Bio12, Bio13, Bio14, Bio15 a sloupec se vzdáleností od vody. Počet hodnot v těchto sloupcích odpovídá počtu kvadrátů obsazených v současné době.

Nyní se dostáváme k realizaci samotné predikce. V aplikaci MAXENT do pole Samples vložíme data ve formátu SCV z předešlého kroku, do pole Environmentallayers vložíme současná data pro ČR a do dalšího pole Projectionlayers direktory připojíme data budoucího scénáře pro území ČR, samozřejmě zvolíme také Output directory. Nastavíme procentuální podíl cvičných dat (25) a spustíme. Po dokončení procesu najdeme v adresáři pro výstup vyhodnocení predikce ve formátu html.

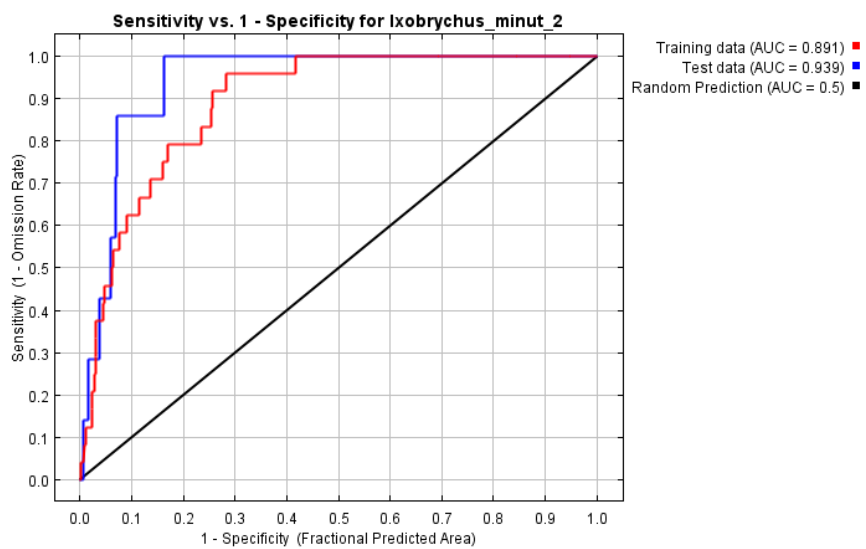
Během celého procesu se můžeme setkávat s negativními odezvami v MAXENT například „nemožné čtení“ apod. Z tohoto důvodu je třeba věnovat pozornost zejména souborům ve formátu ASC, kde musí být hodnoty odděleny čárkami, není-li tomu tak, je třeba je předělat např. jednoduchou funkcí poznámkového bloku „Nahradiť“. Také je nutné aby všechny ASC soubory se kterými pracujeme měli stejnou „cellsize“

4. Výsledky

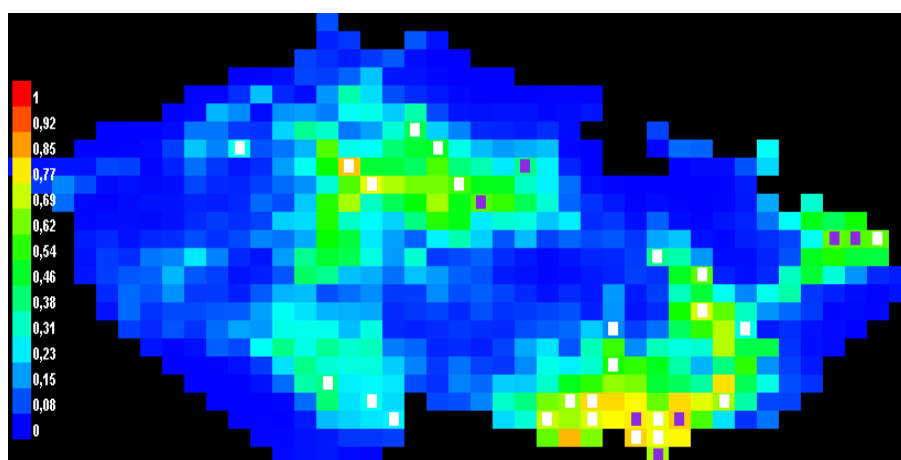
Výše popsaným postupem dostáváme predikci pro distribuci druhů *Ixobrychus minutus* a *Nettarufina* na území ČR vlivem klimatických změn dle vybraného scénáře CCM3.

Výsledky ověření pro *Ixobrychus minutus*

Graf hodnot AUC:

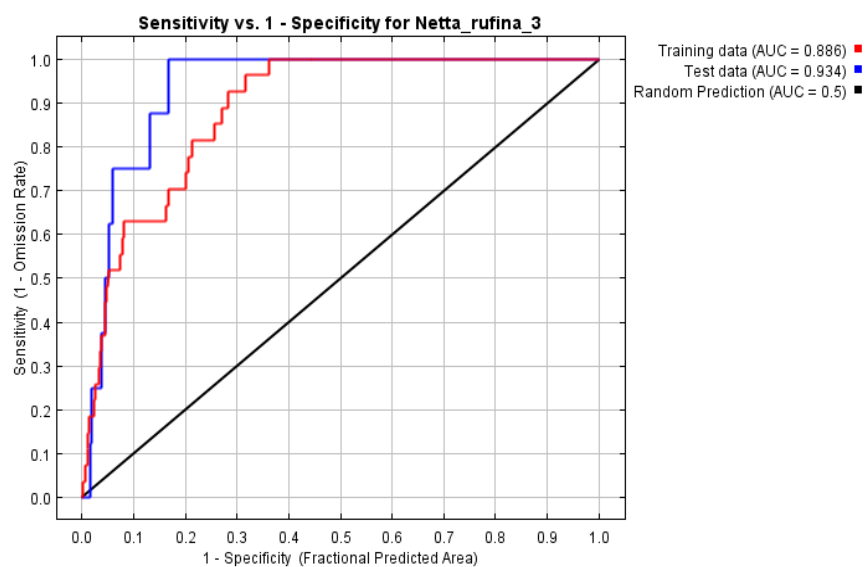


Znázornění obsazenosti kvadrátů:

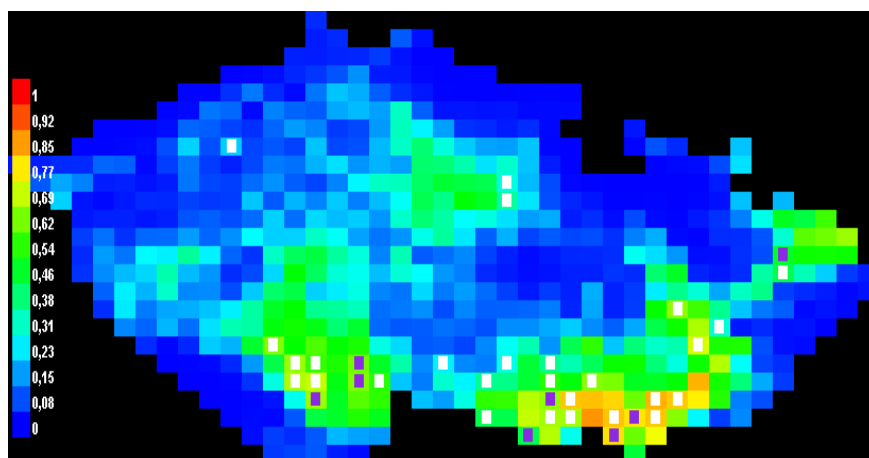


Výsledky ověření pro *Nettarufina*

Graf hodnot AUC:

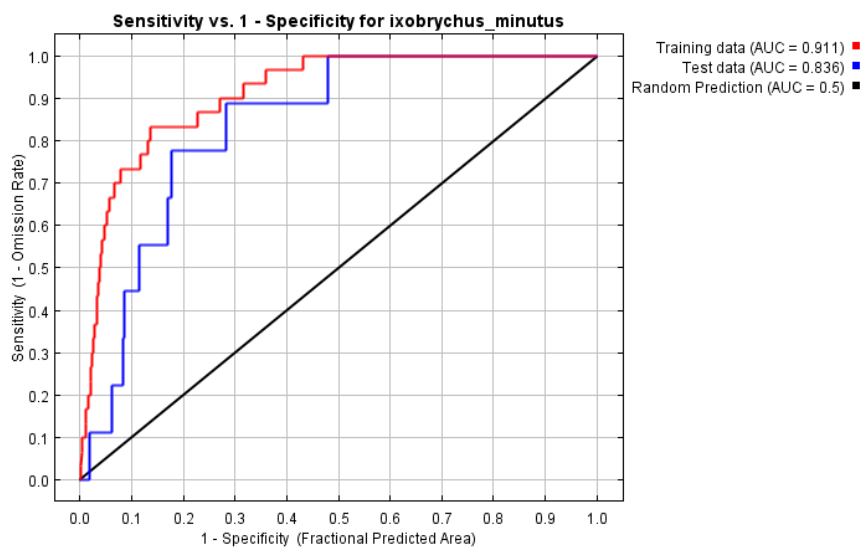


Znázornění obsazenosti kvadrátů:

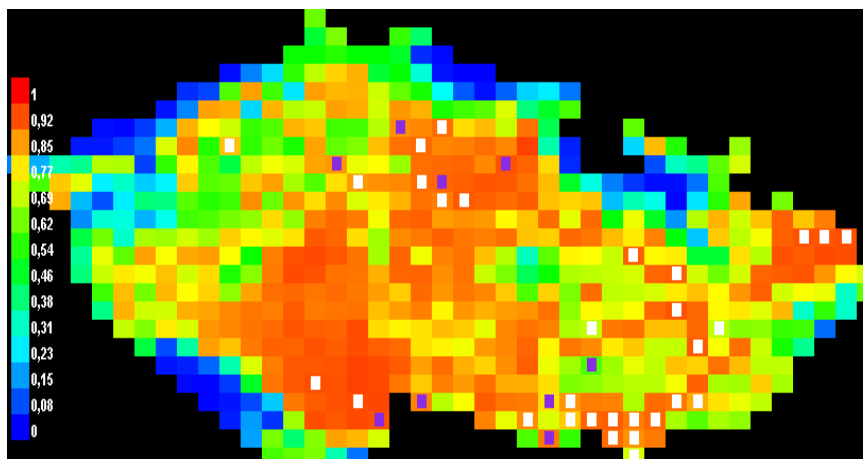


Výsledky predikce změny distribuce vlivem klimatické změny na *Ixobrychus minutus*

Graf hodnot AUC:

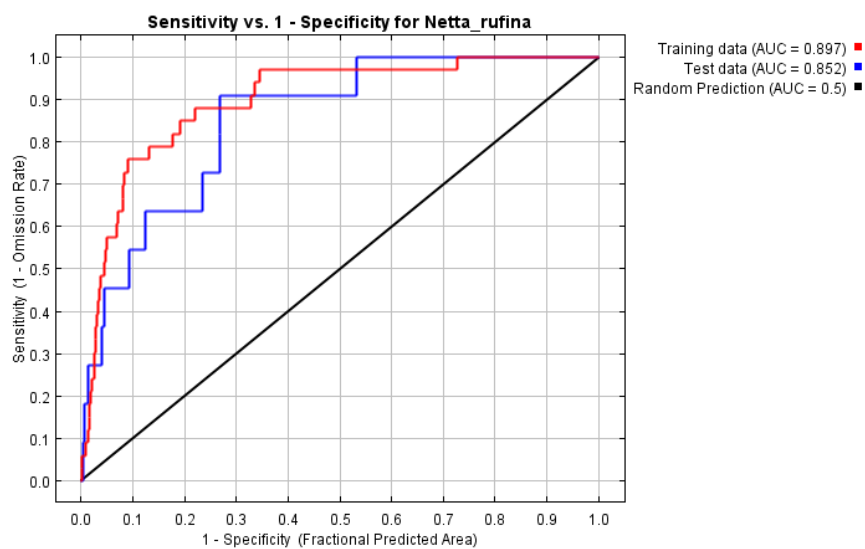


Zobrazení obsazenosti kvadrátů:

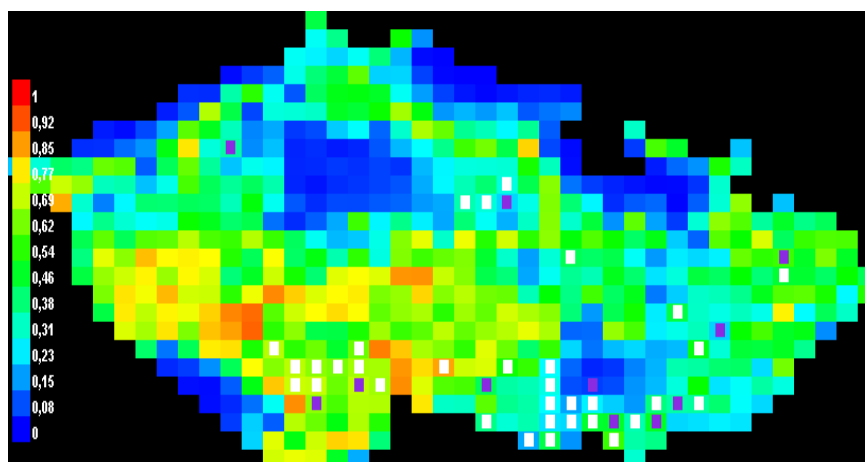


Výsledky predikce změny distribuce vlivem klimatické změny na *Netta rufina*

Graf hodnot AUC:



Zobrazení obsazenosti kvadrátů:



5. Diskuse

I za předpokladu, že pro predikci byl použit model s nejlepšími referencemi pro tuto problematiku (nízký počet vstupních výskytových dat) nelze tvrdit, že výstupy zde uvedené, se v budoucnu potvrdí. Toto vychází z předpokladu, že ani data klimatického scénáře CCM3, který byl použit nelze považovat za jasnou a neomylnou předpověď.

Na druhou stranu však z výsledků práce lze vysledovat, že hranice rozšíření námi sledovaných druhů se posunou severním směrem, což je ve shodě s prognózami a studiiemi uvedenými výše (viz Reif et al. 2010 a Huntley et al 2007).

Pro věrohodnější výsledky práce, by bylo vhodné provést modelování za použití více různých algoritmů a metod, což je ale velmi náročné, jak časově, tak metodicky a svým rozsahem by spíše odpovídalo práci diplomové.

6. Závěr

Hlavní cíl této práce, modelování šíření dvou vybraných ptačích druhů, byl splněn za použití aplikace algoritmu MAXENT.

Má-li mít tato práce nějaký přínos pro budoucí využití, pak jím bude zřejmě shrnutí metodických postupů pro práci s MAXENT a způsob úpravy vstupních dat, které lze využít pro aplikaci tohoto algoritmu na širokou škálu různých organismů. I když modelování rozšíření druhů pomocí algoritmu MAXENT není vcelku zas až tak náročné a lze jej realizovat i s poměrně nízkými znalostmi v oblasti úpravy geografických dat, je v současné době v rámci České republiky jen malé množství podobných studií, které by se daly použít pro nastudování postupů či vůbec samotné problematiky týkající se modelování potenciálního šíření druhů ať už vlivem klimatických změn, environmentálních proměnných, nebo změn půdního pokryvu či využití.

7. Literatura

ANDERSON, R. P. 2003: Real vs. artefactual absences in species distributions: Tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 30, 591-605.

ARAUJO, M. B., GUISAN, A., 2006: Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33, 1677-1688

ARAUJO, M. B., THUILLER, W. & PEARSON, R. G. 2006: Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33, 1712-1728.

AUSTIN, M. P. & SMITH, T. M. 1989: A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83, Pg. 35-47.

AUSTIN, M. P., BELBIN, L., MAYERS, J. A., DOHERTY, M. D., LUOTO, M., 2006: Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological modeling* 199, 197-216

BEERLING, D. J., HUNTLEY, B., BAILEY, J. P. 1995: Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *Journal of Vegetation Science* 6, 269-282

BUSBY, J. R. 1991: BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. IN

CARPENTER, G., GILLISON, A. N. & WINTER, J. 1993: DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, 2 667- 680.

CATHERINE H. GRAHAM, JANE ELITH ROBERT, J. HIJMANS, ANTOINE GUISAN, A. TOWNSEND PETERSON, BETTE A. LOISELLE AND THE NCEAS PREDICTING SPECIES DISTRIBUTIONS WORKING GROUP 2008: The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models *Journal of Applied Ecology* 45, 239-247

ELITH, J., H. GRAHAM, C., P. ANDERSON, R., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., J. HIJMANS, R., HUETTSMANN, F., R. LEATHWICK, J., LEHMANN, A., LI, J., G. LOHMANN, L., A. LOISELLE, B., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., MCC. M. OVERTON, J., TOWNSEND PETERSON, A., J. PHILLIPS, S., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., E. SCHAPIRE, R., SOBERON, J., WILLIAMS, S., S. WISZ, M. & E. ZIMMERMANN, N. 2006: Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.

FITZPATRICK, M. C., GOVE, A. D., SANDERS, N. J. & DUNN, R. R. 2008: Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: The *Banksia* (Proteaceae) of Western Australia. *Global Change Biology*, 14, 1337-1352.

GASTON, K.J. (2003): *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press, Oxford, New York.

GASTON, K.J. & RODRIGUES, A.S.L. (2003): Reserve selection in regions with poor biological data. *Conserv. Biol.*, 17, 188-195.

GUISAN, A. & HOFER, U. 2003: Predicting reptile distributions at the meso scale: Relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30, 1233-1243.

GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.

GUISAN, A., EDWARDS, T.C. & HASTIE, T. 2002: Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157, 89-100.

HERNANDEZ, P. A., GRAHAM, C. H., MASTER, L. L. & ALBERT, D. L. 2006: The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773-785.

HUNTLEY B., COLLINGHAM Y. C., WILLIS S. G., GREEN R. E. 2008: Potential impacts of climate change on European birds. *PloS ONE* 3: e1439.

HUNTLEY B., GREEN R. E., COLLINGHAM Y. C., WILLIS S. G. 2007: *A Climatic atlas of European breeding birds*. Lynx Edicion, Barcelona.

HUTCHINSON, G. E. 1957: Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quantitative Biol.*, 22, 415-427.

JANE ELITH AND JOHN R. LEATHWICK 2009: *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40:677–97

MARGULES, C. R. & AUSTIN, M. P. (Eds.) *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis* Canberra, ACT, Australia., CSIRO.

MEIER, R. & DIKOW, T. (2004): Significance of specimen databases from taxonomic revisions for estimating and mapping the global species diversity of invertebrates and repatriating reliable specimen data. *Conserv. Biol.*, 18, 478–488.

MITIKKA V., HEIKKINEN, R. K., LUOTO, M., ARAÚJO, M. B., SAARINEN, K., PÖYRY, J., FRONZEK, S., 2008: Predicting range expansion of the map butterfly in Northern Europe using bioclimatic models. *Biodivers Conserv* 17, 623-641

PATTHEY, P. 2003: Habitat and corridor selection of an expanding red deer (*Cervus elaphus*) population. Unpublished PhD. Lausanne, Switzerland, University of Lausanne.

PEARSON, R. G. & DAWSON, T. P. 2003: Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography Letters*, 12, 361-371.

PEARSON, R. G., RAXWORTHY, C. J., NAKAMURA, M., PETERSON, A. T., 2007: Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34, 102-117

PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P. & SCHAPIRE, R. E. 2006: Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.

PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P., SCHAPIRE, R. E., 2006: Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259

RANDIN, C. F., DIRNBOK, T., DULLINGER, S., ZIMMERMANN, N. E., ZAPPA, M., FUISAN, A., 2006: Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography* 33, 1689-1703

ROBERTSON, M. P., PETER, C. I., VILLET, M. H., RIPLEY, B. S. 2003: Comparing models for predicting species' potential distributions: a case study using correlative and mechanistic predictive modelling techniques. *Ecological Modelling* 164, 153-167

RONDINI, C., WILSON, K. A., BOITANI, L., GRANTHAM, H., POSSINGHAM, H. P. (2006): Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* 9: 1136 - 1145

ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNEIDER, S. H., ROSENZWEIG, C. & POUNDS, J. A. 2003: Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57-60.

SEGURADO, P. & ARAUJO, M. B. 2004: A evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31, 1555-1568.

SÉRGIO, C., FIGUEIRA, R., DRAPER, D., MENEZES, R., SOUSA, A. J., 2007: Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation* 135, 341-351

STOCKWELL, D. & PETERS, D. 1999: The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geo-graph. Inform. Sci.*, 13, 143-158.

ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V., HUDEC, K. (2006): Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum s.r.o. Praha

THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., ERASMUS, B. F. N., FERREIRA DE SIQUEIRA, M., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A. S., MIDGLEY, G. F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M. A., PETERSON, A. T., PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. 2004: Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.

THULLER, W., 2003: BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology* 9, 1353-1362

TSOAR, A., ALLOUCHE, O., STEINITZ, O., ROTEM, D., KADMON, R., 2007: A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13, 397-405