

Vysoká škola ekonomická v Praze

Fakulta informatiky a statistiky

Studijní program: Kvantitativní metody v ekonomice

Studijní obor: Statistika



Analýza životaschopnosti ohrožených druhů zvířat v České republice

Diplomová práce

Autor diplomové práce: Bc. Andrea Šťastná

Vedoucí diplomové práce: Ing. Karel Helman, Ph.D.

Akademický rok 2016/2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité prameny a literaturu, ze které jsem čerpala.

V Praze dne

.....

Podpis studenta

Poděkování

Ráda bych poděkovala Ing. Karlu Helmanovi, Ph.D. za cenné rady a ochotu při vedení této diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala Doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za spolupráci při poskytování dat z České společnosti ornitologické a za odborné a cenné informace. Velký dík patří také mé rodině a mým blízkým, kteří mě při psaní diplomové práce podporovali.

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá analýzou životaschopnosti vybraných ohrožených druhů zvířat v České republice. Práce je rozdělena na dvě hlavní části, kterým předchází definice analýzy životaschopnosti populace a obecný popis ochrany druhů. První část obsahuje stochastický model, který simuluje možné scénáře vývoje velikosti populace rysa ostrovida na území České republiky. Pro tvorbu tohoto modelu byl využit software Vortex. Druhá část je zaměřena na analýzu časových řad populací koroptve polní a ledňáčka říčního, kde byla data získána z České společnosti ornitologické. Tato analýza se snaží identifikovat vlivy, které mohou ovlivňovat životaschopnost obou druhů.

Klíčová slova

analýza životaschopnosti populace, stochastický model, analýza časových řad, kointegrace, rys ostrovid, *Lynx lynx*, koroptev polní, *Perdix perdix*, ledňáček říční, *Alcedo atthis*, ohrožené druhy

Abstract

Diploma thesis analyzes the viability of the selected species populations in the Czech republic. The thesis is divided into two main parts. The first part contains a stochastic model simulating possible scenarios of the Eurasian lynx population size in the Czech Republic. For this model program Vortex was used. The second part is focused on Time series analysis of the Grey Partridge and the Common Kingfisher population, where data was obtained from the Czech Society for Ornithology. This analysis aims on identification of factors that may affect the viability of the two bird species.

Keywords

Population viability analysis, Stochastic model, Time series analysis, Cointegration, Eurasian Lynx, *Lynx lynx*, Grey Partridge, *Perdix perdix*, Common Kingfisher, *Alcedo atthis*, endangered species

Obsah

Seznam použitých zkratk	1
Seznam nejdůležitějších použitých symbolů	2
Úvod	3
1 Analýza životaschopnosti populace (PVA)	5
1.1 Míra růstu	6
1.2 Zahrnutí stochastiky do PVA	7
1.3 Praktická stránka PVA	9
1.4 Vyhynutí	10
1.5 Odhadování velikosti populace v terénu	11
2 Červený seznam IUCN	13
2.1 Počet ohrožených druhů	14
3 Ochrana druhů v České republice	17
3.1 Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK)	17
3.1.1 Druhovká ochrana	17
3.1.2 Červený seznam ČR	19
3.2 Rys ostrovid v ČR	20
3.2.1 Ohrožení rysa ostrovida v ČR	20
3.2.2 Monitoring	21
4 Software Vortex	23
5 Vstupy simulace populace rysa ostrovida	27
6 Výsledky simulace populace rysa ostrovida	29
7 Vybraná teorie k analýze vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory	41
7.1 Stacionarita	42

7.2	Kointegrace časových řad	44
7.2.1	Diagnostická kontrola	45
7.3	Kros-korelace	48
8	Popis dat k analýze vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory	49
8.1	Jednotný program sčítání ptáků	49
8.2	Uvažované faktory	50
9	Výsledky analýzy vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory	55
9.1	Koroptev polní a velikost orné půdy	56
9.2	Koroptev polní a spotřeba průmyslových hnojiv	57
9.3	Koroptev polní a stav obyvatelstva	59
9.4	Koroptev polní a úhrnné srážky	61
9.5	Koroptev polní a průměrná teplota	62
9.6	Ledňáček říční a velikost vodních ploch	64
9.7	Ledňáček říční a investice na nakládání s odpadními vodami	65
9.8	Ledňáček říční a stav obyvatelstva	66
9.9	Ledňáček říční a úhrnné srážky	68
9.10	Ledňáček říční a průměrná teplota	70
	Závěr	73
	Seznam použité literatury	75
	Seznam obrázků	81
	Seznam tabulek	83

Seznam použitých zkratek

ACF	výběrová autokorelační funkce
ADF test	rozšířený Dickeyův-Fullerův
AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
AR	autoregresní proces
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČR	Česká republika
ČSO	Česká společnost ornitologická
ČSÚ	Český statistický úřad
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DF test	Dickeyův-Fullerův test
IUCN	Mezinárodní svaz ochrany přírody
JB test	Jarque-Bera test
JPSP	Jednotný program sčítání ptáků
KO	kriticky ohrožený
KU	koeficient špičatosti
MA	proces klouzavých průměrů
O	ohrožený
PVA	Analýza životaschopnosti populace
SK	koeficient šikmosti
SO	silně ohrožený

Seznam nejdůležitějších použitých symbolů

a_t	nesystematická složka a proces bílého šumu
$\hat{a}_t$	rezidua v čase t
B	operátor zpoždění
BR	počet narozených
DE	počet zemřelých
EM	počet emigrovaných
I^2	index determinace
$I(d)$	integrovaný proces řádu d
IM	počet imigrovaných
N_e	efektivní velikost populace
N_t	velikost populace v čase t
q_z	úmrtnostní míra ve věku z
R	míra růstu
$\hat{r}_\tau$	výběrová autokorelační funkce
s_{ϕ_1}	odhad směrodatné chyby odhadu ϕ_1
t	čas (časová proměnná)
T	délka časové řady
X_t, Y_t	náhodná veličina v čase t
$\{X_t\}$	stochastický proces
β	regresní parametr
γ	autokovarianční funkce
λ	míra růstu populace
μ	střední hodnota
ρ	autokorelační funkce
σ^2	rozptyl
σ	směrodatná odchylka
τ	zpoždění
ϕ_p	parametr autoregresního procesu řádu p

Úvod

„Příroda je proti nám ve výhodě, může existovat bez nás, my bez ní zahyneme.“

Jaromíra Kolářová

V poslední době je kladen velký důraz na ochranu životního prostředí, přírody a také zvířat, což se dostalo i do povědomí veřejnosti, které toto téma není lhostejné. Tato diplomová práce se zabývá analýzou životaschopnosti vybraných ohrožených druhů zvířat v České republice, konkrétně rysa ostrovida, koroptve polní a ledňáčka říční. Cílem práce je tedy zhodnotit životaschopnost těchto druhů (rys ostrovid) a zjistit, jak jejich početnost souvisí s vývojem vybraných faktorů (koroptev polní a ledňáček říční). Jedná se o empirický typ práce.

Práce je logicky uspořádaná do dvou praktických částí, kterým předchází teoretický popis analýzy životaschopnosti populace, popis Červených seznamů a ochrana druhů zvířat a rostlin v České republice.

První část se věnuje analýze životaschopnosti rysa ostrovida v České republice a jejím cílem je vytvořit různé scénáře vývoje jeho populace v závislosti na velikosti úmrtnosti jedinců a zapojení inbreedingu. Rys ostrovid patří v České republice mezi silně ohrožené druhy a v současnosti je snaha o zvýšení počtu jedinců (např. hnutí DUHA). Tato analýza byla provedena v softwaru Vortex, který vytváří simulace pro volně žijící populace zvířat a rostlin. Údaje o rysovi ostrovidovi a tedy vstupní hodnoty simulace pocházejí z vícero zdrojů, které jsou uvedeny v tabulce č. 5.1.

Druhá část diplomové práce se zabývá zkoumáním časových řad dvou populací v souvislosti s vývojem časových řad vybraných faktorů. Hlavními časovými řadami jsou odhady vzorku populace koroptve polní a ledňáčka říčního v letech 1982–2015 v České republice. Data byla získána z České společnosti ornitologické. Koroptev polní je v ČR považována za ohrožený druh a ledňáček dokonce za silně ohrožený druh. Cílem této části diplomové práce je zjistit, zda vývoj populací koroptve polní

a ledňáčka říčního souvisí s některými z vybraných faktorů. Mezi zdroje dat uvažovaných faktorů patří Český statistický úřad, Český hydrometeorologický ústav a Český úřad zeměměřický a katastrální.

Dalším cílem práce je také posouzení několika hypotéz. První hypotézou je, že snižováním velikosti úmrtnosti u rysa ostrovida dojde ke zvýšení hypotetické velikosti jeho populace. V další hypotéze předpokládáme, že u rysů v jihozápadních Čechách je nižší riziko vyhynutí než u rysů v Beskydech, a to z důvodu větší populace rysů v jihozápadních Čechách. Hypotéza v následující části práce zní, že na životaschopnost koroptve polní nebo ledňáčka říčního působí vybrané vlivy, a to buď pozitivně nebo negativně. Například u koroptve polní by zvýšení spotřeby průmyslových hnojiv mohlo znamenat snížení množství dostupné potravy a tedy hladovění a úhyn některých jedinců. Na populaci ledňáčka by například kladně mohlo působit zvyšování velikosti vodních ploch, neboť v nich potravu shání. Všechny uvažované vlivy jsou popsány v kapitole 8.2.

Celá diplomová práce je zpracována v programu $\text{\TeX}$, konkrétně $\text{\LaTeX}$. V první praktické části byl použit k vytvoření simulací program Vortex a v druhé praktické části byly využity programy EViews, R a Excel. Použití veškerých testů v diplomové práci jsou posuzovány na 5% hladině významnosti.

Kapitola 1

Analýza životaschopnosti populace (PVA)

Analýza životaschopnosti populace¹ (angl.: Population Viability Analysis) se stala základním kamenem vědy, která se zabývá ochranou přírody (angl.: Conservation Science). Je to proces a nástroj, který se používá k vytváření teorie, analyzuje data, predikuje populační trendy a na základě nich dělá rozhodnutí. Tato analýza umožňuje vytvořit si pohled na to, jak stochastické události a procesy ovlivňují šance na vyhynutí.[9]

PVA je tedy proces, který se skládá z identifikování hrozeb, kterým druhy čelí a vyhodnocování pravděpodobnosti, že zůstane na živu po danou dobu v budoucnosti. Tento proces je blízce spojen s pojmem minimální životaschopná populace (angl.: minimum viable population) definující minimální počet jedinců, kteří zajistí populační vytrvalost.[3]

K odhadu středních hodnot životních měr (angl.: Vital rates) je vyžadováno dostatečné množství dat, která jsou zřídka dostupná a navíc důvody a načasování úmrtnosti jsou málokdy známy. U zvířat je přežití nejobtížněji měřitelný ukazatel životní míry a je třeba ho odlišit od pravděpodobnosti znovuzpozorování jedince (angl.: The probability of resighting). Stejně tak je náročné zjistit odhad rozptylu velikosti populace ve stochastickém modelu. Dlouhodobé studie ukázaly, že tento odhad rozptylu v čase do 8. až 20. období není asymptotický, pokud tedy vůbec asymptotický je. Použití dat z krátkodobých studií bude tedy podceňovat rozptyl

¹Populace může být definována jako soubor jedinců, kteří jsou dostatečně geograficky blízko, mohou se navzájem najít a rozmnožovat se. V praxi je populace obvykle nějaký soubor jedinců stejného druhu, kteří jsou na konkrétním území více či méně rozloženi souvisle.[3]

životních měr. Nicméně to může být kompenzováno odhadem rozptylů z terénních studií, které zahrnují výběrovou chybu, což způsobuje přecenění rozptylu.[9]

1.1 Míra růstu

V práci je několikrát zmíněn pojem **míra růstu** (angl.: growth rate), kterou je proto pro účely této práce třeba definovat. Míra růstu má v odvětví ochrany zvířat vícero pojmenování a někdy se nazývá populační míra růstu, rychlost růstu, hrubá míra přirozeného přírůstku nebo intenzita populačního růstu.

Počet jedinců v čase t ve vymezené populaci se značí N_t . Počet N_t závisí na počtu jedinců v předchozím čase N_{t-1} a také na změnách v populačních procesech, které nastaly od předchozího časového okamžiku do současnosti. Tyto změny zahrnují počty narozených BR , zemřelých DE , a je-li populace otevřená, tak i počty příchozích IM a odchozích EM . Základní rovnici tedy tvoří:

$$N_t = N_{t-1} + BR - DE + IM - EM. \quad (1.1)$$

Ze základní rovnice 1.1 lze odvodit změnu populační velikosti (mezi časem t a $t-1$) jako

$$\Delta N = BR - DE + IM - EM, \quad (1.2)$$

která je mezi dvěma časovými okamžiky[18]

$$\Delta N = N_t - N_{t-1}. \quad (1.3)$$

Podíl populační změny ΔN ku velikosti populace na počátku časového úseku dává míru růstu R

$$R = \frac{\Delta N}{N_{t-1}} = \frac{N_t - N_{t-1}}{N_{t-1}} = \frac{BR + IM - DE - EM}{N_{t-1}}. \quad (1.4)$$

Z rovnice vyplývá, že pokud je $BR + IM > DE + EM$, tak $R > 0$, pokud $BR + IM = DE + EM$, tak $R = 0$ a nakonec tedy pokud $BR + IM < DE + EM$, tak $R < 0$. Z rovnice rovněž vyplývá, že $RN_{t-1} = N_t - N_{t-1}$, a tudíž velikost populace na konci časového úseku bude rovna[18]

$$N_t = N_{t-1} + RN_{t-1}. \quad (1.5)$$

Míra růstu populace se značí λ a je možné ji odvodit z rovnice:

$$N_1 = \lambda N_0, \quad (1.6)$$

kde N_0 značí počáteční velikost populace (první známá hodnota populace) a N_1 velikost populace v čase 1. Velikost populace v čase $t = 2$ a v čase $t = 3$ se vypočte jako

$$N_2 = \lambda N_1 = \lambda(\lambda N_0) = \lambda^2 N_0, \quad (1.7)$$

$$N_3 = \lambda N_2 = \lambda(\lambda^2 N_0) = \lambda^3 N_0 \quad (1.8)$$

a obecně tedy

$$N_t = \lambda^t N_0. \quad (1.9)$$

Konečná rychlost růstu populace je bezrozměrné číslo a její hodnota nezávisí na časovém měřítku (tj. je obecně vztažena k rychlosti populačního růstu jakéhokoli jedince za sezonu). Rovnici 1.9 se také často říká exponenciální model růstu.[18]

Lze dokázat, že $\lambda = 1 + R$, jelikož rovnici 1.5 lze upravit jako

$$N_t = N_{t-1}(1 + R). \quad (1.10)$$

1.2 Zahrnutí stochastiky do PVA

Stochastické fluktuace mohou vést populaci nebo druh k vyhynutí i navzdory tomu, že očekávaná míra růstu je pozitivní a populace je pod její nosností.² Existují dva hlavní druhy stochastiky, které působí na životaschopnost druhů. **Demografická stochastika** je způsobena náhodnou variabilitou ve zdatnosti³ jedinců, která je mezi jedinci navzájem nezávislá. To způsobuje náhodné fluktuace v průměrné zdatnosti nebo populační míře růstu, které jsou nepřímo úměrné velikosti dané populace. **Stochastika životního prostředí** je způsobena fyzickými nebo biologickými změnami, které působí na zdatnost všech jedinců, a to podobným způsobem. To vede k náhodnému kolísání v populační míře růstu bez ohledu na velikost populace.[9] Může se jednat například o počasí, hojnost kořisti, výskyt dravců atd.[23] **Katastrofy** jsou náhlé pády ve velikosti populace, způsobené extrémními událostmi týkajícími se životního prostředí (například sucha, povodně, požáry, epidemie). Shaffer (1987) později zahrnul náhodné katastrofy jako tzv. „vyšší ocas“ stochastiky životního prostředí. **Genetická stochastika** v konečné populaci (známo také jako náhodný genetický drift) s sebou nese náhodné změny v genové frekvenci způsobené variabilitou ve velikostech rodin a Mendelovskou segregací alel.⁴ Zejména v malé

²Nosnost je definována níže.

³Zdatnost je schopnost jedince produkovat plodné potomstvo.[10]

⁴Princip segregace popisuje, jak jsou páry genových variant rozděleny do pohlavních buněk. Segregace genových variant, tzv. alely (definováno v následující větě) a jejich odpovídající vlastnosti

populaci v důsledku páření mezi příbuznými jedinci (tzv. **Inbreeding**) produkuje náhodnou ztrátu alel a redukuje genetickou variabilitu, která je vyžadována v adaptivní evoluci. To způsobuje inbrední depresi, která se projevuje snížením individuální zdatnosti a populační mírou růstu. Inbreeding se nejčastěji projevuje v malé populaci a jeho průměrný koeficient je obecně definován jako:

$$\Delta = \frac{1}{2N_e}, \quad (1.11)$$

kde N_e popisuje efektivní populační velikost⁵, která je obecně nižší než klasická velikost populace ze sčítání N . [9]

Stochastické kolísání v populační míře růstu přispívá k zvýšení rizika vyhynutí ze dvou důvodů. Stochastika nezpůsobuje jen náhodné setkání s „absorbující hranicí“ vyhynutí, ze kterého se druh už nemůže vrátit, ale má navíc také kumulativní deterministickou tendenci snížení populací, která ji vede k vyhynutí. To se děje kvůli tomu, že populační růst je v podstatě multiplikativní proces a dlouhodobé dynamiky v její velikosti jsou řízeny geometrickým průměrem míry růstu, který je vždy nižší nebo roven aritmetickému průměru. [9]

Stochastika životního prostředí vede míru růstu r ke kolísání náhodně v čase s její průměrnou hodnotou $\bar{r}$ a rozptylem σ_e^2 . Očekávaná míra nárůstu se pak vypočítá jako $\ln N = \bar{r} - \frac{\sigma_e^2}{2}$. U Demografické stochastiky se rozptyl individuální zdatnosti značí σ_d^2 a rozptyl průměrné zdatnosti tedy $\frac{\sigma_d^2}{N}$. Pro obě stochastiky je pak míra růstu r , průměrná míra růstu $\bar{r}$ a rozptyl $\sigma_e^2 + \frac{\sigma_d^2}{N}$. Očekávaná míra nárůstu je $\ln N = \bar{r} - \frac{\sigma_e^2}{2} - \frac{\sigma_d^2}{2N}$. Této zobecněné transformaci $\ln N$ odpovídá nestabilní rovnováha v hodnotě, která odpovídá velikosti populace:

$$N* = \frac{\frac{\sigma_d^2}{4}}{\bar{r} - \frac{\sigma_e^2}{2}}, \quad (1.12)$$

kde $N*$ představuje zároveň hranici populační velikosti, pod kterou má druh tendenci k vyhynutí. [9]

byly poprvé pozorovány Gregorem Mendelem v roce 1865. [37] Alela je tedy jeden z páru genů, které se objevují v určitém místě na určitém chromozomu a kontrolují stejné charakteristické znaky, jako je například krevní skupina a barvoslepost. [5]

⁵ „Ideální“ populace je ta, která má náhodné páření, rovnoměrný poměr pohlaví, diskrétní generace a náhodnou variabilitu v úspěchu reprodukce. Protože realita skoro nikdy nesplňuje „ideální“ podmínky, byl vytvořen koncept efektivní velikosti populace N_e , který popisuje velikost „ideální“ populace, která má stejnou míru genetických změn jako populace uvažovaná. [9]

1.3 Praktická stránka PVA

Dosud byla definovaná pouze standardní definice analýzy životaschopnosti populace a je vhodné si specifikovat její pracovní verzi. PVA je analýza, která využívá data v analytickém či simulačním modelu pro výpočet rizika vyhynutí jedinců nebo používá úzce související měření populační životaschopnosti (například podíl simulovaných populací, které končí nějakou velikostí po stanovení časového horizontu). Reed a kolektiv navrhli podobnou definici PVA. Modely PVA, které odhadují rizika vyhynutí je nutné odlišit od mnoha jiných druhů analýz, které nejsou schopny kvantitativně nebo přímo odhadnout takovou míru.[9]

Omezení definice PVA na její pracovní verzi má za následek vyloučení některých analýz, které jen doplňují model. Jsou to:

- kvalitativní posouzení nebo znalecké posudky;
- genetické modely, které se pokoušejí odhadnout efektivní velikost populace;
- demografické modely zaměřené na jiné otázky než riziko vyhynutí (například analýza míry populačního růstu).[9]

Neexistuje žádný ojedinělý návod jak postupovat při PVA, protože každá populace je jiná a musí se posuzovat zvlášť. Metod, které se mohou použít, je několik. Může se jednat o statistickou analýzu na základě historických dat, porovnání dvou populací a zjišťování vztahů mezi druhem a životním prostředím.[3]

PVA je často orientovaná na management vzácných nebo ohrožených druhů a snaží se zlepšit jejich šance na přežití. Tento management sleduje hlavní dva cíle. Krátkodobým cílem je minimalizovat riziko vyhynutí. Dlouhodobým cílem je podporovat podmínky, ve kterých druh zůstane na svém potenciálu⁶ při daných evolučních změnách bez intenzivního managementu. V důsledku toho řeší tři hlavní aspekty:

- plánovací výzkum a sběr dat,
- posouzení zranitelnosti,
- zhodnocení možností managementu.[3]

⁶Nebo rovnovážném stavu. Má-li populace přežít, musí po určité době růstu nebo poklesu dosáhnout rovnováhy s prostředím.[18]

Před provedením analýzy je třeba si stanovit dvě podmínky, které musí být splněny. Nejprve je nutné si položit otázku, jakou odpověď by nám model měl dát. Druhou podmínkou jsou vhodná data, a to jak kvantitativně, tak i kvalitativně. Green a Hiron (1991) zjistili, že vhodných dat pro modelování populace ohrožených ptáků jsou pouze 2 %.[9]

Vytváření modelu populace často zahrnuje kompromis mezi obecností, precizností a realitou. **Analytické modely** byly vytvořeny k vyvinutí teoretických a heuristických modelů, jsou často velmi obecné a obtížně uplatnitelné v reálných situacích. **Statistické modely** mohou poskytovat přesné výstupy, ale jejich obecnost sahá jen na specifickou řadu dat. Použitelnost těchto metod může být navíc také limitována předpoklady. Jako nejvíce realistický model se nejčastěji považuje **systémově simulační model**, který může být vytvořen pro konkrétní druh, scénář nebo krajinu a umožňuje zapojení dílčích mechanismů zájmu (například změny u demografických měr nebo využívání půdy). Mimoto tyto modely často poskytují méně přesné výsledky, protože jsou stochastické, takže výstupy modelu jsou spíše ve formě pravděpodobnostního rozdělení. Tudíž výběr modelu pro analýzu životaschopnosti populace bude vždy limitován cílem analýzy, dostupností dat a předpoklady, které jsou realistické.[9]

1.4 Vyhynutí

PVA se vypořádá s důležitým aspektem populační dynamiky, konkrétně s poklesem počtu jedinců a vyhynutím populace. Více než 99 % druhů zvířat, které kdy na světě existovaly, jsou dnes již vyhynuty. Za posledních několik stovek let nejvíce záznamů zániku se objevuje u savců, ptáků a suchozemských šneků. Je to kvůli tomu, že taxonomie⁷ těchto skupin jsou nejvíce známy.[3]

V malých populacích je pravděpodobné, že hlavní roli na osud druhu hrají demografické a genetické procesy spolu s variabilitou životního prostředí a dalšími stochastickými a deterministickými faktory. V hodně případech způsobuje pokles velikosti populace také člověk a jeho aktivity. Mezi tyto aktivity patří:

- ničení biotopů⁸ a fragmentace⁹,

⁷Taxonomie (systematika) je věda, která se zabývá tříděním organismů do soustav.[14]

⁸Soubor veškerých biotických a abiotických činitelů, které vytvářejí životní prostředí určitého organismu nebo organismů.[11]

⁹Fragmentace je rozdělení jednoho souvislého území na více menších částí prostřednictvím nějaké

- nadměrné vytěžování,
- znečištění,
- zavedení exotických druhů (kteří se stanou konkurenty nebo predátory původních druhů),
- globální změna klimatu.[3]

1.5 Odhadování velikosti populace v terénu

Jednou z nejčastějších metod k odhadování velikosti populace daného druhu v přírodě je metoda označení zpětného odchyty (angl.: Capture Mark Recapture). Tato metoda se zakládá na odchycení (capture) a označení (mark) co největšího počtu jedinců, kteří se poté vypustí zpět do přírody. Po nějaké době se odchyt zopakuje (recapture) a zjistí se poměr označených jedinců (ti, co byli označeni minule) k jedincům, kteří označeni nejsou (ti, kteří nebyli minule odchyceni). To umožní po několikátém odchyty a označení vypočítat odhad velikosti dané populace.[21] Odhad populace je tedy založen na rovnici:

$$\frac{RECAPTURES}{TOTAL} = \frac{MARKED}{NUMBER}, \quad (1.13)$$

kde *RECAPTURES* značí počet označených podruhé odchycených jedinců (angl.: marked recaptures), *TOTAL* představuje celkový počet jedinců v druhém vzorku, *MARKED* určuje počet prvotně označených jedinců a *NUMBER* je celková velikost populace. Z rovnice je tedy možné vyjádřit velikost populace jako[1]:

$$NUMBER = \frac{MARKED \times TOTAL}{RECAPTURES}. \quad (1.14)$$

Tato metoda nemusí fungovat pouze na základě odchyty daného zvířete, ale je možné ho sledovat například i pomocí kresby na srsti, viz. monitoring rysa ostrovida v České republice.

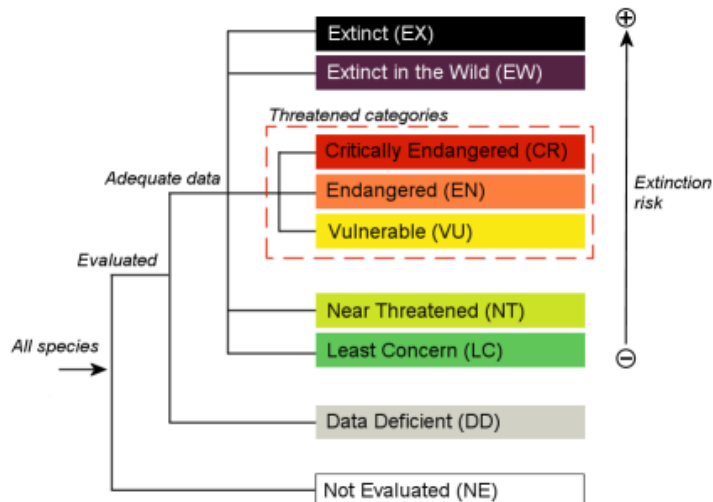
bariéry (dopravní komunikace, sídelní zástavba, pro život nevhodný biotop).[21]

Kapitola 2

Červený seznam IUCN

Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN) je organizace, která spravuje Červený seznam ohrožených druhů rostlin, hub a zvířat a posuzuje jejich stav z hlediska ochrany s cílem vyzdvihnout hrozby vyhynutí daného druhu a tím podpořit jeho fungování. Červený seznam poskytuje taxonomické zařazení rostlin, hub a zvířat, které jsou globálně posuzovány pomocí kategorií a kritérií Červeného seznamu IUCN. Tento systém je navržen tak, aby určil relativní riziko vyhynutí konkrétního druhu vyzdvihl ty jedince, kteří jsou tomuto riziku vystaveni. Kritéria zařazení do jednotlivých skupin jsou rozsáhlá, obsahují velké množství definic a jejich vypsání by zabralo několik stran této práce, proto zde nebudou vypsány. Na obrázku 2.1 jsou zobrazeny možné stupně ohrožení.[42]

Jako obecně ohrožené druhy Červený seznam kategorizuje ty, kteří jsou označení jako **kriticky ohrožené** (Critically Endangered), **ohrožené** (Endangered) a **zranitelné** (Vulnerable). Druhy, které nečelí riziku vyhynutí (a tudíž nejsou ohrožené), se nachází ve skupině **málo dotčené** (Least Concern). Mezi tím stojí kategorie **téměř ohrožený** (Near Threatened). Červený seznam také rozlišuje již vyhynulé druhy, a to v případě, pokud jsou **vyhynulé v přírodě** (Extinct in the Wild) nebo jsou zcela **vyhynulé** (Extinct).[42]



Obrázek 2.1: Stupně ohrožení druhů podle IUCN

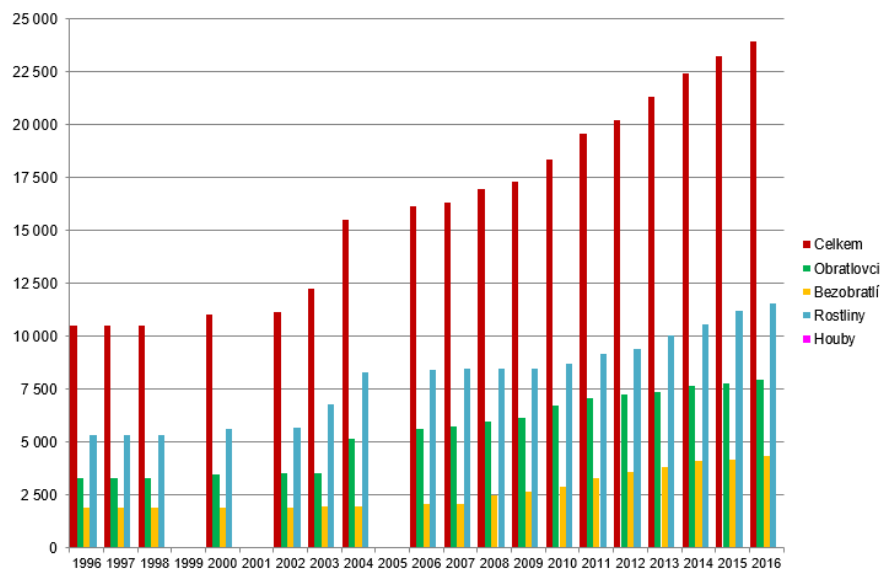
Zdroj: IUCN

2.1 Počet ohrožených druhů

Jak již bylo zmíněno výše, obecně ohrožený druh je podle červeného seznamu IUCN druh, který je klasifikován jako kriticky ohrožený, ohrožený a zranitelný. Počet druhů, které spadají do této skupiny se v čase vyvíjí (viz. obrázek č. 2.2).

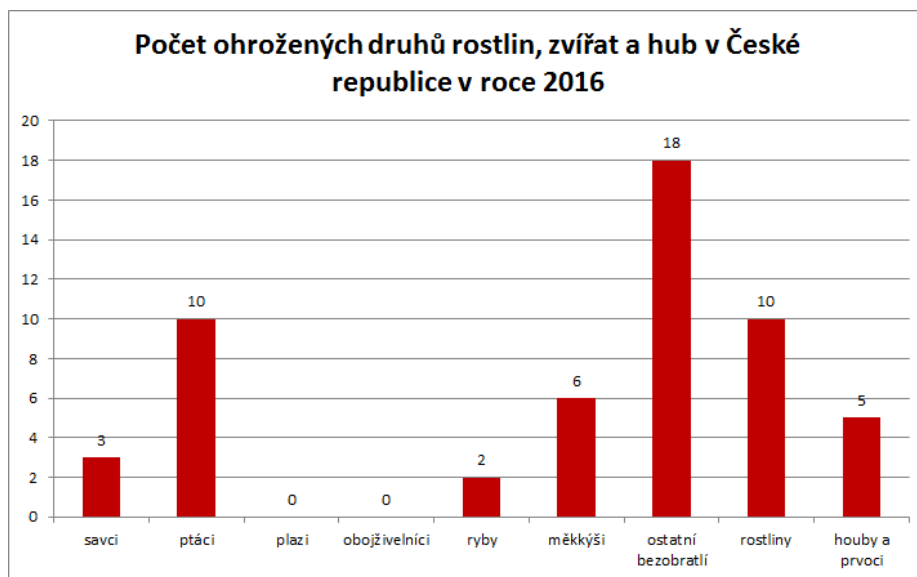
Z obrázku je patrné, že počet ohrožených rostlin, hub i zvířat roste. Zvířata se zde dělí na obratlovce a bezobratlé. Pokud se uvažují zvířata jako celek (tedy obratlovci + bezobratlí), je zjištěné, že jich bylo od roku 2008 ohrožených více než rostlin. Od roku 1996 do roku 2007 bylo totiž nejvíce ohrožených rostlin. Z toho tedy lze usoudit, že počet ohrožených zvířat v čase roste rychleji než počet ohrožených rostlin. V roce 1996 bylo celkem 10 533 ohrožených druhů (z toho 5 328 rostlin, 3 314 obratlovců a 1 891 bezobratlých) a v roce 2016 už jich je 23 928 (z toho 11 577 rostlin, 7 978 obratlovců a 4 338 bezobratlých). Růst celkového počtu ohrožených druhů se tedy více než zdvojnásobil. Velmi malý počet zaujímají houby, které nejsou na obrázku vůbec patrné. První ohrožené druhy se objevily až v roce 2003 (2 ohrožené druhy). Dnes už houby tvoří 35 ohrožených druhů.

Počet ohrožených druhů podle IUCN v České republice je zobrazen na obrázku č. 2.3.



Obrázek 2.2: Celkový počet obecně ohrožených rostlin, hub a zvířat ve světě v letech 1996–2016

Zdroj: IUCN, vlastní zpracování



Obrázek 2.3: Počet obecně ohrožených druhů v České republice podle IUCN k roku 2016

Zdroj: IUCN, vlastní zpracování

Kapitola 3

Ochrana druhů v České republice

3.1 Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK)

Dle § 3 zákona č. 219/2000 Sb. je Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky organizační složkou státu a je řízena zákonem č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Mezi její činnosti patří: výkon státní správy v obvodu územní působnosti Agentury (na území chráněných krajinných oblastí mimo CHKO Šumava, národních přírodních rezervací, apod.), odborná podpora výkonu státní správy na úseku ochrany přírody a krajiny, informační a osvětová činnost, zajišťování péče o chráněná území v obvodu územní působnosti, poskytování finanční náhrady, vědecký orgán CITES¹ a další činnosti z pověření Ministerstva životního prostředí dle zákona.[2]

3.1.1 Druhová ochrana

Jedním z nejdůležitějších úkolů AOPK je druhová ochrana, kde kromě rostlin je zaznamenáno 50 000 druhů bezobratlých a cca 380 druhů obratlovců. Všechny tyto druhy jsou chráněny zákonem č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Druhy, které se řadí k ohroženým, jsou pak uvedeny jako zvláště chráněné ve vyhlášce č. 395/1992 Sb. v příloze II a III. AOPK provádí monitoring, tedy mapování druhů a sledování dlouhodobého vývoje populace. Tím získává informace o rozšíření a početnosti zvláště chráněných rostlin a zvířat. Data poté slouží jako podklad pro přípravu červených seznamů, červených knih, plánů péče o zvláště chráněná

¹CITES je organizace, která kontroluje světové obchodování s organismy[21]

území, apod. AOPK využívá tři nástroje k ochraně druhů, kterými jsou administrativní nástroje (dělí se na obecnou druhovou ochranu a zvláštní druhovou ochranu), ekonomické nástroje (vynakládání finančních prostředků) a informační nástroje (informování veřejnosti).[2]

*„**Obecná ochrana** (§ 5 zákona) stanoví ochranu všech druhů rostlin a živočichů před zničením, poškozováním, sběrem či odchytém, který vede nebo by mohl vést k ohrožení těchto druhů, zániku populace druhů nebo zničení ekosystému, jehož jsou součástí. Nesmí dojít k jakémukoli ohrožení existence druhu (jako celku) žijícího na území České republiky. Protože některé domácí druhy mohou být ohroženy konkurenčním působením druhu na našem území cizorodým, je v obecné ochraně stanovena povinnost souhlasu orgánu ochrany přírody k záměrnému rozšiřování geograficky nepůvodních druhů do naší přírody.”[2]*

*„Druhy rostlin a živočichů, které jsou v našich podmínkách přirozeně vzácné nebo jejichž populace jsou snadno zranitelné, vědecky nebo kulturně velmi významné, jsou chráněny jako **druhy zvláště chráněné** a platí pro ně přísnější režim ochrany. Zvláště chráněné druhy jsou dle stupně ohrožení rozděleny do tří kategorií (ohrožené, silně ohrožené a kriticky ohrožené) a jejich seznam je uveden v příloze II. a III. vyhlášky č. 395/1992 Sb. Odlišnost od obecné ochrany spočívá v ochraně každého jedince ve všech jeho vývojových stádiích. Současně je zakázáno kromě jiného chytat, usmrcovat, chovat či jinak komerčně využívat zvláště chráněné živočichy a sbírat, držet, pěstovat a komerčně využívat zvláště chráněné rostliny. Významným nástrojem zvláštní druhové ochrany je ochrana biotopů, tedy životního prostředí zvláště chráněných druhů, jako základního předpokladu jejich existence.”[2]*

Seznam savců patřících k druhům zvláště chráněným je vypsán v tabulce č. 3.1.

Tabulka 3.1: Seznam savců patřící k druhům zvláště chráněným v ČR

Název	Taxon	stupeň ohrožení
los evropský	<i>Alces alces</i>	silně ohrožený (SO)
vlk obecný	<i>Canis lupus</i>	kriticky ohrožený (KO)
bobr evropský	<i>Castor fiber</i>	silně ohrožený (SO)
křeček polní	<i>Cricetus cricetus</i>	silně ohrožený (SO)
bělozubka bělobřichá	<i>Crociodura leucodon</i>	ohrožený (O)
plch lesní	<i>Dryomys nitedula</i>	silně ohrožený (SO)
plch zahradní	<i>Eliomys quercinus</i>	kriticky ohrožený (KO)
kočka divoká	<i>Felis silvestris</i>	kriticky ohrožený (KO)
plch velký	<i>Glis glis</i>	ohrožený (O)
vydra říční	<i>Lutra lutra</i>	silně ohrožený (SO)
rys ostrovid	<i>Lynx lynx</i>	silně ohrožený (SO)
plšík lískový	<i>Muscardinus avellanarius</i>	silně ohrožený (SO)
tchoř stepní	<i>Mustela eversmanii</i>	kriticky ohrožený (KO)
veverka obecná	<i>Sciurus vulgaris</i>	ohrožený (O)
myšivka horská	<i>Sicista betulina</i>	silně ohrožený (SO)
rejsek horský	<i>Sorex alpinus</i>	silně ohrožený (SO)
sysel obecný	<i>Spermophilus citellus</i>	kriticky ohrožený (KO)
medvěd hnědý	<i>Ursus arctos</i>	kriticky ohrožený (KO)

Zdroj: portal.nature.cz, vlastní zpracování

3.1.2 Červený seznam ČR

Červené seznamy posuzují stupně ohrožení druhů na našem území a jsou vydávány především AOPK ČR, ale i dalšími odbornými institucemi a nevládními organizacemi. Zatím jsou zpracovány jen seznamy cévnatých rostlin, mechorostů, lišejníků, hub, bezobratlých a obratlovců. Červené seznamy nejsou právně závazné, ale slouží jak podklad pro vytváření vyhlášek a pro rozhodování orgánů ochrany přírody.[36]

Červený seznam ČR zařazuje druhy do kategorií, které vycházejí z metodiky IUCN. Ta ale hodnotí taxony² v celosvětovém měřítku, proto bylo vytvořeno použití na úrovni nižší než celosvětové.

²viz. taxonomie na straně 10.

3.2 Rys ostrovid v ČR

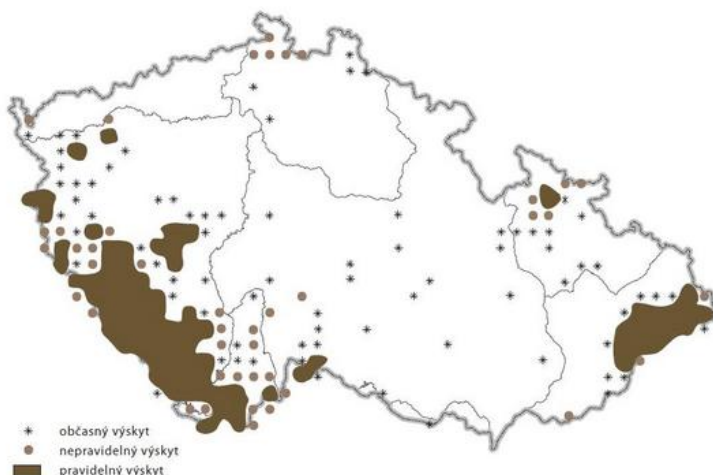
Rys ostrovid je jednou z nejlépe monitorovaných šelem v České republice. Jedná se o původního obyvatele oblasti, kam patří i Česká republika. Bohužel byl historicky v zemi zcela vyhuben, a to hlavně kvůli pronásledování člověkem, změnám ve skladbě lesů a snižující se lesnatosti území. V současnosti počet rysů není vůbec vysoký, i když se jedná o nejpočetnější a nejrozšířenější velkou šelmu v ČR.[6]

Rys ostrovid byl v 18.–19. století na území ČR vyhuben, ale během druhé světové války začal do země opět pronikat. Bohužel v letech 1962–1975 docházelo k ilegálnímu lovu a v období 1976–1977 byl rys opět v Beskydech vyhuben. Stejně tak byl v 80. letech vyhuben i v Jeseníkách a na Javořické vrchovině. Za posledních padesát let byly tedy na území České republiky vyhubeny nejméně čtyři přirozeně vzniklé populace rysů. Od vyhubení se další populace v Beskydech začala objevovat poté, co došlo k omezení lovu na Slovensku v roce 1975. Na Šumavu byly v letech 1982–1989 tyto šelmy reintrodukovány³ (18 divokých rysů ze Slovenska). Populaci na Šumavě se začalo dařit (i kvůli reintrodukci rysů v roce 1970 v Bavorském lese – německá strana Šumavy) a v roce 1998 čítala 120–150 jedinců. V současné době je ale kvůli pytláctví počet jedinců daleko nižší a pokles činí asi 30 % (od doby, kdy byl počet rysů na maximu, tj. od 1998). Vyskytují se pouze dvě stabilnější populace rysů, a to v Beskydech a Javorníkách, kde žije 10–15 dospělých jedinců a v jihozápadních Čechách, kde je 50–70 dospělých jedinců. V ostatních oblastech České republiky se vyskytuje jen velmi malé množství jedinců, které je v jednotkách. Celková populace v ČR je méně než 100 rysů. Současný výskyt rysa je znázorněn na obrázku č. 3.1.[40]

3.2.1 Ohrožení rysa ostrovida v ČR

Největším nepřítelem rysa ostrovida je člověk, a to je patrné i z jeho historického výskytu (viz text výše). Největším problémem pro populaci je pytláctví, fragmentace a narušení migračních cest (nové dálnice apod.). Kvůli těmto faktorům má rys vysokou míru úmrtnosti, která brání šíření jedinců do nových oblastí, což izoluje populaci a vede ke snižování genetické diverzity. To má za následek poruchy při reprodukci a tedy možný zánik populace. Mezi další hrozby, kterým tyto šelmy čelí, jsou srážky s dopravními prostředky a ztráta vnitrodruhové variability, tedy inbreeding.[33]

³Proces, při němž člověk navrácí vyhubená zvířata do míst, kde dříve volně žila.[40]



Obrázek 3.1: Mapa současného (rok 2016) výskytu rysa ostrovida v České republice

Zdroj: selmy.cz

3.2.2 Monitoring

Monitoring rysa ostrovida je velmi náročný, protože se jedná o plachá zvířata s častou noční aktivitou, jejich domovské okrsky jsou velmi velké a populační hustota není vysoká. Existuje několik metod monitoringu, kterými jsou:

- **Deterministický monitoring:** Deterministický monitoring odhaduje velikost populace například v Beskydech. Využívá metodu „Capture-Mark-Recapture“, ve které nedochází k odchytu zvířete, ale snaží se jedince vyfotografovat na fotopast.
- **Oportunistický monitoring:** Oportunistický monitoring se snaží věrohodně prokázat přítomnost šelmy a případně určit minimální velikost populace. Využívá opět fotopasti, které zachycují rysa na místech, kde se vyskytují výjimečně nebo pokud výskyt není zcela potvrzen. Tato metoda se používá například v Jizerských horách.
- **Monitoring pobytových znaků:** Tato metoda se používá v zimních obdobích, kdy zemi pokryje sníh, protože umožňuje nalézt stopy jedinců, trus a srst. Snaží se ověřit přítomnost rysa v oblasti, nalézt vhodná místa pro monitoring a také analyzovat DNA pomocí nalezených vzorků.
- **Sběr dat od veřejnosti.**[29]

Výsledky pozorování nebo vzorků se klasifikují podle SCALP⁴ kritérií, které Hnutí DUHA Olomouc navrhl klasifikovat na škále od C1 (dokladovaná data nebo získaná vyškolenými a důvěryhodnými osobami, např. uhynulá těla rysů, fotografie, atd.) do C3 (nedostatečná data, např. nezřetelná fotografie stopy rysa od veřejnosti, neprůkazná nahrávka hlasových projevů, atd.).[20]

Získané údaje se zpracovávají pomocí síťového mapování, která využívá mapovací sítě KFME. Ta vychází ze zeměpisných souřadnic se základní velikostí kvadrátu 10' východní délky $\times$ 6' severní šířky a na území České republiky připadá 678 mapovacích čtverců. Mapováním savců ČR se zabývá BioLip.cz, které probíhá ve spolupráci s Milošem Anděrou z Národního Muzea.[6]

Stav rysů sleduje také myslivecká statistika, kde jsou ale údaje za jednotlivé roky velmi nadhodnocené a neodpovídají dané velikosti populace (v myslivecké statistice byl za rok 2015 uveden počet 329 jedinců).[6] Podle Miroslava Kutala⁵ kvůli velkým domovským okrskům se jedinci započítávají do statistik vícekrát, protože jeden rys se může pohybovat na území 15–20 honiteb. Následně se počet údajů sečte a vznikne nadhodnocené číslo. Kvalita mysliveckých hlášení je podle něj navíc poněkud sporná.

⁴SCALP = Status and Conservation of the Alpine Lynx Population; byl vytvořen za cílem monitorování rysa v Alpách.[20]

⁵Odborník na problematiku, Hnutí DUHA.

Kapitola 4

Software Vortex

Vortex[24] je program založený na tvorbě stochastických simulací populace volně žijících zvířat a rostlin. Je určen pro analýzu životaschopnosti populace daného organismu, vytváří individuálně založené modely¹ procesu vymírání a kvantifikuje hrozby zániku populace.[23]

Vortex vyžaduje velké množství vstupních dat, které charakterizují daný druh, např. úmrtnost, reprodukce, početní stav populace, poměr pohlavní, pohlavní dospělost atd. Vstupy simulace jsou rozděleny do několika sekcí, a to nastavení scénáře, popis druhu, stavové veličiny, rozptýlení, rozmnožovací systém, reprodukční míry, úmrtnostní míry, katastrofy, monopolizace druhu, počáteční stav populace, nosnost, harvest, suplementace a genetika. Tyto sekce jsou podrobněji popsány níže.

V sekci **nastavení scénáře** se definují základní parametry, kterými jsou například název celého scénáře, počet simulací (default je 100), časový horizont (default je 100 let) a počet populací ve scénáři (v rámci jednoho scénáře je možné odhadovat vývoj více populací).

Uživatel se zde také rozhoduje mezi dvěma definicemi vyhynutí populace. První je existence pouze jednoho pohlaví, protože druh už není schopen se rozmnožovat. Druhá možnost je stanovení kritické hodnoty celkové velikosti populace, pod kterou počet nesmí klesnout.

Simulace může být také spuštěna jako populačně založený model místo individuálně založeného. Populačně založený model umožňuje zanedbání všech genetických možností (například inbreeding), genetické modelování a individuální variabilitu. Tato skutečnost navíc urychluje celý proces.[23]

¹To znamená, že Vortex si každé zvíře v populaci uloží do paměti a sleduje v každém roce jeho osud.[23]

V sekci **popis druhu** je nejdůležitějším bodem informace o inbrední depresi. Pokud chce uživatel do simulace Vortexu zapojit i tuto skutečnost, sníží program počet přežitých jedinců v prvním roce života. Standardně je zde nastavena hodnota 6,29, kterou Vortex použil ze článku O’Grady a kol. 2006, kde byla vypočtena ze vzorku 30 druhů zvířat (mimo jiné byl do vzorku zahrnutý také rys červený, tedy *Lynx rufus*).[32] Hodnota představuje kombinaci průměrného účinku inbreedingu na plodnost a počet přežitých jednoletých inbredních jedinců.[23]

Tato sekce vstupů simulace zahrnuje také rozptyl životního prostředí, což je roční kolísání pravděpodobnosti reprodukce a úmrtí vyplývající z náhodných výkyvů v životním prostředí.[23]

Ve Vortexu může být vytvořen libovolný počet **stavových veličin**, které slouží k popisu charakteristik celého systému, celé populace i jedince. Umožňuje tedy definovat vstupní hodnoty jako funkci stavových veličin. Používá se také v případě pozorování dané stavové proměnné, která je v zájmu uživatele, například při sledování počtu pouze dvouletých jedinců.[23]

Rozptýlení je možné definovat jen pokud se analyzují minimálně dvě populace. Pokud se tato sekce zpřístupní, je třeba zadat některé parametry, které určují systém rozptýlení jedinců mezi populacemi. Míra rozptýlení je pravděpodobnost, že jedinec daného pohlaví se rozptýlí z populace A do populace B v daném roce.[23]

Část **rozmnožovacího systému** je jedna z nejobsáhlejších, co se týká vstupních hodnot. Hned na úvod se definuje typ systému, kterými jsou monogamie², polygamie³, hermafrodit⁴ a dlouhodobé varianty monogamie a polygamie. Pokud uživatel zvolí dlouhodobou variantu, bude Vortex předpokládat v případě utvoření párů, že spolu zůstávají dlouhodobě (tedy do smrti jednoho z nich).

Další důležité parametry, které program vyžaduje zadat jsou:

- minimální věk, kdy se může samice narodit první mládě;
- minimální věk samce, kdy mu samice porodí jeho první zplozené mládě;
- maximální věk, kdy je samice schopna mít mláďata;
- maximální věk, kdy je samec schopen zplodit mláďata;

²Stav, kdy je utvořen pár k rozmnožování.[23]

³Alespoň jeden samec se páří s více samicemi a netvoří tedy pár.[23]

⁴Každý jedinec může mít potomka jak s druhým jedincem, tak se sebou samým.[23]

- maximální životnost jedince (v letech);
- maximální počet mládat ročně;
- maximální možný počet vrhů/snůšek;
- podíl pohlaví při narození.

Pokud se reprodukční míry mění s velikostí populace, je vhodné do této části zakomponovat jejich rozdělení. Vortex umožňuje specifikovat hustotu pravděpodobnosti závislé reprodukce.[23]

V sekci **reprodukčních měř** se v programu definují parametry pro celou populaci. První je třeba zadat parametr procento plodných dospělých samic (jinak řečeno: pravděpodobnost, že dospělá samice v daném roce porodí mláďe) a směrodatnou odchylku. Standardně je toto procento nastaveno na 50 a směrodatná odchylka je 10.

V této části uživatel také může specifikovat rozdělení počtu mládat v roce, a to pomocí procent, které jsou zadány ke konkrétnímu počtu potomků (pokud je rozdělení počtu mládat průměrné samice známé).

V předchozí sekci se definovalo maximální možné potomstvo mládat, zde se specifikuje rozdělení počtu potomstva mládat. Uživatel si zde může vybrat mezi dvěma variantami, a to normální rozdělení a specifikace přesného rozdělení. Při variantě normálního rozdělení bude Vortex náhodně vybírat počet potomků s předem zadanou střední hodnotou a směrodatnou odchylkou.[23]

Sekce **úmrtnostní míry** slouží k definici specifických úmrtnostních měř dané populace podle pohlaví a věku. Úmrtnost je ve Vortexu definována jako úmrtnostní míra q_z , tedy jako procento zvířat, které žije ve věku z a zemře před dosažením věku $z + 1$). V programu není třeba zadávat tyto míry ve všech letech života daného druhu, ale stačí jen v prvních letech života (například do věku 2, když se pak předpokládá konstantní úmrtnost). Informaci o úmrtnostech doplňují také jejich směrodatné odchylky.[23]

V sekci **katastrof** je možné specifikovat pohromy, které danému druhu hrozí. Katastrofy totiž silně ovlivňují reprodukci a přežívání zvířete. Druhy katastrof, které zde mohou být zahrnuty jsou: povodně, požáry, sucha, hurikány, choroby a jiné.

Další sekci je **monopolizace druhu**, kde se zadává procento samců, kteří jsou vyloučeni z reprodukce. Monopolizace může nastat například kvůli podřízenosti vůči jinému samci, fyziologickým omezením a další.

Počáteční stav populace umožňuje zadat konkrétní jednu hodnotu počátečního stavu populace, ze kterého simulace vychází. Tento stav je možné specifikovat i věkově, a to zadáním absolutních (nebo relativních) hodnot pro danou věkovou kategorii.

Nosnost udává horní limit velikosti simulované populace v daném prostředí. Ta se může v čase měnit, proto je možné zadat i její směrodatnou odchylku. Vortex implementuje nosnost do simulace jako pravděpodobnostní „zkrácení“ či „osekání“ velikosti populace u všech věkových kategorií, pokud je hodnota nosnosti na konci roku překročena. Program umožňuje definovat i její vývoj za několik let.

V sekci **harvest** je možné odstranit některé jedince během simulace. Může se zde implementovat lov, utracení, odstranění zvířat z důvodu výzkumu a jiné.

Další sekci je **suplementace**, která umožňuje přidání jednotlivců do každé populace. To může být výsledkem například translokace nebo vypuštění zvířete z programu chovu v zajetí.

Poslední sekci je **genetika**. Vortex nabízí celou řadu možností specifikace genetiky daného druhu.[23]

Kapitola 5

Vstupy simulace populace rysa ostrovida

V simulaci bylo uvažováno 50 iterací, a to kvůli lepší přehlednosti jednotlivých výstupů. Vyhynutí populace nastane, pokud zůstane v populaci pouze jedno pohlaví. Model je vytvořen primárně jako individuálně založený, ale pro zjištění vlivu inbreedingu na populaci, je model uvažován také jako populačně založený. Je sledována jedna populace jako celková populace v České republice, ale hlavní výsledky jsou interpretovány pro populaci rysů v jihozápadních Čechách a Beskydech. V jihozápadních Čechách se vyskytuje 50–70 rysů (v modelu 60), v Beskydech 10–15 rysů (v modelu 10) a v ostatních oblastech pak jen jednotliví jedinci, proto je v modelu za celou ČR uvažováno 80 rysů. Je třeba vysvětlit také zvolené jednotlivé úmrtnosti rysa ostrovida. Mláďata¹ mají úmrtnost 50 %, ale u dospělých jedinců není úmrtnost za ČR známa. Podle článku (Andrén a kol. 2006), kde byli sledováni ryši ve Skandinávii, se průměrná úmrtnost rysů po zahrnutí pytláctví zvýšila ze 2 % na 17 % s tím, že pytláctví se na úmrtnosti podílí ze 46 %.[7] V České republice je pytláctví velký problém a na Šumavě a v Bavorském lese představuje 80 % z celkové úmrtnosti rysa.[43] Kvůli tomu je analýza prováděna s ohledem na úmrtnost skandinávských rysů a podílu pytláctví na celkové mortalitě, a proto je úmrtnost rysů za ČR uvažována na úrovni 20 %, 15 % a 10 %. Hodnota nosnosti byla nastavena na 500. Tato hodnota byla převzata[33] a představuje minimální početnost geneticky stabilní populace. Jelikož v České republice populace rysů nedosahuje této výše, byla zvolena jako nosnost. Hodnota nosnosti rysů v ČR totiž není známa.

¹Jako mláďata se berou v potaz jedinci, kteří nedosáhli pohlavní dospělosti. Tedy u samic do 2 let a u samců do 3 let.

Tabulka 5.1: Vstupní hodnoty simulace populace rysa ostrovida do programu Vortex

Vstup	Hodnota	Zdroj
nastavení scénáře		
název scénáře	Lynx scénář	X
počet iterací	50	X
počet let	100	X
délka každého roku (ve dnech)	365	X
puštěno jako populačně založený model	ne/ano	X
definice vyhynutí	jedno pohlaví	X
počet populací	1	X
popis druhu		
Inbrední deprese	ano	X
reprodukční systém		
typ reprodukčního systému	polygamní	animaldiversity.org[26]
věk samice při prvním mláděti	2	selmy.cz[39]
věk samce při prvním mláděti	3	selmy.cz[39]
maximální věk dožití	17	selmy.cz[39]
maximální počet vrhů, snůšek za rok	1	selmy.cz[39]
maximální počet potomků ve vrhu, snůšce	4	selmy.cz[39]
podíl pohlaví při narození (v % samců)	50	selmy.cz[30]
maximální reprodukční věk samice	14	selmy.cz[39]
maximální reprodukční věk samce	14	selmy.cz[39]
závislost mláďete na samici (v letech)	1	selmy.cz[39]
reprodukční míry		
dospělé starající se samice (v %)	76	selmy.cz[30]
rozdělení počtu mláďat dané samice daného vrhu, snůšky	normální	
- střední hodnota	2	selmy.cz[30]
- směrodatná odchylka	1	selmy.cz[30]
úmrtnostní míry		
úmrtnosti samic (v %)		
- ve věku 0–1	50	selmy.cz[30]
- ve věku 1–2	50	animaldiversity.org[26]
- od 2 let	20, 15 a 10	Andrén a kol. 2006[7]
úmrtnosti samců (v %)		
- ve věku 0–1	50	selmy.cz[30]
- ve věku 1–2	50	animaldiversity.org[26]
- ve věku 2–3	20, 15 a 10	Andrén a kol. 2006[7]
- od 3 let	20, 15 a 10	Andrén a kol. 2006[7]
počáteční velikost populace		
počáteční velikost populace	80 (60, 10)	selmy.cz[40]
nosnost		
nosnost	500	selmy.cz[33]

Zdroj: v tabulce, vlastní zpracování

Kapitola 6

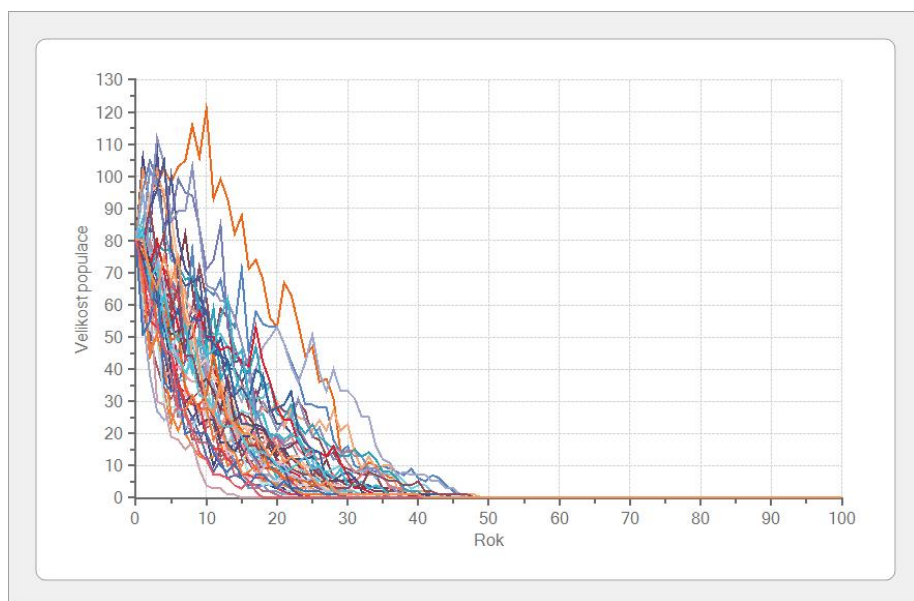
Výsledky simulace populace rysa ostrovida

Po zadání všech výše uvedených parametrů do programu Vortex, jsou k dispozici výsledné stochastické simulace populace rysa ostrovida v České republice. Je nutné také podotknout, že dané výsledky z programu Vortex je možné interpretovat za předpokladu, že se uvažují jen ty charakteristiky, které byly uvedeny v předchozí kapitole jako vstupy a také za předpokladu, že se nebudou v čase měnit (kromě charakteristik se směrodatnou odchylkou). Je tudíž možné, že se v realitě budou tyto výsledky lehce lišit, neboť na životaschopnost českých rysů působí jistě více faktorů, než zde uvažované. Modelování populace v celé České republice navíc není úplně korektní v tom smyslu, že jednotlivé populace v ČR nejsou propojeny a tím pádem se nemohou navzájem rozmnožovat. Populace za celou Českou republiku je tedy modelována primárně kvůli sledování vlivu výše úmrtnosti a zapojení inbreedingu na velikost populace rysa ostrovida v ČR. Hlavní (a také korektní) výsledky simulací jsou pak zobrazeny za jihozápadní Čechy a Beskydy zvlášť.

Software poskytuje výsledky ve formě grafické simulace počtu jedinců v populaci. Mimo to podává také informace o odhadu počtu jedinců po uplynutí doby simulace, pravděpodobnosti vyhynutí a průměrné míře růstu se směrodatnou odchylkou míry růstu.

Nejprve byla modelována populace v celé České republice a model je uvažován jako individuálně založený, tedy se zahrnutím inbreedingu. Dále se předpokládá úmrtnost mláďat ve výši 50 % a dospělých jedinců 20 % (nižší úmrtnosti dospělých rysů uvažují modely níže). Simulace je vykreslena na obrázku č. 6.1. Na první pohled je zřejmé, že počty rysů v případě této simulace v čase velmi klesají a je jasné, že by

populace brzy vyhynula. Vortex vyhodnotil pravděpodobnost vyhynutí jako 100% a tudíž počet jedinců za 100 let by byl nulový. Míra růstu je záporná (tedy -0,1 %) a směrodatná odchylka míry růstu je 0,227. Na obrázku je také patrné, že zhruba za 30 let by celá populace rysů v České republice za těchto podmínek vyhynula.

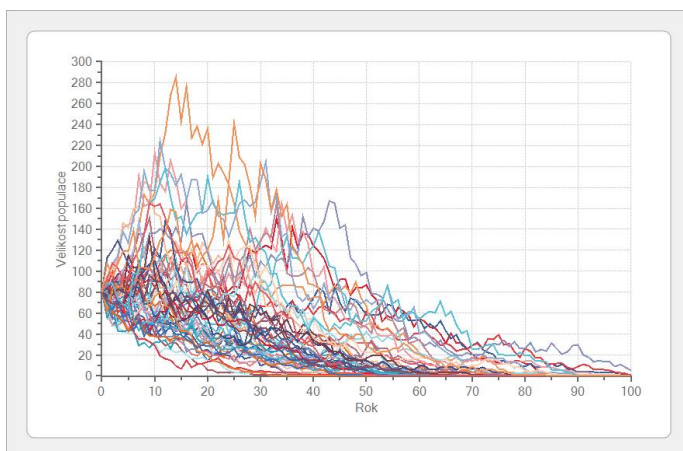


Obrázek 6.1: Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

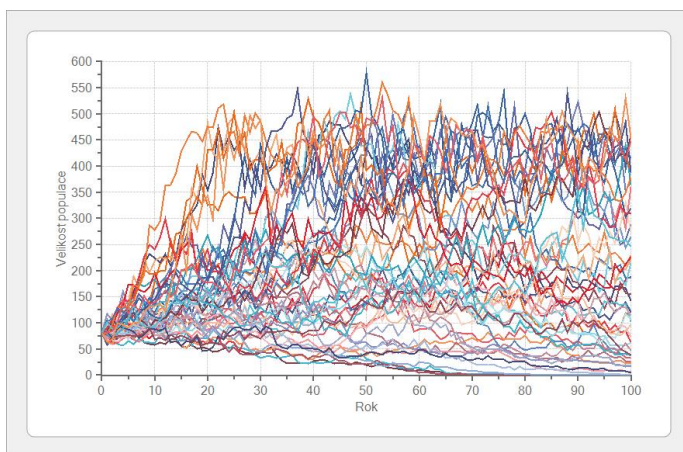
Na obrázku č. 6.1 je vyhynutí jisté, proto je vhodné podívat se na model z trochu optimističtějšího hlediska. Kvůli tomu byly vytvořeny modely s nižšími úmrtnostmi dospělých jedinců (ta, jak již bylo napsáno výše, není známá). Na obrázku č. 6.2 a č. 6.3 jsou vykresleny simulace velikosti populace rysů v celé České republice s 50% úmrtností mláďat a 15% úmrtností (obrázek č. 6.2) nebo 10% úmrtností (obrázek č. 6.3) dospělých rysů. Výsledky obou simulací jsou velmi odlišné a také mají rozdílný vývoj v čase. Obrázek č. 6.2 se vývojem simulací tolik neliší od obrázku č. 6.1 a pravděpodobnost úmrtí populace rysů klesla „jen“ na 98 % s tím, že za 100 let by mělo zůstat v České republice pouhých 5 jedinců. Míra růstu je pak opět záporná (-0,052 %) a její směrodatná odchylka je 0,193. Je ovšem optimističtější, že populace rysů při těchto podmínkách vydrží v oblasti déle. Obrázek č. 6.3 již znázorňuje optimistický vývoj pro populaci rysů v České republice. Většina křivek v grafu je rostoucí a průměrná míra růstu je kladná (tedy 0,009) se směrodatnou odchylkou 0,122. Pravděpodobnost vyhynutí je velmi malá a činí jen 2 %. Za těchto podmínek

by tedy mělo být v České republice za 100 let 205 jedinců. Je také patrné, že velikost populace málo kdy překročí hranici 500 jedinců, což je dáno nosností, která byla definovaná na hodnotu 500. Zřejmě je také velká citlivost na procenta úmrtnosti a tím pádem je existence pytláctví pro populaci rysů fatální.



Obrázek 6.2: Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)

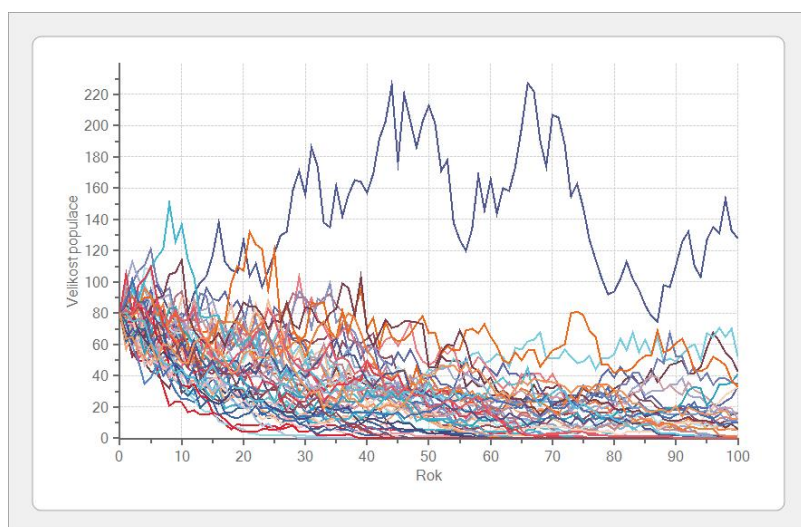
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex



Obrázek 6.3: Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 10% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)

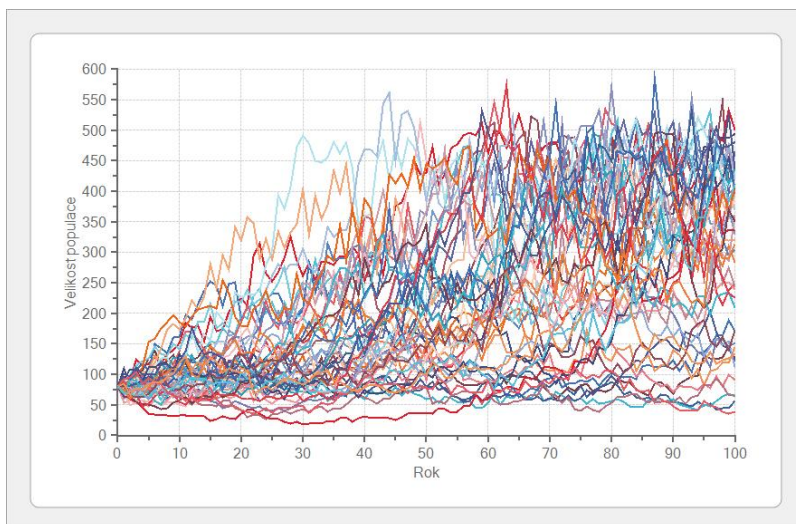
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

Pro posouzení vlivu inbreedingu byl model puštěn také jako populačně založený. Tato simulace je vykreslena na obrázku č. 6.4, kde je uvažována úmrtnost 50 % u mláďat a 20 % u dospělých jedinců. Při porovnání obrázku č. 6.1 a obrázku č. 6.4 je patrné, že u populačně založeného modelu je pokles velikosti populace mírnější, nežli v modelu zahrnujícího inbreeding. Pravděpodobnost vyhynutí je 60 % (oproti 100 %) a velikost populace za 100 let je 26 (oproti 0). Je tedy zřejmé, že zahrnutí inbreedingu do modelu velmi ovlivňuje životaschopnost rysů. To je dáno tím, že velikost populace 80 jedinců není mnoho a inbreeding se tu již velmi projevuje. Ještě více je to patrné na obrázku č. 6.5, kde jsou skoro všechny iterace rostoucí v porovnání s obrázkem č. 6.2, kde populace s pravděpodobností 98 % vyhyne. Nově tedy vyšla pravděpodobnost vyhynutí 0 % s počtem jedinců 308 za 100 let. U obou obrázků jsou úmrtnosti a všechny ostatní charakteristiky stejné, změnil se tedy jen způsob spuštění tohoto modelu (individuálně založený vs. populačně založený). Lze tedy potvrdit, že inbreeding má na životaschopnost populace rysů v České republice velký vliv.



Obrázek 6.4: Simulovaný populačně založený model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex



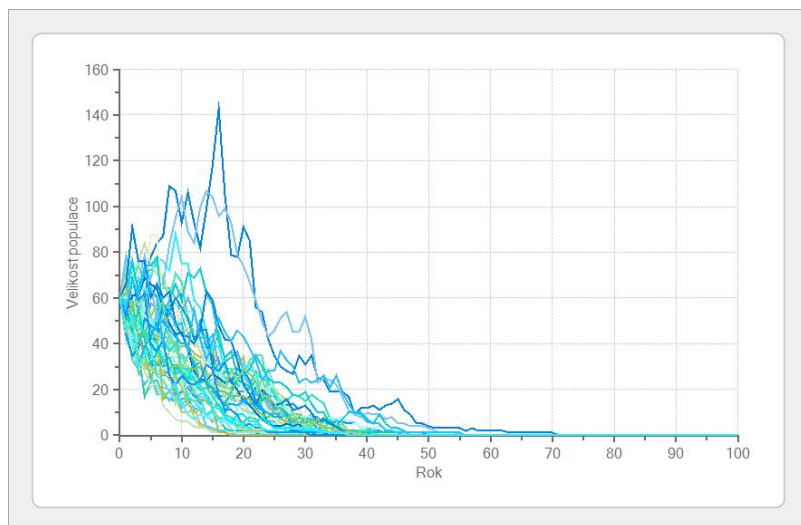
Obrázek 6.5: Simulovaný populačně založený model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

Smysluplnější je zobrazit dvě hlavní populace rysů v České republice odděleně, a to v jihozápadních Čechách a v Beskydech. Obě populace se od sebe liší několika charakteristikami. V jihozápadních Čechách je počet rysů mnohem vyšší než v Beskydech, ale v Beskydech je populace stabilnější. Jedinci jsou tam totiž v kontaktu se slovenskými rysy a populaci tudíž nehrozí ztráta genetické variability. Tato ztráta naopak hrozí populaci v jihozápadních Čechách pokud bude stále izolovaná.[33]. Z tohoto důvodu bude analýza pro populaci rysů v jihozápadních Čechách provedena jednak jako individuálně založený model a jednak jako populačně založený model. Pro populaci rysů v Beskydech bude analýza provedena jen jako populačně založená, a to jednou s úmrtnostmi 50 % (mláďata), 20 % (dospělí) a jednou s úmrtnostmi 50 % (mláďata) a 15 % (dospělí).

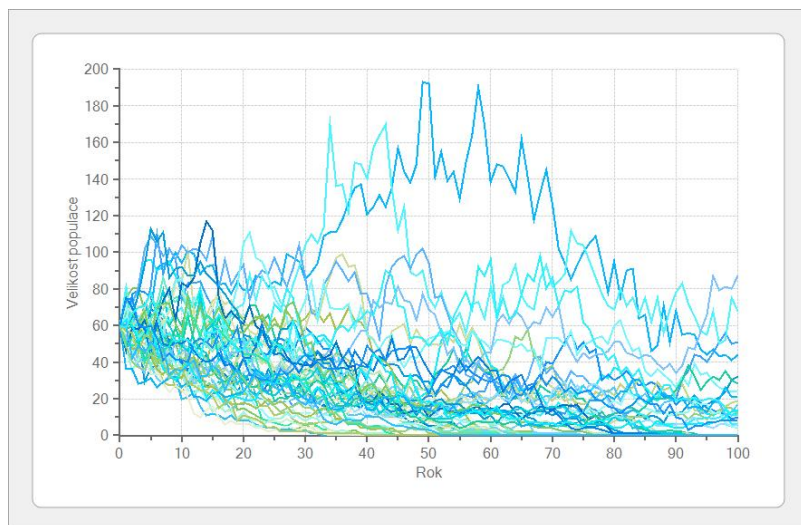
Výsledky simulace velikosti populace v jihozápadních Čechách je zobrazena na obrázku č. 6.6 jako individuálně založený model a na obrázku č. 6.7 jako populačně založený model s úmrtnostmi u mláďat ve výši 50 % a u dospělých 20 %. Při porovnání obou obrázků je ihned viditelný velký vliv inbreedingu. Pokud tedy u dané populace nedojde k propojení s jinou populací, riziko vyhynutí je vyšší, než kdyby k propojení došlo, jelikož inbreeding velmi ovlivňuje vývoj budoucí populace. Individuálně založený model má pravděpodobnost vyhynutí 100 % (za 100 let 0 jedinců) a populačně založený 62 % (za 100 let 25 jedinců). I při vynechání inbreedingu se ale při daných úmrtnostních mírách populace snižuje (míra růstu je -0,03 %). Pouze

propojením dané populace s jinou se tedy problém snižování její velikosti nevyřeší. Je třeba také se pokusit snižovat úmrtnosti rysů, a to například úbytkem pytláctví (to se na úmrtnosti podílí nejvíce, jak již bylo zmíněno v kapitole 5).



Obrázek 6.6: Simulovaný model populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)

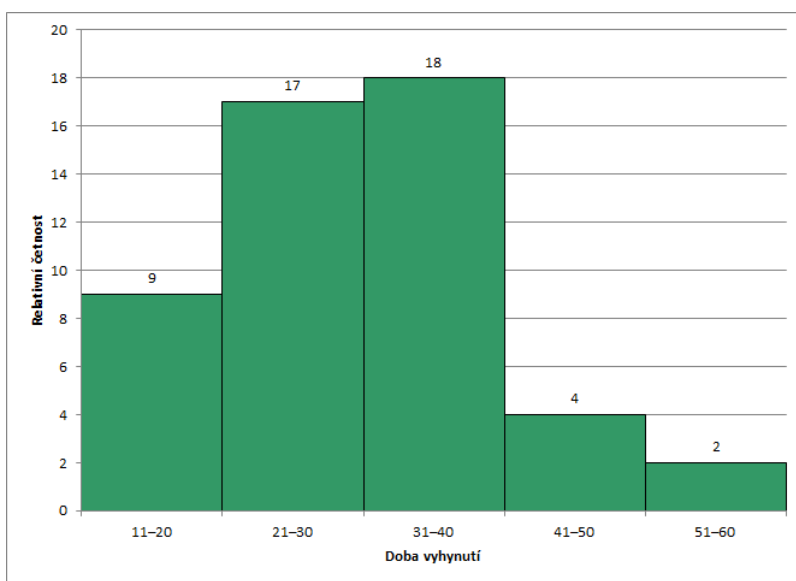
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex



Obrázek 6.7: Simulovaný populačně založený model populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců

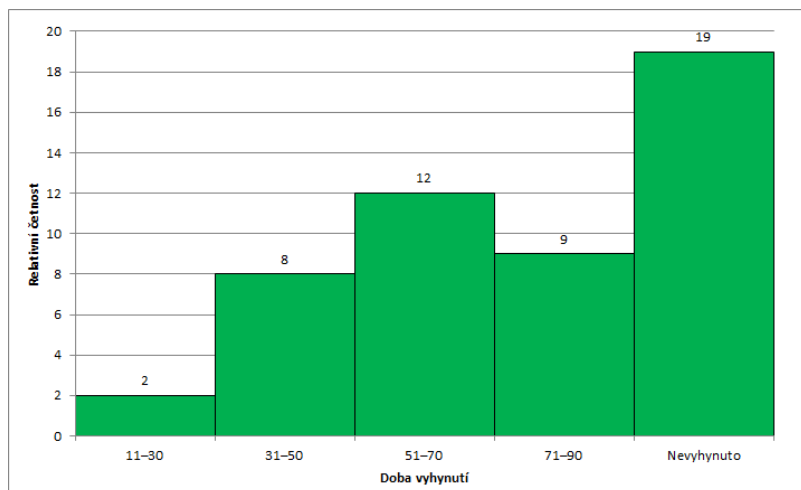
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

Obrázky č. 6.8 a 6.9 přehledně zachycují výsledky simulací a poskytují ucelenou informaci o modelované životaschopnosti populace rysů v jihozápadních Čechách s 20% úmrtností dospělých jedinců a 50% úmrtností mláďat, a to jednou se zahrnutím inbreedingu a podruhé bez jeho vlivu. V prvním případě by populace vyhynula ve všech iteracích a k vyhynutí by mohlo dojít od 11. do 60. roku. Nejčastěji simulace vyhodnotila vyhynutí za 31–40 let, a to konkrétně osmnáctkrát. Často ale dochází k vyhynutí i za 21–30 let. V druhém případě už je situace odlišná. U 19-ti iterací nedošlo k zániku populace vůbec (38 % ze všech iterací). Co se týče iterací, které vyhodnotily vyhynutí populace rysa, nejčastěji k němu dochází v rozmezí 51–70 let (konkrétně 12 iterací).



Obrázek 6.8: Rozdělení doby vyhynutí populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)

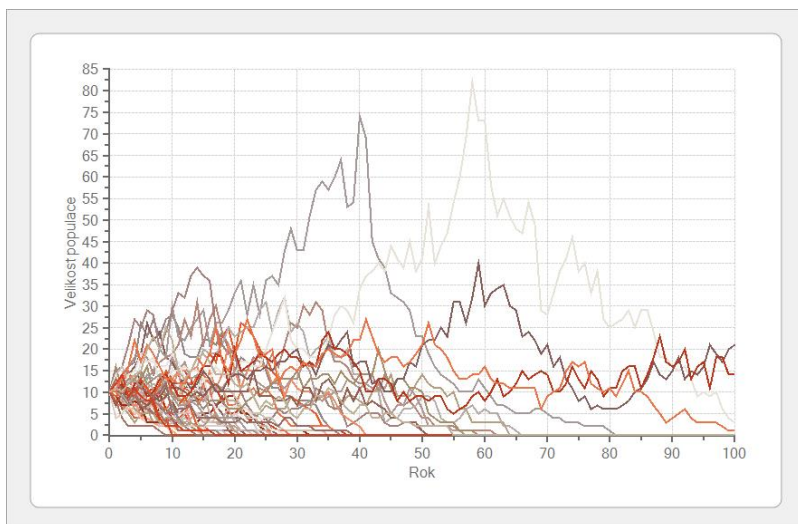
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování



Obrázek 6.9: Rozdělení doby vyhynutí populačně založeného modelu populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců

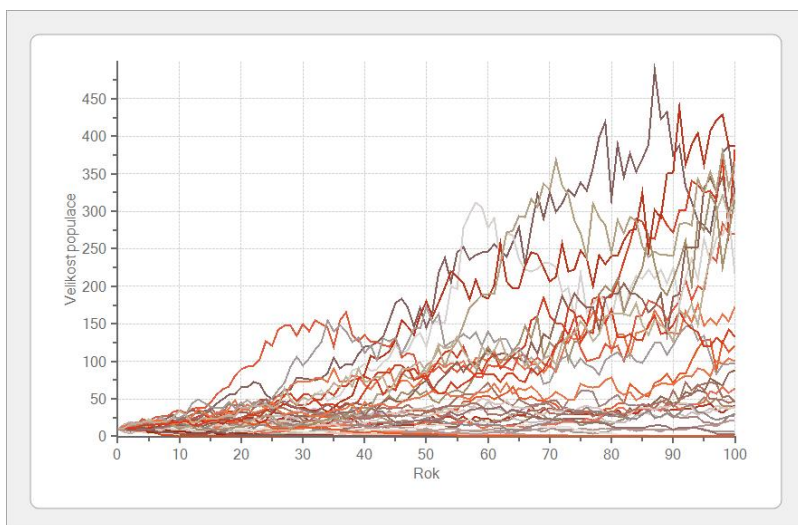
Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování

Výsledky beskydské populačně založené simulace rysů jsou vykresleny na obrázku č. 6.10 s úmrtnostmi mláďat ve výši 50 %, dospělých 20 % a na obrázku č. 6.11 s úmrtnostmi mláďat ve výši 50 % a dospělých 15 %. Při opětovném porovnání obou obrázků jsou ihned viditelné rozdíly. Při úmrtnosti 20 % u dospělých jedinců je pravděpodobnost vyhynutí 98 % a za 100 let by v Beskydech bylo pouze 5 rysů. Pokud se ale úmrtnost dospělých jedinců sníží na 15 %, klesne tato pravděpodobnost na 46 % a za sto let by se beskydská populace (která by už nejspíš neobývala jen Beskydy) zvětšila na 149 jedinců. Rozdíl v početnosti je značný a opět by mohl být realizován například snížením upytlačených rysů nebo snahou o snížení střetů s dopravními prostředky. Pytlačení tedy opravdu může mít drastické dopady. Je zřejmé, že druhá situace je pro populaci rysa ostrovida v Beskydech optimističtější.



Obrázek 6.10: Simulovaný populačně založený model populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

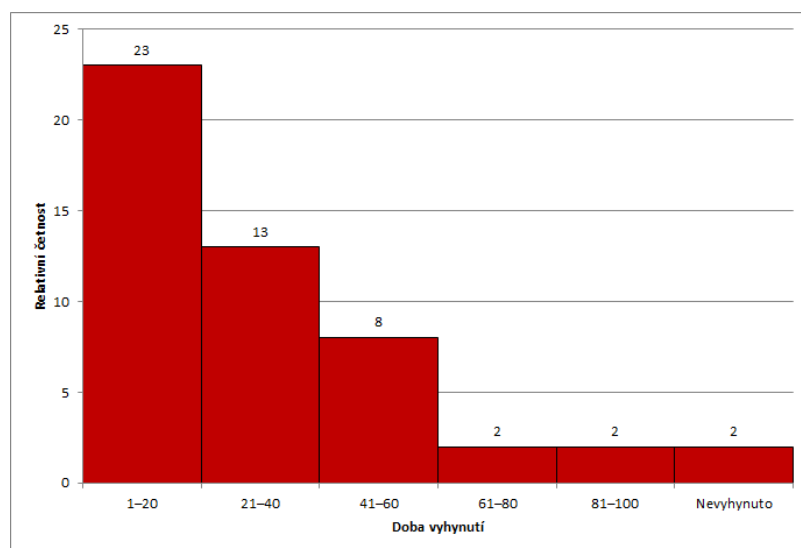


Obrázek 6.11: Simulovaný populačně založený model populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování v programu Vortex

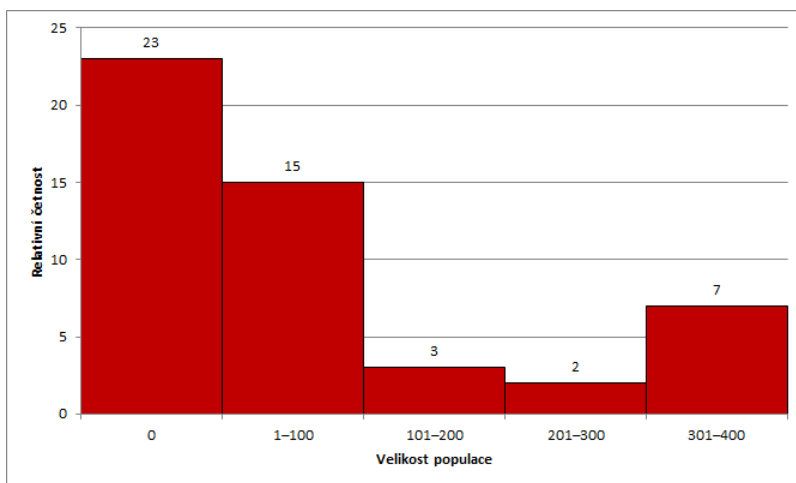
Obrázek č. 6.12 zobrazuje rozdělení doby vyhynutí populace rysa ostrovida v Beskydech s úmrtností 20 % u dospělých jedinců a 50 % u mláďat. Z obrázku je ihned patrná vysoká variabilita, která je viditelná i na obrázku č. 6.10 a tudíž je zde pokryt celý interval 1–100. Nejčastěji by docházelo k vyhynutí za 1–20 let (celkem 23

iterací, což je 46 % z celkového počtu). Dvě iterace dokonce vyhodnotily, že k zániku populace vůbec nedojde, což je ale pouze 2 % z celkového počtu iterací. Z obrázku č. 6.11 vyšlo, že průměrně za 100 let se populace v Beskydech rozroste na 149 jedinců a pravděpodobnost vyhynutí byla 46 %. Z toho důvodu je vhodné si vykreslit spíše rozdělení počtu jedinců za 100 let místo rozdělení doby vyhynutí. Rozdělení počtu jedinců populace rysa ostrovida v Beskydech za 100 let s úmrtností 50 % u mláďat a 15 % u dospělých jedinců je zobrazena na obrázku č. 6.13. Z obrázku je patrné, že k vyhynutí populace by došlo u 23 iterací (potvrzuje pravděpodobnost vyhynutí 46 %), zbylých 27 iterací signalizuje nějakou určitou velikost populace rysa za 100 let. Nejčastěji (15 iterací) ukazuje, že počet rysů v Beskydech bude v rozmezí 1 až 100. Toto rozmezí je široké, proto je vhodné si zobrazit i detailnější rozdělení těchto 15-ti iterací, které vykresluje obrázek č. 6.14. Nejvíce četná kategorie je 21–40, kterou představuje 6 iterací a jen dvě iterace patří do kategorie 1–20. To představuje určitě pozitivní fakt pro rysy v Beskydech, jelikož v současné době se zde nachází pouze 10 jedinců.



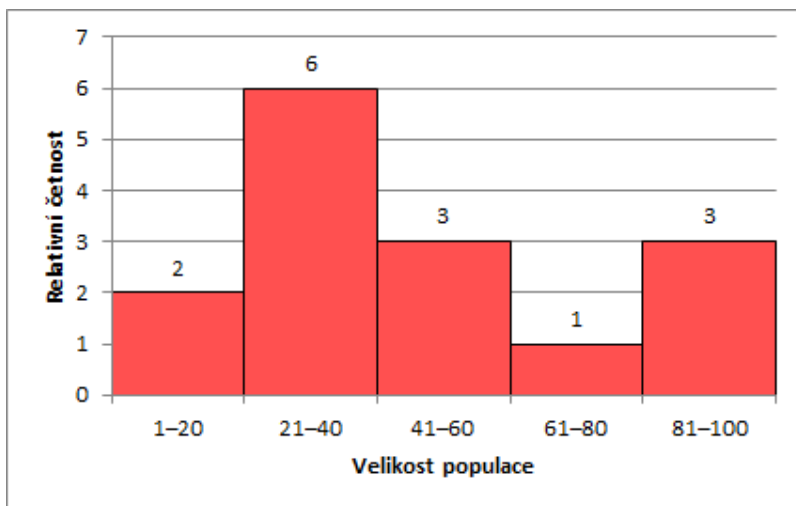
Obrázek 6.12: Rozdělení doby vyhynutí populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování



Obrázek 6.13: Rozdělení počtu jedinců populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování



Obrázek 6.14: Detailní rozdělení počtu jedinců populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců

Zdroj dat: v tabulce č. 5.1; vlastní zpracování

Kapitola 7

Vybraná teorie k analýze vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory

Primárním cílem analýzy časových řad je vytvoření matematického modelu, který poskytuje přijatelný popis daného vzorku dat. Obecně je řada náhodných veličin $\{X_t\}$ (v čase $t = 1, \dots, T$) známá jako **stochastický proces**. Pozorované hodnoty stochastického procesu jsou realizace stochastického procesu, což je známo jako **časová řada**. [41]

Stochastický proces lze jednoduše popsat momenty procesu (přesněji pomocí prvního a druhého momentu). Prvním momentem je průměr a druhým je autokovarianční funkce, kdy rozptyl je speciálním případem autokovarianční funkce. Střední hodnota μ_t je definována pro všechna t jako

$$\mu_t = E[X_t]. \quad (7.1)$$

Rozptyl σ_t^2 je definována pro všechna t jako

$$\sigma_t^2 = Var[X_t]. \quad (7.2)$$

Autokovariance mezi dvěma časovými úseky náhodné veličiny X_{t_1} a X_{t_2} je definována jako

$$\gamma_{t_1, t_2} = E\{[X_{t_1} - \mu_{t_1}][X_{t_2} - \mu_{t_2}]\}, \quad (7.3)$$

kde $t_1, \dots, t_k$ je jakýkoliv soubor časů s libovolnou hodnotou k . σ_t^2 je speciálním případem autokovariance pokud $t_1 = t_2$. [15]

7.1 Stacionarita

Stochastický proces je stacionární (široce řečeno), pokud neexistuje žádná systematická změna v průměru (tedy žádný trend), žádná systematická změna v rozptylu a pokud všechny striktně periodické změny byly odstraněny. Rozlišuje se striktní stacionarita a slabá stacionarita.[16]

Stochastický proces je **striktně stacionární** pokud společné rozdělení $X_{t_1}, \dots, X_{t_k}$ je stejné jako společné rozdělení $X_{t_1+\tau}, \dots, X_{t_k+\tau}$ pro všechna $t_1, \dots, t_k$ a $\tau \geq 1$ [44]. Jinými slovy, posunutí z původního času o hodnotu τ nemá žádný efekt na společné rozdělení, které tudíž musí záviset pouze na intervalech mezi $t_1, t_2, \dots, t_k$. [15]

Jestli $k = 1$, tak veličina X_t je stejné pro všechna t a pokud jsou první dva momenty konečné, tak

$$\mu_t = \mu \quad (7.4)$$

a

$$\sigma_t^2 = \sigma^2 \quad (7.5)$$

jsou oba konstantní a nezávisí tedy na čase t . [15]

Pokud $k = 2$, společné rozdělení X_{t_1} a X_{t_2} závisí jen na časovém rozdílu, který se nazývá **zpoždění**. Tím pádem autokovarianční funkce γ_{t_1, t_2} také závisí jen na časovém rozdílu (zpoždění) a lze ji psát jako γ_τ , kde

$$\gamma_\tau = E[X_t - \mu][X_{t+\tau} - \mu] = Cov[X_t, X_{t+\tau}], \quad (7.6)$$

se nazývá autokovarianční koeficient ve zpoždění τ . [15]

Velikost autokovariančního koeficientu závisí na jednotkách, ve kterých je X_t měřena. Z důvodu lepší interpretace se proto používá standardizace autokovarianční funkce, nazývaná autokorelační funkce, která je definována jako $\rho_\tau = \gamma_\tau / \gamma_0$. [15]

V praxi je užitečnější definovat méně přísnější stacionaritu než uvedenou výše, která se nazývá **slabá stacionarita** (někdy také stacionarita druhého řádu nebo stacionární v kovariancích). Proces se nazývá slabě stacionární, pokud jeho střední hodnota je v čase konstantní a jeho autokovarianční funkce závisí pouze na zpoždění τ . [15]

$$E[X_t] = \mu \quad (7.7)$$

$$Cov[X_t, X_{t+\tau}] = \gamma_\tau \quad (7.8)$$

Striktní stacionarita představuje tedy časovou neměnnost (invarianci) celého pravděpodobnostního rozdělení generujícího procesu dat. Na druhou stranu slabá stacionarita představuje časovou neměnnost pouze prvních dvou momentů. Pokud je stochastický proces $\{X_t\}$ striktně stacionární, tak je také slabě stacionární jen pokud rozptyl stochastického procesu je konečný. Pokud je stochastický proces Gaussovským procesem, tak jsou striktní a slabá stacionarita ekvivalentní (tj. jedna forma stacionarity implikuje druhou).[34]

Zpoždění se u ročních časových řad uvažuje velmi malé (nejčastěji 1 nebo 2), u čtvrtletních obvykle ve výši 4 nebo 8 a už měsíčních obvykle 6, 12 nebo 24.[44]

Stochastický proces, který je stacionární se označuje $I(0)$ a stochastický proces, který je nestacionární $I(d)$ (integrováný řádu d), neboť k jeho stacionarizaci je třeba d diferencí. Často stačí ke stacionarizaci nestacionárního stochastického procesu pouze jedna difference, pak se proces označuje jako $I(1)$ (integrováný řádu 1). Stacionárním procesem může být například autoregresní proces (AR) nebo proces klouzavých průměrů (MA). K posouzení jestli je proces stacionární nebo ne (respektive, jestli obsahuje jednotkový kořen), je možné využít **testy jednotkových kořenů**.

Dickey-Fullerovy testy (DF testy) jsou jedny z testů jednotkových kořenů a vycházejí z autoregresního procesu řádu jedna AR(1):

$$X_t = \phi_1 X_{t-1} + a_t, \quad (7.9)$$

kde ϕ_1 představuje autoregresní parametr řádu jedna a a_t představuje bílý šum, který je definován níže. Existují tři modely publikované Fullerem a

$$X_t = \phi_{1a} X_{t-1} + a_t, \quad (7.10)$$

$$X_t = \phi_{0b} + \phi_{1b} X_{t-1} + a_t, \quad (7.11)$$

$$X_t = \phi_{0c} + \gamma_c t + \phi_{1c} X_{t-1} + a_t, \quad (7.12)$$

nulová hypotéza je ve tvaru $\phi_{1i} = 1$, kde $i = a, b, c$ (Dickey). To znamená, že nulová hypotéza tvrdí, že stochastický proces obsahuje jednotkový kořen.[8]

Model 7.10 se používá v případě, kdy časová řada nemá trend a kolísá okolo 0. Testovaná hypotéza tedy v tomto případě tvrdí, že data se ke stacionarizaci musí diferencovat (jsou tedy nestacionární) a alternativou je, že data jsou stacionární a není nutné je dále diferencovat. Model 7.11 také nepředpokládá trend, ale data již kolísají

okolo nenulové hodnoty. Hypotéza i alternativa je v tomto modelu stejná s hypotézou i alternativou v modelu 7.10. Třetí model 7.12 předpokládá, že data obsahují lineární trend (ať už klesající nebo rostoucí) a potencionálně kolísají okolo tohoto trendu. Hypotéza i alternativa se v tomto případě liší oproti předchozím dvou modelům. Alternativa tvrdí, že data jsou trendově stacionární (ale nikoliv stacionární) a nulovou hypotézou je, že data se musí diferencovat, aby byla trendově stacionární.[13] První dva modely se tedy mohou použít na otestování, jestli je časová řada stacionární nebo nestacionární. Poslední model ale předpokládá, že časová řada je nestacionární a testuje, zda je trendově stacionární.

V praxi je často třeba i rozšíření o autokorelační strukturu procesu. V tomto případě se vychází z autoregresního procesu řádu p

$$\phi_p(B)X_t = a_t, \quad (7.13)$$

kde B představuje operátor zpoždění. Tento proces může být aproximován modelem

$$X_t = \phi_1 X_{t-1} + \sum_{i=1}^{p-1} \gamma_i \Delta X_{t-i} + a_t, \quad (7.14)$$

ze kterého se vychází při testování přítomnosti jednotkového kořene. Tak jako u AR(1), je možné model rozšířit o další parametry. Tyto testy se nazývají rozšířené Dickeyovy-Fullerovy testy (angl.: augmented Dickey-Fuller tests a značí se ADF testy).[8]

7.2 Kointegrace časových řad

Vztahy mezi časovými řadami se dají roztřídit podle délky působení, a to na krátkodobé a dlouhodobé. Krátkodobé vztahy působí jen v krátkém období, časem mizí a dlouhodobé mají dlouhodobé trvání a časem nemizí. Dlouhodobé vztahy souvisí s pojmem **ekvilibrrium** (rovnovážný vztah), což je stav, ke kterému je proces neustále přitahován. Na stochastický proces ale působí neustálé šoky (a není tedy nikdy v ekvilibriu), proto se zavádí pojem dlouhodobé ekvilibrrium, které k ekvilibriu v čase konverguje. Pokud se vývoje časových řad od sebe odkloňují pouze krátkodobě a existuje mez, za kterou se nemohou odklonit, pak jsou časové řady v ekvilibriu, což se statisticky označuje jako **kointegrace časových řad**. [8]

U stochastických procesů $\{X_t\}, \{Y_t\}$ je třeba určit, jestli jsou stacionární $I(0)$ nebo nestacionární $I(1)$ a také určit jakého typu je jejich lineární kombinace:

- jestliže $\{X_t\} \sim I(0)$, potom $\{a + bX_t\} \sim I(0)$,

- jestliže $\{X_t\} \sim I(1)$, potom $\{a + bX_t\} \sim I(1)$,
- jestliže $\{X_t\} \sim I(0)$ a $\{Y_t\} \sim I(0)$, potom $\{aX_t + bY_t\} \sim I(0)$,
- jestliže $\{X_t\} \sim I(1)$ a $\{Y_t\} \sim I(0)$, potom $\{aX_t + bY_t\} \sim I(1)$,
- často platí, že pokud $\{X_t\} \sim I(1)$ a $\{Y_t\} \sim I(1)$, potom $\{aX_t + bY_t\} \sim I(1)$. [8]

Někdy ale poslední situace neplatí a lineární kombinace je stacionární, proto Engle a Granger zavedli obecnou definici určující tento vztah: pokud jsou procesy $\{X_t\}, \{Y_t\}$ typu $I(d)$ a existuje lineární kombinace $\{aX_t + bY_t\} \sim I(d - c)$, kde $c > 0$, pak se těmito procesům říká, že jsou **kointegrované řádu d,c**. [8]

Střední hodnota stacionární lineární kombinace integrovaných stochastických procesů může být chápána jako ekvilibrium, které spojuje dané stochastické procesy. [8]

Analyzovat časové řady generované integrovaným stochastickým procesem mezi sebou je možné jen v případě, že jsou časové řady kointegrované, tj. jsou spjaté společným stochastickým trendem. V jiném případě mají časové řady rozdílné směry vývoje a pokud by se vytvořil jejich model pomocí regrese, vznikl by stav, který se nazývá **zdánlivá regrese**. V tom případě by se metodou nejmenších čtverců získaly statisticky významné odhady parametrů, ale časové řady by spolu ve skutečnosti nesouvisely. [8]

Důležitou vlastností procesů $I(1)$ tedy je, že jejich lineární kombinace může být typu $I(0)$ a pokud ano, tak jsou tyto procesy kointegrovány. Za předpokladu dvou procesů $\{Y_t\}$ a $\{X_t\}$, které jsou oba typu $I(1)$, pak mohou být kointegrovány, pokud existuje parametr β , který umožní, aby výraz $\{Y_t - \beta X_t\}$ byl typu $I(0)$. To způsobí, že tato regresní rovnice

$$\{Y_t = \beta X_t + a_t\} \quad (7.15)$$

má smysl, protože se procesy $\{Y_t\}$ a $\{X_t\}$ v čase od sebe moc neodklonují. Tím pádem mezi nimi existuje dlouhodobé ekvilibrium. Pokud by procesy $\{Y_t\}$ a $\{X_t\}$ nebyly kointegrované a tedy výraz $\{Y_t - \beta X_t\}$ by byl typu $I(1)$, tak by se procesy časem od sebe odklonovaly. V tom případě by se vztah mezi procesy $\{Y_t\}$ a $\{X_t\}$ získaný regresí nazýval jako zdánlivý. [27]

7.2.1 Diagnostická kontrola

Pokud jsou tedy časové řady nestacionární a nedochází ke zdánlivé regresi, je na místě diagnostická kontrola nesystematické složky (resp. reziduí, které jsou odhadem nesystematické složky). Pokud je tedy model odhadnutý (regresí, a to metodou

nejmenších čtverců), je třeba zkontrolovat, jestli model opravdu poskytuje adekvátní popis daných dat¹. To se provede zkoumáním reziduí, které jsou definovány jako: $rezidua = pozorování - odhady$. [15] Rezidua by měla vykazovat vlastnosti procesu bílého šumu (z důvodu ověření existence vztahu, vysvětleno níže), který je stacionární a nemá žádnou paměť. Proces bílého šumu se skládá z řady nezávislých stejně rozdělených náhodných veličin. Má konstantní střední hodnotu i rozptyl a jeho autokovarianční funkce je definována jako $\gamma(\tau) = cov(X_t, X_{t+\tau}) = 0$. [27]

Autokorelace nesystematické složky (ACF) se testuje pomocí výběrové autokorelační funkce

$$\hat{r}_k = \frac{\sum_t \hat{a}_t \hat{a}_{t-k}}{\sum_t \hat{a}_t^2}, \quad (7.16)$$

kde $\hat{a}_t$ představují rezidua. Pokud není nesystematická složka autokorelovaná, tak by měly hodnoty této funkce ležet uvnitř kritických mezí $\pm 2\sqrt{T}$. [8] Graficky se ACF zobrazuje v korelogramu. Dalším testem k otestování autokorelace nesystematické složky může být *Breusch-Godfreyův LM test* pořadové korelace. Pokud je nesystematická složka autokorelovaná, tento problém se řeší pomocí přidání zpožděných proměnných do modelu.

Pro zjištění **homoskedasticity** (nebo-li jestli má nesystematická složka konstantní rozptyl) se kromě grafického zhodnocení používá test pro posouzení, zda nesystematická složka vykazuje tzv. ARCH(q) efekt. Pro test efektu ARCH(1) se používá umělá regrese, kde vysvětlovanou proměnnou je kvadrát reziduí $\hat{a}_t^2$ a vysvětlující proměnnou je kvadrát reziduí v prvním zpoždění $\hat{a}_{t-1}^2$. Do modelu se přidává také konstanta a parametry se odhadují metodou nejmenších čtverců.

$$\hat{a}_t^2 = \alpha_0 + \alpha_1 \hat{a}_{t-1}^2 + a_t \quad (7.17)$$

Nulovou hypotézou je homoskedasticita nesystematické složky. Testová statistika je TI^2 , kde T je délka časové řady a I^2 je index determinace modelu 7.17. Testová statistika má rozdělení $\chi^2(1)$. Pokud jsou hodnoty této statistiky vysoké, nulová hypotéza se zamítne a nesystematická složka je podmíněně heteroskedastická. Obecně pro ARCH(q) platí

$$\hat{a}_t^2 = \alpha_0 + \alpha_1 \hat{a}_{t-1}^2 + \alpha_2 \hat{a}_{t-2}^2 + \dots + \alpha_q \hat{a}_{t-q}^2 + a_t, \quad (7.18)$$

¹Adekvátní popis dat bude splněn, pokud se splní předpoklady kladené na nesystematickou složku, resp. rezidua. V jiném případě může dojít k nesprávným výsledkům a závěrům odhadovaného modelu a tudíž popis dat nebude adekvátní.

kde testové kritérium TI^2 má nyní za platnosti nulové hypotézy rozdělení $\chi^2(q)$. [8]

Pro otestování **normality** se kromě subjektivních úsudků na základě histogramů v této práci používá *Jarque-Bera test*, který současně testuje šikmost (vychází se z hodnoty 0) a špičatost (vychází se z hodnoty 3) nesystematické složky. Testové kritérium je ve tvaru

$$JB = SK^2 + KU^2, \quad (7.19)$$

kde SK představuje šikmost

$$SK = \left(\frac{T}{6}\right)^{1/2} \frac{\hat{m}_3}{\hat{m}_2^{3/2}} \quad (7.20)$$

a KU představuje špičatost

$$KU = \left(\frac{T}{24}\right)^{1/2} (\frac{\hat{m}_4}{\hat{m}_2^2} - 3), \quad (7.21)$$

kde $\hat{m}_j = \frac{\sum_{t=1}^T (\hat{a}_t - \bar{a})^j}{T}$ a $\bar{a} = \frac{\sum_{t=1}^T \hat{a}_t}{T}$ pro $j = 2, 3, 4$. Nulovou hypotézou je normalita nesystematické složky. Za předpokladu její platnosti, mají statistiky SK, KU normované normální rozdělení $N(0, 1)$ a statistika JB má rozdělení $\chi^2(2)$. [8] Pokud je rozdělené reziduí výrazně nenormální, intervaly spolehlivosti parametrů mohou být širší nebo naopak užší. Porušení normality tedy může vést k tomu, že hodnoty testových statistik i jejich p-hodnoty mohou být zkreslené. [31]

Diagnosticke kontrolu je nutné provést z důvodu ověření existence vztahu mezi proměnnými. Testuje se hypotéza o nulovém regresním koeficientu a správnost závěrů tohoto testu je podmíněna splněním předpokladů jako je nulová střední hodnota, konstantní rozptyl, normalita a nezávislost nesystematické složky. Z toho důvodu se provádí diagnostická kontrola. [28]

Existence vztahu mezi proměnnými se tedy po diagnostické kontrole testuje pomocí testu hypotézy o parametru β_i , (parametr β_i je například v rovnici 7.15 jako β) kde hypotézou je $H_0 : \beta_i = 0$ a alternativou $H_1 : \beta_i \neq 0$. Testovým kritériem je statistika t (v tomto případě se nejedná o časovou proměnnou), která se vypočítá jako

$$t = \frac{b_i}{s(b_i)}, \quad (7.22)$$

kde b_i je odhad regresního parametru β_i a $s(b_i)$ je směrodatná chyba odhadu regresního koeficientu. Testová statistika má při platnosti nulové hypotézy Studentovo rozdělení s $T - p$ stupni volnosti, kde p představuje počet parametrů odhadovaného modelu. [28]

7.3 Kros-korelace

Za předpokladu dvou stacionárních procesů $\{X_t\}, \{Y_t\}$, jejich veličin a středních hodnot $E(X_t) = \mu_X, E(Y_t) = \mu_Y$ a autokovariančních funkcí $Cov(X_t, X_{t+\tau}) = \gamma_X(\tau), Cov(Y_t, Y_{t+\tau}) = \gamma_Y(\tau)$ je možné definovat kros-kovarianční funkci jako

$$Cov(X_t, Y_{t+\tau}) = E[(X_t - \mu_X)(Y_{t+\tau} - \mu_Y)] = \gamma_{XY}(\tau), \quad (7.23)$$

která je jen funkcí zpoždění, protože procesy jsou stacionární. Velikost kros-kovariančního koeficientu je závislá na jednotkách, ve kterých jsou X_t, Y_t měřeny, proto se zavádí standardizovaná verze, která se nazývá **kros-korelace**. Kros-korelace je definována jako

$$\rho_{XY}(\tau) = \gamma_{XY}(\tau) / \sqrt{[\gamma_X(0)\gamma_Y(0)]} = \gamma_{XY}(\tau) / \sigma_X \sigma_Y, \quad (7.24)$$

kde $\sigma_X = \sqrt{(\gamma_X(0))}$ symbolizuje směrodatnou odchylku veličiny X a $\sigma_Y = \sqrt{(\gamma_Y(0))}$ směrodatnou odchylku veličiny Y . Tato funkce měří korelaci mezi X_t a $Y_{t+\tau}$ a má tyto vlastnosti:

1. $\rho_{XY}(\tau) = \rho_{YX}(-\tau)$
2. $|\rho_{XY}(\tau)| \leq 1$

Zatímco $\rho_X(0), \rho_Y(0)$ jsou oba rovny jedné, hodnota $\rho_{XY}(0)$ se obvykle jedné nerovná.[15]

Kapitola 8

Popis dat k analýze vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory

Druhá část diplomové práce je zaměřena na analýzu časových řad populace koroptve polní a ledňáčka říčního, kteří jsou v České republice považováni za druhy zvláště chráněné. Data o populaci těchto dvou druhů ptáků byla získána od České společnosti ornitologické (ČSO), konkrétně z Jednotného programu sčítání ptáků (JPSP). V této části práce jsou také zkoumány vlivy, které mohou ovlivňovat velikost populace koroptve polní a ledňáčka říčního.

8.1 Jednotný program sčítání ptáků

Česká společnost ornitologická (ČSO) spravuje Jednotný program sčítání ptáků (JPSP) již od roku 1981. Jeho cílem je každoroční zjišťování vývoje početnosti většiny druhů hnízdících ptáků v ČR. Sčítání provádí dobrovolní pracovníci na vybraných lokalitách a je prováděno bodovou metodou sčítání¹ během hnízdící sezóny. Každý dobrovolník si vybere jednu nebo i více lokalit, na kterých rozmístí 20 sčítacích bodů tak, aby mezi body byly alespoň 300 metrů rozestupy. Na těchto bodech po dobu 5 minut zaznamenává všechny zpozorované i zaslechnuté ptáky. Sčítání na vybrané lokalitě je prováděno dvakrát do roka podle předem dané metodiky. Data jsou poté uchovávána v databázi a indexy vývoje početnosti jednotlivých druhů v České republice jsou dostupné na stránkách JPSP, a to od roku 1982, jelikož v roce 1981

¹Při bodovém sčítání se zaznamenávají ptáci na určitém počtu pevně stanovených bodů po určité době. Na těchto sčítacích bodech se mohou počítat buď všichni pozorovaní jedinci (metoda I.P.A.) nebo je možné registrovat pouze výskyt jednotlivých ptačích druhů a jejich početnost usuzovat z frekvence (metoda E.F.P.).[17]

neproběhlo sčítání metodicky ustáleně. Data jsou následně využívána k vědeckému výzkumu, ochraně přírody a zjištění indikátorů stavu naší přírody.[38][19]

8.2 Uvažované faktory

Všechny uvažované faktory, které mohou souviset s životaschopností koroptve polní nebo ledňáčka říčního jsou uvedeny v tabulce č. 8.1.

Tabulka 8.1: Uvažované vlivy, které mohou souviset s životaschopností koroptve polní a ledňáčka říčního

Uvažované vlivy koroptve polní	Uvažované vlivy ledňáčka říčního
plocha orné půdy	vodní plocha
průměrná územní teplota	průměrná územní teplota
úhrnné územní srážky	úhrnné územní srážky
stav obyvatelstva	stav obyvatelstva
spotřeba průmyslových hnojiv	investice na nakládání s odpadními vodami

Velikost orné půdy je uváděna v hektarech za Českou republiku k 31. 12., a to za období 1982–2015. Zdrojem těchto dat je Český statistický úřad. Pro účely diplomové práce se předpokládá, že by mohl být pozitivní vztah mezi velikostí populace koroptve polní a velikostí orné půdy, neboť tento druh obývá převážně zemědělskou krajinu.[22]

Průmyslová hnojiva (tedy spotřeba čistých živin) jsou publikována na 1 hektar zemědělské půdy Českým statistickým úřadem. Data o hnojivech jsou pouze od roku 1991 do roku 2015, jelikož se v roce 1991 změnila metodika a přestaly se do této spotřeby započítávat podniky samostatně hospodařících rolníků. Předpokládá se, že hnojiva negativně souvisí s velikostí populace koroptve polní. Například kvůli tomu, že jednou z hlavních složek potravy koroptví je plevel a hnojiva plevel většinou ničí.[22]

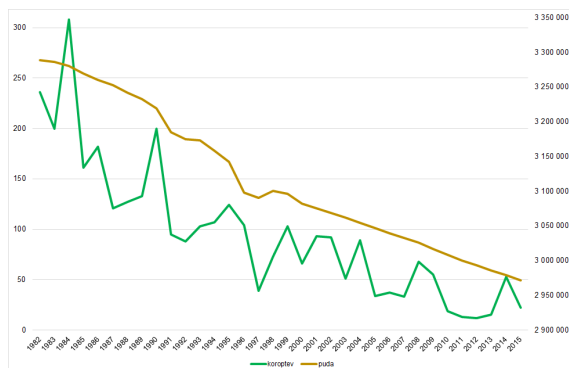
Stavem obyvatelstva je myšlen střední stav obyvatelstva České republiky v letech 1982–2015 od Českého statistického úřadu. Motivací diplomové práce je zjistit, zda velikost lidské populace souvisí s (ať už pozitivně či negativně) velikostí populace koroptve polní nebo ledňáčka říčního.

Data za roční územní srážky jsou publikovány Českým hydrometeorologickým ústavem a jedná se o úhrny. Rozmezí dat je od roku 1982 do roku 2015. Motivací je zjistit, jestli je životaschopnost koroptví nebo ledňáčka ve vztahu s množstvím srážek. Sušší období by nemusely prospívat ani jednomu z druhů. U koroptve polní by sucho mohlo způsobit úbytek potravy, jelikož se koroptve živí rostlinnou stravou (převážně traviny, jetel a plevel) a ta v případě sucha hyne.[22] Ledňáček by v případě sucha mohl také strádat hladu, a to z důvodu úbytku množství ryb, které tvoří hlavní složku jeho potravy.[25]

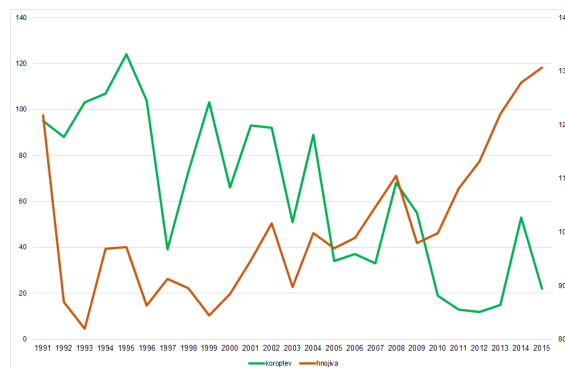
Průměrná roční územní teplota je také publikována Českým hydrometeorologickým ústavem a data jsou vybrána v letech 1982–2015. Cílem je zjistit, zda v chladnějších rocích nedochází k úbytku populace koroptví polních a ledňáčka říčního. Chladnější období by mohlo způsobovat u obou druhů nedostupnost potravy v případě, kdy například zamrzne vodní plocha nebo půdu pokryje vrstva ledu či sněhu.

Investice na nakládání s odpadními vodami za Českou republiku jsou vyjádřeny v běžných cenách v miliónech korun za období 1986–2015. Data jsou publikována Českým statistickým úřadem. Ledňáček říční obývá vodní plochy a jeho potravu tvoří ryby, proto je dalším cílem této práce zjistit, zda zvyšování (nebo snižování) investic na nakládání s odpadními vodami souvisí s nárůstem (nebo poklesem) velikosti populace tohoto druhu. Investice by mohla pozitivně souviset s populací ledňáčka říčního, neboť může snížit znečištění vod a tím zamezit úhynu ryb.[25]

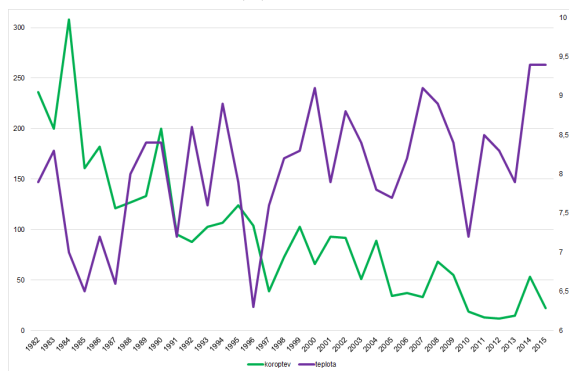
Velikost vodní plochy za Českou republiku k 31. 12. je publikována na Českém statistickém úřadě, ale jen od roku 1989. Data od roku 1982 poskytl Český úřad zeměměřický a katastrální ze statistické ročenky půdního fondu. Jak již bylo vysvětleno výše, ledňáček říční obývá vodní plochy a živí se rybami. Z toho důvodu je motivací zjistit, zda velikost populace ledňáčka říčního nemá vztah s velikostí vodní plochy v České republice.



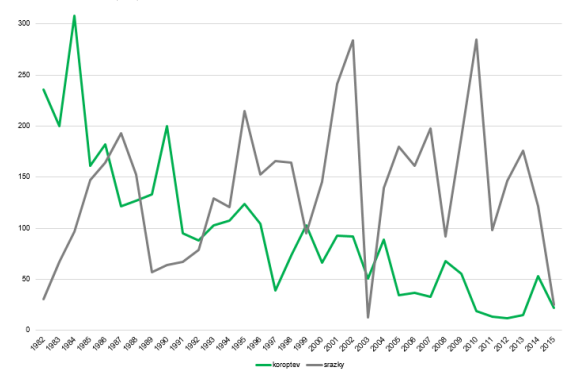
(a) orná půda



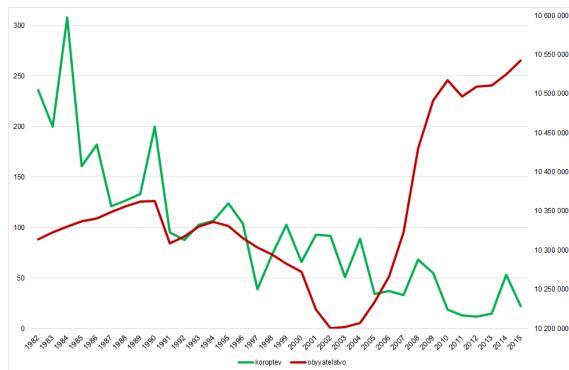
(b) spotřeba průmyslových hnojiv



(c) průměrné územní teploty



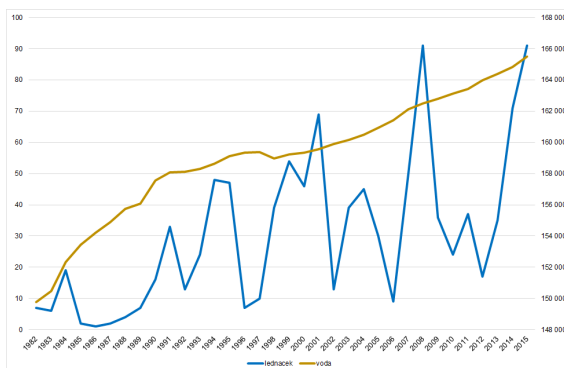
(d) úhrnné územní srážky



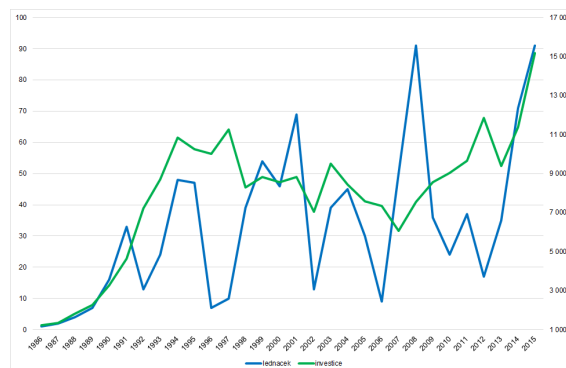
(e) stav obyvatelstva

Obrázek 8.1: Odhad vzorku populace koroptve polní a vybraných faktorů v České republice v letech 1982–2015 (případně 1991–2015)

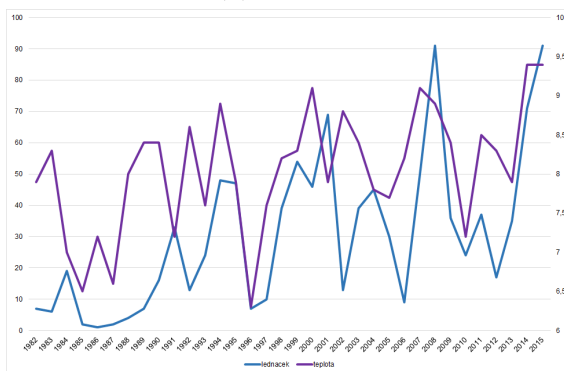
Zdroj dat: ČSO, ČSÚ, ČHMÚ; vlastní zpracování



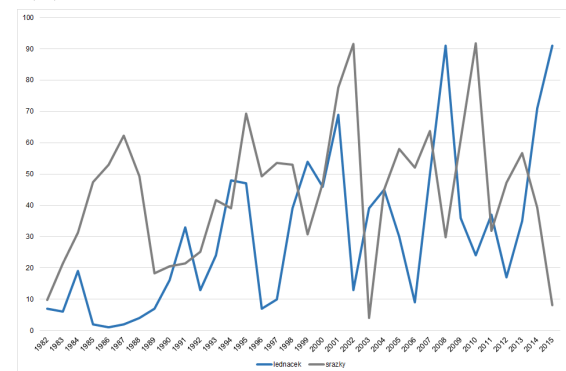
(a) vodní plocha



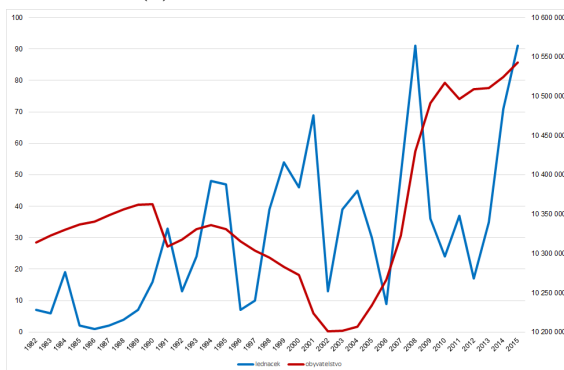
(b) investice na nakládání s odpadními vodami



(c) průměrné územní teploty



(d) úhrnné územní srážky



(e) stav obyvatelstva

Obrázek 8.2: Odhad vzorku populace ledňáčka říčního a vybraných faktorů v České republice v letech 1982–2015 (případně 1986–2015)

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ, ČHMÚ, ČÚKZ; vlastní zpracování

Kapitola 9

Výsledky analýzy vztahů mezi populacemi a uvažovanými faktory

Cílem této kapitoly je zjištění vztahu (eventuálně kointegrace) daných časových řad. Endogenní (vysvětlovanou) proměnnou je buď časová řada velikosti populace koroptve polní nebo ledňáčka říčního. Vlivy vypsané v tabulce č. 8.1 jsou uvažovány jako exogenní (vysvětlující) proměnné. Analýza je provedena vždy jen pro dvojici proměnných, tedy vždy jedna endogenní a jedna exogenní (např. koroptev polní a velikost orné půdy atd.), a to z důvodu srozumitelnější a přesnější interpretace vztahu.

Získaná data z České společnosti ornitologické představují odhad vzorku velikosti populace koroptve polní a ledňáčka říčního tak, aby byl vzorek reprezentativní. Jelikož se nejedná o odhady samotné velikosti populace, ale jen o odhady vzorku populace (z terénních dat Jednotného programu sčítání ptáků), je nutný pro interpretační účely modelů jejich přepočtení na odhadovanou velikost populace ledňáčka říčního a koroptve polní (z důvodu interpretace na celkovou odhadovanou populaci daného druhu). Samotné modely vztahů (resp. kointegrace) jsou odhadovány přímo na datech České společnosti ornitologické. Jelikož by ale interpretace těchto modelů neodpovídala ani zdaleka skutečnosti (interpretován by byl odhadovaný vzorek populace), byly vždy na konci analýzy parametry modelu přepočteny a interpretovány z pohledu odhadované celkové populace. Zdrojem pro odhad celkové velikosti populace (přesněji počet párů)¹ obou druhů jsou publikace Červeného seznamu ohrožených druhů ptáků[35] [4], následně byl trojčlenkou vypočten odhadovaný počet párů

¹Počet párů je běžně používanou základní jednotkou v ekologii ptáků, jelikož středem zájmu jsou spíše samice, čemuž je blíže počet párů.

obou druhů v letech 1982–2015. Poté byl zjištěn průměr odhadovaného počtu párů a také průměr vzorku jedinců za dané období (jelikož se jedná o počty jedinců a ne o páry, byly hodnoty ještě vyděleny hodnotou dva). Oba vypočtené průměry se porovnály a byla zjištěna hodnota, kterou se odhadované parametry modelů vynásobily (nejdříve se původní odhady parametrů musely vydělit dvěma, neboť předtím byly hodnoty v jednotlivcích). Tím pádem již odhady parametrů modelů nereprezentují odhadovaný vzorek populace, ale odhadovaný počet párů. Pro kontrolu byl odhadnut také model i pro samotný odhad počtu párů v letech 1982–2015 a výsledky odhadů parametrů byly stejné.

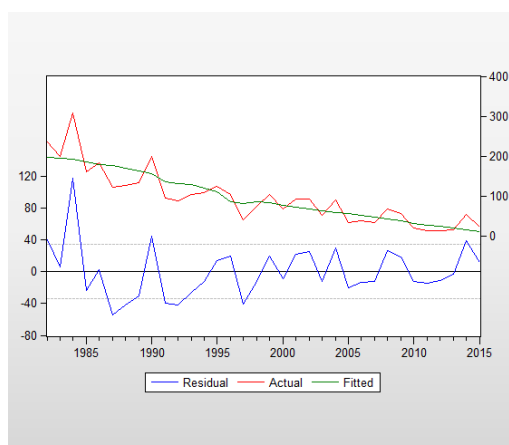
9.1 Koroptev polní a velikost orné půdy

Časová řada koroptve polní obsahuje viditelný trend a je tudíž nestacionární. Stejně tak je nestacionární i časová řada orné půdy a je tudíž možné provést statickou regresi. Odhad modelu, empirické hodnoty, odhadnuté hodnoty a rezidua jsou znázorněny na obrázcích č.9.1a a 9.1b.

Dependent Variable: KOROPTEV
Method: Least Squares
Date: 03/20/17 Time: 09:41
Sample: 1982 2015
Included observations: 34

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-1732.232	178.6111	-9.698347	0.0000
PUDA	0.000586	5.73E-05	10.23990	0.0000

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.1: Odhad modelu populace koroptve polní a velikosti orné půdy

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

Rezidua modelu jsou v tomto případě stacionární, což umožňuje předpokládat dlouhodobý vztah mezi populací koroptve polní a velikostí orné půdy a tedy použít kointegrační regresi. V odhadu modelu se také neprojevuje autokorelace reziduí (podle subjektivního úsudku z grafického výstupu), která byla také i otestována

a není nutné přidávat do odhadu modelu zpoždění. V odhadu modelu byla také otestována homoskedasticita (ARCH test), která se na 5% hladině významnosti nezamítla. Rezidua vykazují podle histogramu přibližně normální rozdělení. Rezidua jsou tudíž bílým šumem a je možné se podívat na významnost proměnné orná půda. Velikost orné půdy je na 5% hladině významnosti v odhadu modelu významná a je tudíž zřejmé, že má vztah s velikostí populace koroptve polní. Odhad modelu, kde vysvětlovaná proměnná představuje odhad vzorku velikosti populace koroptve polní má tvar:

$$\widehat{koroptev}_t = -1732,232 + 0,000586\widehat{pûda}_t. \quad (9.1)$$

Výše uvedená rovnice není vhodná k interpretaci vlivu velikosti orné půdy na velikost populace koroptve polní (rovnice výše představuje pouze odhad velikosti vzorku populace), proto se odhady parametrů musí přepočítat. Přepočtená rovnice a tedy výsledný odhadnutý model má tvar:

$$\widehat{koroptev}_t = -310672 + 0,105098\widehat{pûda}_t. \quad (9.2)$$

Zvýšení velikosti orné půdy o jednotku (tedy o 1 hektar), odpovídá v průměru zvýšení odhadovaného počtu párů koroptví polních o 0,105. Jinými slovy, přírůstek cca jednoho páru odpovídá v průměru přírůstku 10 hektarů orné půdy.

9.2 Koroptev polní a spotřeba průmyslových hnojiv

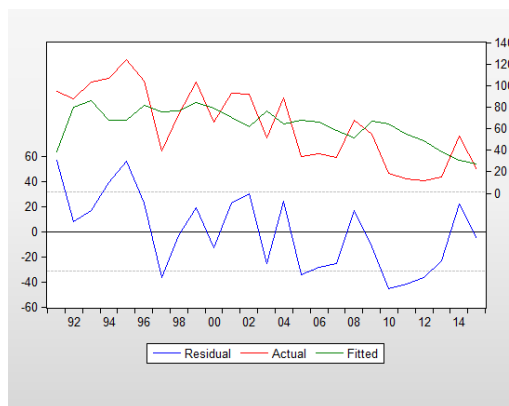
Časová řada spotřeby průmyslových hnojiv je kratší a začíná až od roku 1991, ale i tak je nestacionární a je možné sestavit regresní model.

Rezidua podle korelogramu vypadají spíše stacionárně a byly otestovány testem jednotkových kořenů (test hovoří rovněž o stacionaritě). V této chvíli je tedy možné uvažovat kointegrační vztah. Obrázek č. 9.3 zobrazuje korelogram reziduí, kde se rezidua pohybují v daných mezích, tudíž nejsou výrazně autokorelovaná. Ve prospěch neautokorelovanosti hovoří i výsledek Breusch-Godfrey testu, proto není nutné do odhadu modelu přidávat zpožděné proměnné. Rezidua také nevykazují heteroskedasticitu a dokonce byla na 5% hladině významnosti nezamítnuta i normalita.

Dependent Variable: KOROPTEV
Method: Least Squares
Date: 03/21/17 Time: 14:03
Sample (adjusted): 1991 2015
Included observations: 25 after adjustments

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	184.7978	47.51447	3.889294	0.0007
HNOJIVA	-1.201722	0.466706	-2.574904	0.0169

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.2: Odhad modelu populace koroptve polní a spotřeby průmyslových hnojiv

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

Date: 03/21/17 Time: 14:05
Sample: 1982 2015
Included observations: 25

Autocorrelation	Partial Correlation	AC	PAC	Q-Stat	Prob	
		1	0.316	0.316	2.8123	0.094
		2	0.137	0.041	3.3630	0.186
		3	0.168	0.127	4.2316	0.238
		4	0.122	0.036	4.7127	0.318
		5	0.114	0.057	5.1504	0.398
		6	0.126	0.061	5.7169	0.456
		7	0.095	0.020	6.0520	0.534
		8	0.050	-0.013	6.1507	0.630
		9	-0.060	-0.117	6.3006	0.709
		10	-0.001	0.022	6.3007	0.789
		11	-0.209	-0.261	8.4049	0.677
		12	-0.153	-0.026	9.6236	0.649

Obrázek 9.3: Korelogram reziduí odhadu modelu populace koroptvne polní a spotřeby průmyslových hnojiv

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

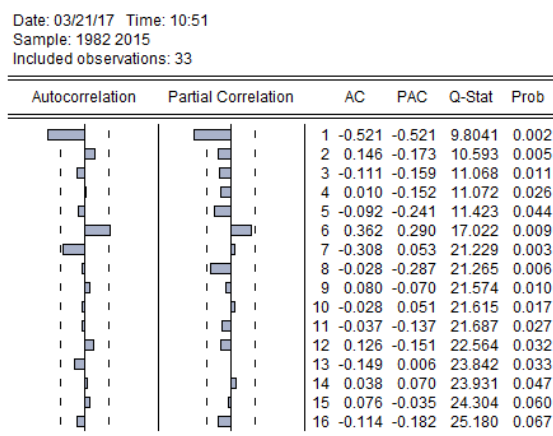
Odhad parametru spotřeba průmyslových hnojiv je na 5% hladině významnosti významný (je rozdílný od nuly) a tudíž faktor spotřeba průmyslových hnojiv utváří vztah s počty jedinců koroptví. Po přepočtení odhadu parametrů na celkovou odhadovanou velikost počtu párů koroptve polní je vztah vyjádřitelný ve tvaru:

$$koroptev_t = 33143,08 - 215,526hnojiva_t. \quad (9.3)$$

Vyšší spotřeba hnojiv o jednotku (v tomto případě spotřeba hnojiv na 1 hektar zemědělské půdy) odpovídá v průměru nižšímu odhadovanému počtu párů koroptví polních o 215,526. U tohoto vztahu je nutno podotknout, že vzhledem ke kratší časové řadě spotřeby průmyslových hnojiv je model utvořen jen na 25 pozorování. Z toho důvodu nemusí výsledky být tak přesné.

9.3 Koroptev polní a stav obyvatelstva

Jak časová řada velikosti jedinců koroptve polní, tak i časová řada stavu populace, jsou nestacionární. Po odhadu modelu a otestování stacionarity reziduí lze dále uvažovat, že rezidua jsou nestacionární. V tomto případě není možné uvažovat dlouhodobý vztah a jedná se o případ zdánlivé regrese. Časové řady populace koroptve polní a stavu obyvatelstva byly diferencovány a odhad modelu byl utvořen na diferencovaných časových řadách. Diference způsobila, že časové řady jsou nyní stacionární a je možné uvažovat krátkodobý vztah. Rezidua odhadnutého modelu na diferencovaných časových řadách jsou ale nyní autokorelovaná a nejsou tedy bílým šumem. Autokorelace reziduí je zobrazena v korelogramu na obrázku č. 9.4.



Obrázek 9.4: Korelogram reziduí odhadu modelu difference populace koroptve polní a difference stavu obyvatelstva

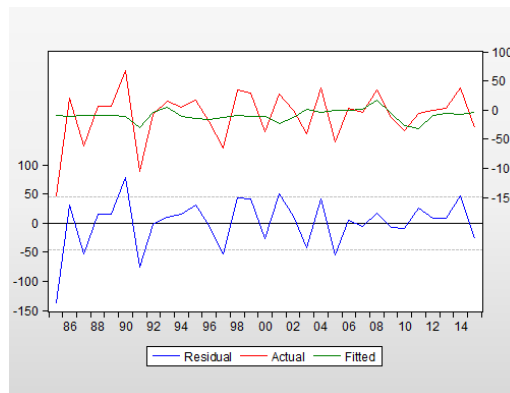
Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

Z důvodu autokorelace reziduí je do modelu nutné přidat zpoždění a pokusit se tak autokorelaci odstranit. Nejprve byla přidána zpoždění pouze změny počtu obyvatel. Po přidání prvního zpoždění jsou rezidua stále autokorelovaná, ale po druhém zpoždění už autokorelovaná nejsou (podle testu a korelogramu) a jejich průběh spolu s odhadem modelu je zobrazen na obrázku č.9.5a a č. 9.1b. Všechny proměnné, tedy

Dependent Variable: DKOROPTEV
Method: Least Squares
Date: 03/21/17 Time: 10:45
Sample (adjusted): 1985 2015
Included observations: 31 after adjustments

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-9.916087	8.507166	-1.165616	0.2540
DOBYVATELSTVO	0.000345	0.000354	0.974512	0.3385
DOBYVATELSTVO(-1)	-5.05E-05	0.000427	-0.118323	0.9067
DOBYVATELSTVO(-2)	-0.000212	0.000355	-0.598470	0.5545

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.5: Odhad modelu difference populace koroptve polní a difference stavu obyvatelstva se zpožděním

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

diference obyvatelstva a jejich zpoždění, jsou v tomto kroku nevýznamné. Nejméně významná je difference stavu obyvatelstva ve zpoždění jedna. Po vyhození této proměnná z odhadu modelu se autokorelace reziduí nezmění, ale proměnné difference obyvatelstva v čase t a i ve druhém zpoždění jsou stále nevýznamné (více je nevýznamná zpožděná proměnná). Pokud by se z modelu tato proměnná odstranila, model by se vrátil na původní situaci, kdy rezidua byla autokorelovaná. Není možné tedy sestavit model, jehož teoretické vlastnosti byly popsány v kapitole 7. Kvůli tomu lze tvrdit, že změna počtu koroptví polních nesouvisí se změnou počtu obyvatel.

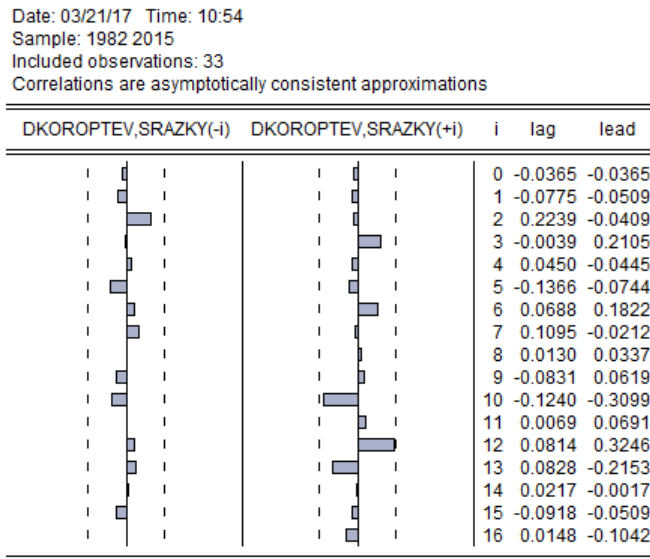
Odhad modelu byl vytvořen také se zpožděním změny populace koroptve a zpožděním změny obyvatelstva. Již po prvním zpoždění byla rezidua neautokorelovaná, ale změna obyvatelstva ve zpoždění byla nevýznamná. Stejně tak potom byla nevýznamná i změna obyvatelstva v čase t a v odhadu modelu tedy zbyla pouze změna populace koroptví ve zpoždění 1. Z toho důvodu lze tvrdit, že změna stavu obyvatelstva nesouvisí se změnou velikosti populace koroptve polní.

9.4 Koroptev polní a úhrnné srážky

Jelikož jsou úhrnné územní srážky stacionární (test jednotkových kořenů, resp. ADF test), není možné zjistit kointegraci časových řad. Z toho důvodu je proveden popis společného vývoje časových řad. Obrázek č. 8.1d popisuje vývoj řady odhadu vzorku populace koroptve polní a úhrnných územních srážek v České republice v letech 1982–2015.

Na první pohled časové řady nemají společný vývoj. Jednotlivé výkyvy populace koroptve polní neodpovídají výkyvům úhrnných srážek. To, že spolu obě časové řady v čase t souvisí jen málo, naznačuje i korelační koeficient, který nabývá hodnoty $-0,288$. To značí, že mezi hodnotami časových řad existuje jen velmi slabá nepřímá lineární závislost (toto stanovisko je ale třeba brát s rezervou, jelikož se jedná o dvě časové řady z nichž jedna je stacionární a druhá nestacionární).

Pokud tedy není výrazná souvislost mezi populací koroptve polní a úhrnných územních srážek v čase t , je na místě zjistit, jestli spolu časové řady nesouvisí, pokud se uvažují zpoždění. K tomu je využita kros-korelace, která ukazuje, jestli souvisí populace koroptve polní s velikostí úhrnných srážek v čase $t - i$ a $t + i$. Předpoklad kros-korelace je ale stacionarita časových řad, a proto je třeba hodnoty odhadu vzorku populace koroptve polní diferencovat. Obrázek s kros-korelací je zobrazen na obrázku č. 9.6. Obrázek s kros-korelací (č. 9.6) ukazuje, že žádná hodnota nepřekračuje stanovenou mez, kdy by byl vztah statisticky významný. Z toho důvodu změna populace koroptve polní v čase t nesouvisí s velikostí úhrnných územních srážek v čase $t - i$ nebo $t + i$.



Obrázek 9.6: Kros-korelace změny populace koroptve polní a úhrnných územních srážek

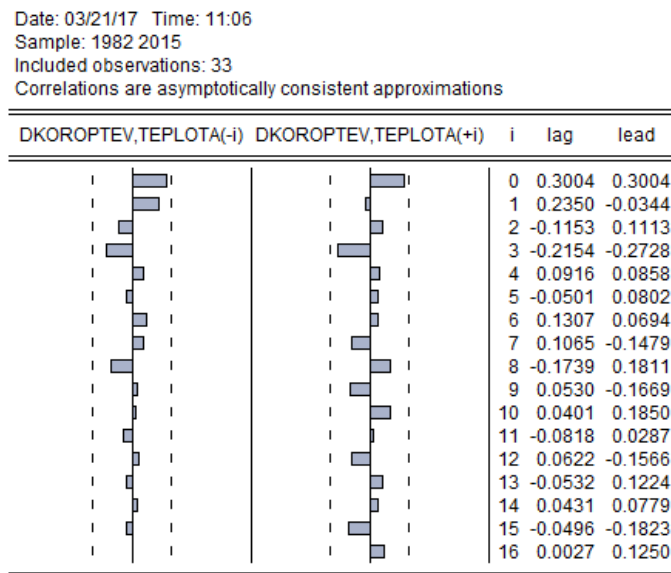
Zdroj dat: ČSO, ČHMÚ; vlastní zpracování

9.5 Koroptev polní a průměrná teplota

Územní průměrná teplota je stejného typu jako územní úhrnné srážky, tedy je stacionární $I(0)$. Proto opět nebude provedena statická regrese (a tedy případně zkoumána kointegrace), ale jen popis společného vývoje časových řad. Obrázek č. 8.1c znázorňuje vývoj populace koroptve polní a průměrných územních teplot v České republice v letech 1982–2015.

Na první pohled spolu vývoj časových řad moc nesouvisí, ale jednotlivé výkyvy („zuby“) by spolu souviset už mohly. Například teplota v roce 1996, kdy došlo k výraznému poklesu průměrné teploty, mohla způsobit pokles jedinců koroptve v roce 1997. Podobných „společných“ výkyvů je v grafu více. Při spočtení korelačního koeficientu je ale patrné, že souvislost obou časových řad v čase t není příliš výrazná. Korelační koeficient totiž nabývá hodnoty -0,362, což opět značí slabou nepřímou lineární závislost (opět je zde třeba podotknout, že hodnotu korelačního koeficientu je třeba brát z rezervou, jelikož jsou časové řady jiného typu).

V čase t se tedy nejeví velká souvislost mezi populací koroptve a průměrnou teplotou, a proto je vhodné opět zjistit jejich kros-korelaci. Pro potřeby kros-korelace je ale opět nutné populaci koroptve polní diferencovat. Průběh kros-korelační je zachycen na obrázku č. 9.7.



Obrázek 9.7: Kros-korelace změny populace koroptve polní a průměrných územních teplot

Zdroj dat: ČSO, ČHMÚ; vlastní zpracování

Podle obrázku č. 9.7 změna populace koroptve polní moc nesouvisí s průměrnou územní teplotou v čase $t - i$ nebo $t + i$, jelikož jsou všechny hodnoty v daných mezích (meze jsou ale kvůli menšímu počtu pozorování širší). Podle grafu č. 8.1c by ale samotná velikost populace koroptve v čase t mohla s průměrnou teplotou v jiném čase souviset, i když změna populace nesouvisí. Bohužel ale podstata dat neumožňuje zjistit tento vztah, neboť je každá časová řada jiného typu. Diference časové řady umožňuje zjišťovat souvislosti mezi proměnnými, ale zároveň je vztah obtížněji interpretovatelný.

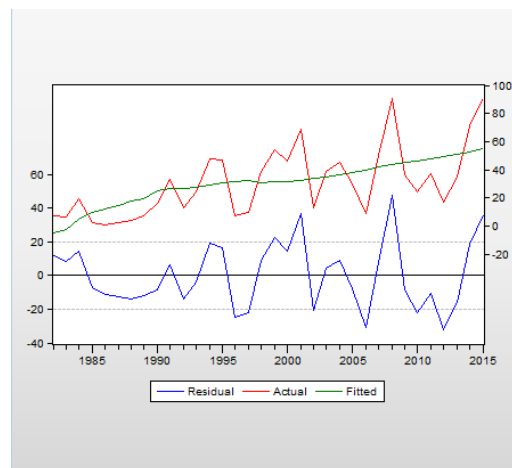
9.6 Ledňáček říční a velikost vodních ploch

Jelikož jsou obě časové řady populace ledňáčka říčního a velikosti vodních ploch nestacionární, je možné odhadnout jejich model statickou regresí. Odhadnutý model má pak stacionární rezidua, což umožňuje předpokládat dlouhodobý vztah mezi populací ledňáčka říčního a velikostí vodních ploch. Na obrázku č.9.8a a č.9.8b je zobrazen odhad modelu utvářející vztah mezi populací ledňáčka říčního a velikosti vodní plochy a také empirické, odhadnuté hodnoty a rezidua.

Dependent Variable: LEDNACEK
Method: Least Squares
Date: 03/20/17 Time: 10:07
Sample: 1982 2015
Included observations: 34

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-578.0928	139.6148	-4.140627	0.0002
VODA	0.003827	0.000877	4.361442	0.0001

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.8: Odhad modelu populace ledňáčka říčního a velikosti vodních ploch

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ, ČÚZK; vlastní zpracování

Rezidua jsou bílým šumem (neautokorelace, homoskedasticita a normalita reziduí) a je tudíž možné posoudit významnost proměnných v modelu (díličí t-testy jsou validní). Parametry modelu jsou statisticky významné a po přepočtu parametrů z důvodu interpretovatelnosti na odhadovanou celkovou velikost počtu párů ledňáčků má tvar:

$$\text{ledňáček}_t = -31128,1 + 0,206069\text{voda}_t. \quad (9.4)$$

Vztah je tedy možné interpretovat jako: změna velikosti vodní plochy o jednotku (o jeden hektar), odpovídá v průměru nárůstu odhadovaného počtu párů ledňáčka říčního o 0,206. Jinými slovy, přírůstek cca jednoho páru ledňáčků odpovídá v průměru přírůstku cca 5 hektarů vodní plochy.

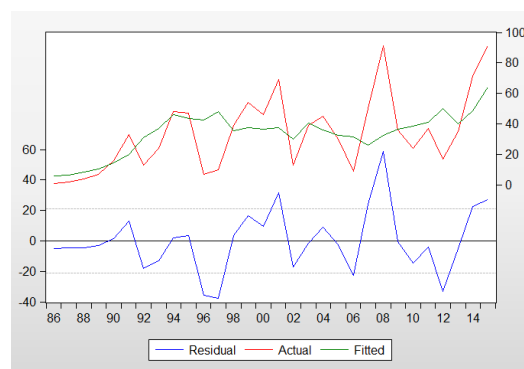
9.7 Ledňáček říční a investice na nakládání s odpadními vodami

Časové řady ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami jsou nestacionární. Časová řada investic na nakládání s odpadními vodami je ale kratší, tj. začíná v roce 1986. To znamená, že odhad modelu bude proveden v období 1986–2015. Po odhadu modelu bylo zjištěno a otestováno, že rezidua jsou stacionární. Je možné tedy předpokládat dlouhodobý vztah mezi těmito dvěma proměnnými. Odhad modelu je obsažen na obrázku č.9.9a a č.9.9b.

Dependent Variable: LEDNACEK
Method: Least Squares
Date: 03/20/17 Time: 10:04
Sample (adjusted): 1986 2015
Included observations: 30 after adjustments

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.796305	10.01678	0.079497	0.9372
INVESTICE	0.004171	0.001177	3.543723	0.0014

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.9: Odhad modelu populace ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami

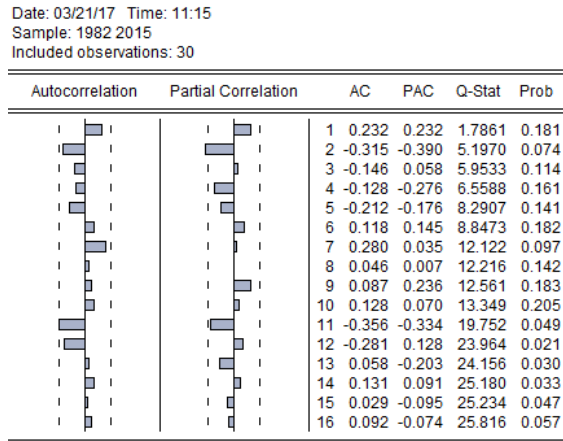
Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

Co se týče autokorelace nesystematické složky, je rozhodnutí o jejím zamítnutí na hranici. Podle korelogramu (obrázek č. 9.10) je neautokorelovaná, podle testu autokorelace je pro zpoždění 1 také neautokorelovaná, ale pro zpoždění 2 je již na hranici rozhodnutí (5% hladina významnosti). Jelikož rozhodnutí ve prospěch neautokorelovanosti je 2:1 a druhé zpoždění je na hraně, předpokládá se, že nesystematická složka není autokorelovaná (a tedy, že je i bílým šumem, jelikož model vykazuje i homoskedasticitu a normalitu reziduí). Vztah odhadu vzorku populace ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami je statisticky významný.

Po přepočtení odhadovaných parametrů má vztah tvar:

$$\widehat{lednacek}_t = 42,87796 + 0,224592investice_t. \quad (9.5)$$

Zvýšení investic na nakládání s odpadními vodami kladně souvisí s populací ledňáčka,



Obrázek 9.10: Korelogram reziduí odhadu modelu populace ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami

Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

neboť zvýšení investic o jednotku (mil. korun) v průměru odpovídá nárůstu počtu odhadovaných párů o cca 0,225 ledňáčků.

9.8 Ledňáček říční a stav obyvatelstva

Stav obyvatelstva (stejně jako u koroptve polní) je nestacionární (dle ADF testu) a tedy stejného typu jako ledňáček polní. Po odhadu modelu jsou rezidua typu $I(0)$ a jsou tedy stacionární. Je tedy možné, že je mezi proměnnými dlouhodobý vztah. Po prozkoumání reziduí je ale zřejmé, že jsou autokorelované, a proto je nutné do modelu přidat zpoždění a tím autokorelaci odstranit. Autokorelace reziduí je zachycena na obrázku č. 9.11.

Date: 03/21/17 Time: 13:13
Sample: 1982 2015
Included observations: 34

Autocorrelation	Partial Correlation	AC	PAC	Q-Stat	Prob
		1 0.435	0.435	7.0204	0.008
		2 0.075	-0.141	7.2337	0.027
		3 0.176	0.252	8.4568	0.037
		4 0.210	0.035	10.254	0.036
		5 0.049	-0.065	10.356	0.066
		6 0.196	0.279	12.044	0.061
		7 0.325	0.101	16.842	0.018
		8 0.045	-0.201	16.940	0.031
		9 -0.010	0.117	16.944	0.050
		10 0.086	-0.086	17.321	0.068
		11 -0.189	-0.392	19.222	0.057
		12 -0.235	0.132	22.294	0.034
		13 -0.035	-0.127	22.365	0.050
		14 0.081	0.089	22.764	0.064
		15 -0.093	0.051	23.322	0.078
		16 -0.101	-0.131	24.018	0.089

Obrázek 9.11: Korelogram reziduí odhadu modelu populace ledňáčka říčního a stavu obyvatelstva

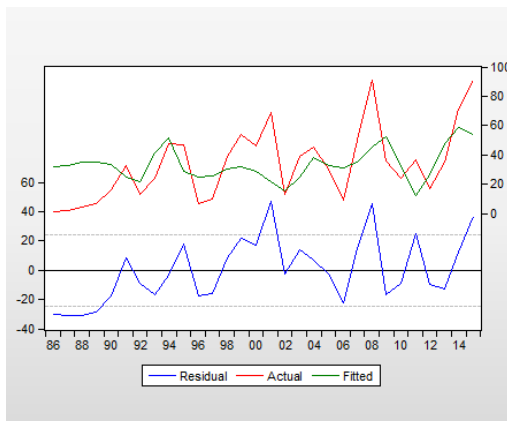
Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

Pokud se přidávají zpoždění pouze u proměnné stav obyvatelstva, rezidua nejsou korelovaná až ve zpoždění 4. Odhad modelu se zpožděnými proměnnými je zachycen na obrázku č. 9.12a a č. 9.12b. Následně dochází k postupnému vylučování nevýznamných proměnných (za předpokladu, že jsou rezidua stále neautokorelovaná). Nevýznamné jsou ale všechny proměnné (při postupném odebírání proměnných), což znamená, že populace ledňáčka říčního nesouvisí s velikostí lidské populace. Model byl vytvořen se zpožděním také populace ledňáčka říčního i se zpožděním stavu obyvatelstva. K odstranění autokorelovanosti reziduí v tomto případě stačí jen zpoždění 1, ale parametry pro stav obyvatelstva a i zpožděný stav obyvatelstva byly nevýznamné a v modelu po jejich postupném odstraňování zůstala jen zpožděná populace ledňáčka. Není možné tedy sestavit model, jehož teoretické vlastnosti byly popsány v kapitole 7. Populace ledňáčka říčního tedy zřejmě nevytváří vztah se stavem obyvatelstva.

Dependent Variable: LEDNACEK
Method: Least Squares
Date: 03/21/17 Time: 13:06
Sample (adjusted): 1986 2015
Included observations: 30 after adjustments

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-1038.406	648.1307	-1.602156	0.1222
OBYVATELSTVO	0.000159	0.000192	0.827054	0.4164
OBYVATELSTVO(-1)	9.73E-05	0.000368	0.264465	0.7937
OBYVATELSTVO(-2)	-0.000270	0.000388	-0.695401	0.4935
OBYVATELSTVO(-3)	-0.000198	0.000375	-0.527029	0.6030
OBYVATELSTVO(-4)	0.000315	0.000216	1.459632	0.1574

(a) Odhad modelu



(b) Odhadnuté a empirické hodnoty a rezidua

Obrázek 9.12: Odhad modelu populace ledňáčka říčního a stavu obyvatel se zpožděním

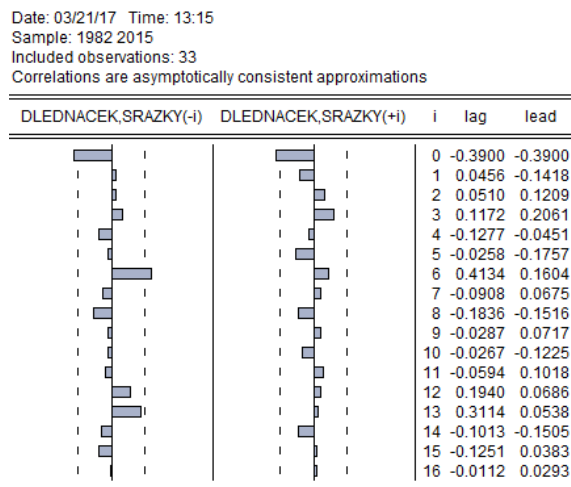
Zdroj dat: ČSO, ČSÚ; vlastní zpracování

9.9 Ledňáček říční a úhrnné srážky

Tak jak tomu bylo u koroptve polní, tak i u ledňáčka říčního není možné provést statickou regresi mezi časovou řadou ledňáčka a úhrnnými územními srážkami, protože časová řada úhrnných srážek je stacionární. Povaha dat tedy neumožňuje provést tuto metodu analýzy. Z toho důvodu je zjištěn popis časových řad, tak jako tomu bylo u koroptve polní. Obrázek č. 8.2d zobrazuje časovou řadu populace ledňáčka říčního a úhrnných územních srážek.

Z obrázku č. 8.2d je subjektivně těžko rozpoznatelné, zda je mezi časovými řadami nějaká souvislost. Některé vrcholy se zdají být podobné, ale spíše ve zpoždění. To, že spolu časové řady v čase t nesouvisí, ukazuje i korelační koeficient, který nabývá hodnoty $-0,092$, což znamená, že mezi nimi není skoro žádná lineární závislost (opět je zde třeba podotknout, že hodnota korelačního koeficientu je nutné brát s rezervou, jelikož jsou časové řady jiného typu).

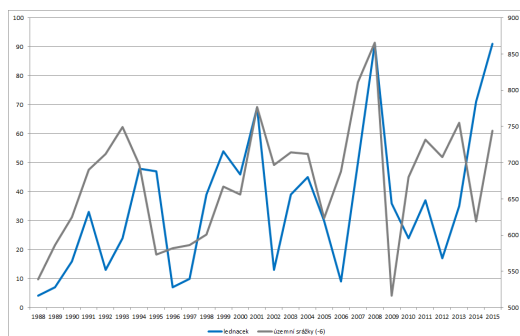
Pokud spolu časové řady nesouvisí v čase t , je ještě možné zkoumat, jestli spolu souvisí v nějakém zpoždění. Na obrázku č. 9.13 je zobrazena kros-korelace mezi změnou (oproti předchozímu roku) populace ledňáčka říčního (kvůli stacionaritě časové řady) a velikostí úhrnných územních srážek. Jak je patrné z obrázku č. 9.13, současná



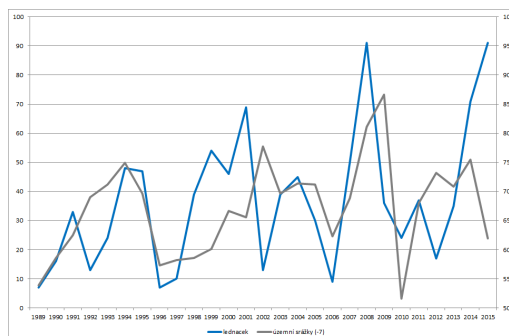
Obrázek 9.13: Kros-korelace změny populace ledňáčka říčního a úhrnných územních srážek

Zdroj dat: ČSO, ČHMÚ; vlastní zpracování

změna velikosti populace ledňáčka je ve vztahu s velikostí úhrnných srážek v současném roce a před šesti lety. Se změnou populace ledňáčka souvisí úhrnné srážky v současném roce negativně (tj. nadprůměrné srážky odpovídají záporné změně populace) a před šesti lety pozitivně (tj. podprůměrné srážky před šesti lety odpovídají také záporné změně populace). Souvislost mezi úhrnnými srážkami před 6 lety a současnou změnou populace ledňáčka je vskutku zajímavá a může být spjata s tím, že ledňáček říční se v průměru dožívá 6 let[12]. Vývoj odhadu vzorku populace ledňáčka říčního a zpoždění úhrnných srážek (o 6 let a 7 let) je zobrazen na obrázku č. 9.14a a č. 9.14b. Z obrázku je patrné, že některé výkyvy by spolu souviset mohly. Je tedy možné, že podprůměrné srážky před 6 lety, ovlivňují současnou velikost populace.



(a) Zpoždění úhrnných srážek o 6 let



(b) Zpoždění úhrnných srážek o 7 let

Obrázek 9.14: Velikost odhadu vzorku populace ledňáčka říčního a velikost úhrnných srážek ve zpoždění

Zdroj dat: ČSO, ČHMÚ; vlastní zpracování

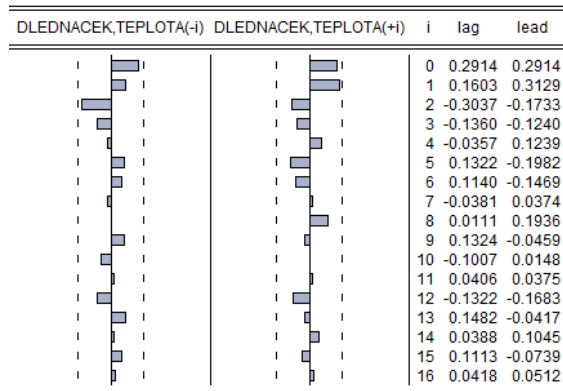
9.10 Ledňáček říční a průměrná teplota

Průměrná územní teplota, jak již bylo napsáno u koroptve polní, je typu $I(0)$ a je to tedy stejný případ jako u úhrnných srážek. Kointegrační analýza tedy není možná a je proveden popis dvou časových řad. Obrázek č. 8.2c zachycuje vývoj časových řad populace ledňáčka říčního a průměrných územních teplot.

Podle obrázku č. 8.2c se zdá, že by velikost populace ledňáčka říčního mohla souviset s průměrnými teplotami. Zdá se také, že spolu korespondují i některé vrcholy časových řad, a to jak v čase t , tak i v čase $t - 1$. Korelační koeficient mezi časovými řadami nabývá hodnoty 0,585, což znamená, že je mezi nimi středně silná lineární závislost. Současná velikost populace ledňáčka říčního tedy souvisí se současnou průměrnou teplotou a tedy v letech, kdy bylo více chladno, bylo také méně ledňáčků (hodnotu korelačního koeficientu je opět třeba uvažovat s rezervou).

Pokud je tedy zjištěno, že existuje souvislost mezi časovými řadami v čase t , bylo by vhodné zjistit, jestli také existuje v jiném než t čase. K tomu byla opět použita kros-korelace, kde se ale musí časová řada ledňáčka říčního diferencovat, neboť tato metoda vyžaduje stacionární časové řady. Na obrázku č. 9.15 je tato kros-korelace znázorněna.

Date: 03/21/17 Time: 13:25
Sample: 1982 2015
Included observations: 33
Correlations are asymptotically consistent approximations



Obrázek 9.15: Kros-korelace změny populace ledňáčka říčního a průměrných územních teplot

Zdroj dat: ČSO, ČHMÚ; vlastní zpracování

Podle obrázku č. 9.15 změna populace ledňáčka říčního nesouvisí s průměrnými teplotami ve všech časech, i když někde je to na hranicích. To může být způsobeno tím, že do kros-korelace vstupuje přímo změna populace a nejedná se tedy o velikost populace. Vztah mezi nimi také nemusí být významný vůbec a samotnou velikost populace s průměrnými teplotami analyzovat nelze (resp. provést kointegraci).

Závěr

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit životaschopnost vybraných ohrožených druhů zvířat v České republice a potvrdit či vyvrátit předem stanovené hypotézy.

Před provedením analýz byly vysvětleny a definovány důležité pojmy související s problematikou a popsány získaná a analyzovaná data.

Po provedení analýzy životaschopnosti rysa ostrovida v ČR a namodelování různých scénářů vývoje jeho početnosti bylo zjištěno, že velikost simulované populace velmi kolísá v závislosti na velikosti zvolené úmrtnosti a také na inbreedingu. Tímto se potvrdila první hypotéza, kdy i relativně malým snížením úmrtnosti rysa ostrovida by opravdu mělo dojít ke zvýšení jejich početnosti v ČR. Jelikož se pytláctví na celkové úmrtnosti rysa ostrovida podílí až z 80 %[43], je důležité pro nárůst populace zamezit jejich pytláctví, protože existence pytláctví může mít pro rysy fatální dopad. Populace rysů ostrovidů může také poklesnout v důsledku inbreedingu, který hrozí, pokud nedojde k propojení jednotlivých populací rysů ostrovidů. Inbreeding hrozí spíše populaci v jihozápadních Čechách, kde je paradoxně více jedinců než v Beskydech, a to z toho důvodu, že hrozba inbreedingu v Beskydech není tak vysoká, jelikož jsou tamní rysy v kontaktu s rysy na Slovensku[33]. Podle výsledných modelů simulace ale pouhé propojení nějaké populace s populací v jihozápadních Čechách problém rysů nevyřeší, počet bude stále klesat a je třeba se snažit i o snižování úmrtnosti jedinců. V Beskydech by snížení úmrtnosti znamenalo nárůst v počtech jedinců. Stanovená druhá hypotéza teda potvrzena nebyla a i když je v jihozápadních Čechách populace větší, riziko vyhynutí není nižší než v Beskydech.

Druhá část diplomové práce se zabývala analýzou vztahů a motivací bylo zjistit, jestli existuje souvislost velikosti populace koroptve polní nebo ledňáčka říčního s některým z uvažovaných faktorů. Vztah velikosti populace koroptve polní nebo ledňáčka říčního s uvažovanými faktory byly uvažovány jednotlivě a tudíž nebyl zkoumán souhrnný efekt více faktorů. Bylo zjištěno, že populace koroptve polní pozitivně souvisí

s velikostí orné půdy. Tento vztah se předpokládal, jelikož koroptev polní obývá zemědělskou půdu. Negativně s počtem párů koroptve souvisí spotřeba průmyslových hnojiv a tedy jejich zvýšení odpovídá snížení početnosti tohoto druhu. Velikost populace ledňáčka říčního kladně souvisí s velikostí vodní plochy. To znamená, že zvětšení vodní plochy odpovídá nárůstu početnosti ledňáčků říčních. Pozitivní vztah byl nalezen také mezi populací ledňáčka říčního a velikostí investic na nakládání s odpadními vodami. Zvyšování investic na nakládání s odpadními vodami tedy odpovídá nárůstu populace ledňáčka říčního, a to nejspíš z toho důvodu, že se zamezí velkému množství vypouštěných škodlivých látek do vodních toků a nedojde k úbytku potravy ledňáčka. Dále bylo zjištěno, že stav obyvatel sám o sobě nesouvisí s populací koroptve polní ani ledňáčka říčního. Cílem práce bylo také zjistit, jestli oba druhy ptáků závisí na územních teplotách a srážkách. Kointegrace ale nemohla být vzhledem k povaze dat provedena, proto byl zkoumán popis společného vývoje časových řad. Korelační koeficient mezi časovou řadou populace koroptve polní a úhrnných srážek vykázal slabou lineární závislost, která odpovídá (i když trochu silnější) i územním teplotám (hodnoty korelačního koeficientu je nutno ale uvažovat s rezervou, neboť jsou časové řady jiného typu). Pomocí kros-korelace se také nepodařilo zjistit souvislost mezi změnou populace koroptve polní a úhrnnými srážkami ani ve zpoždění, a to také u průměrných teplot. U ledňáčka říčního byly výsledky lehce odlišné. Populace ledňáčka říčního není korelovaná s úhrnnými srážkami, ale vyšla najevo středně silná lineární závislost populace ledňáčka říčního a průměrných teplot. Lze tedy tvrdit, že populace ledňáčka říčního souvisí s výší průměrných teplot (opět je na místě obezřetnost). Zajímavá situace nastala také u kros-korelace. Změna populace ledňáčka říčního a úhrnných srážek byla statisticky významná v současném čase (samotná velikost populace korelovaná není, jen její změna) a také s velikostí úhrnných srážek před 6 lety. To může být dáno tím, že ledňáček se v průměru dožívá 6 let [12]. Nadprůměrné srážky před šesti lety odpovídají vyšší změně počtu ledňáčků v současnosti. Podle kros-korelace ale spolu nesouvisí změna velikosti ledňáčka říčního a průměrné teploty, a to ani v žádném zpoždění. S průměrnými teplotami tedy souvisí samotná velikost populace, ale její změna ne. Stanovená hypotéza se tedy nepotvrdila celá. Velikost populace koroptve polní souvisí jen s velikostí orné půdy, spotřebou průmyslových hnojiv a velikost populace ledňáčka říčního souvisí s velikostí vodních ploch a investicemi na nakládání s odpadními vodami. Nepodařilo se nalézt vztah obou druhů se stavem obyvatelstva a u klimatologických dat byl proveden vzhledem k povaze dat popis společného vývoje časových řad a není tedy možné v tomto případě mluvit o kointegraci.

Seznam použité literatury

1. A Method of Population Estimation: Mark & Recapture. *Biology 103*. Dostupné také z: http://www.radford.edu/~jkell/mark_rec103.pdf.
2. *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky* [online]. Dostupné také z: <http://www.ochranaprirody.cz/>.
3. AKÇAKAYA, H. R.; BURGMAN, M. A.; GINZBURG, L. R. *Applied Population Ecology*. Second. 1999. ISBN 9781884977220.
4. *Alcedo atthis (Common Kingfisher)*. 2015. BirdLife International, European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
5. *Allele* [online]. Dostupné také z: <https://www.vocabulary.com/dictionary/allele>.
6. ANDĚRA, M.; ČERVENÝ, J. *Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora)*. Praha: Národní muzeum, 2009. ISBN 978-80-7036-259-4.
7. ANDRÉN, H. et al. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation*. 2006, roč. 131, s. 23–32. Dostupné z DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.025>.
8. ARLT, J.; ARLTOVÁ, M. *Ekonomické časové řady*. Professional Publishing, 2009. ISBN 978-80-86946-85-6.
9. BEISSINGER, Steven R.; MCCULLOUGH, Dale R. *Population Viability Analysis*. The University of Chicago Press, 2002. ISBN 9780226041773.
10. *Biologická evoluce* [online]. Dostupné také z: <http://www.biomach.cz/obecna-biologie-4/biologicka-evoluce>.
11. *Biotop, příroda.cz* [online]. Dostupné také z: <http://www.priroda.cz/slovník.php?detail=118>.

12. *Common Kingfisher* [online]. Dostupné také z: http://www.theanimalfiles.com/birds/kingfishers_relatives/common_kingfisher.html. The Animal Files.
13. FOMBY, T. B. *Augmented Dickey-Fuller Unit Root Tests* [online]. 2006. Dostupné také z: <http://faculty.smu.edu/tfomby/eco6375/bj%20notes/adf%20notes.pdf>. ADF Notes.
14. HANČOVÁ, H.; VLKOVÁ, M. *Biologie I. v kostce*. Fragment, 2007. ISBN 978-80-7200-971-8.
15. CHATFIELD, C. *The Analysis of Time Series, An Introduction*. Chapman a Hall/CRC, 2004. ISBN 1-58488-317-0.
16. CHATFIELD, C. *The Analysis of Time Series: Theory and Practice*. Chapman a Hall, 1975. ISBN 0-412-14180-9.
17. JANDA, J.; ŘEPA, P. *Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii*. 1986. ISBN 07-115-86-04/55.
18. JAROŠÍK, V. *Růst a regulace populací*. ACADEMIA, 2005. ISBN 80-200-1330-X.
19. *Jednotný program sčítání ptáků* [online]. Dostupné také z: <http://jpsp.birds.cz/index.php>.
20. *Klasifikace nálezových dat* [online]. Dostupné také z: <http://monitoring.selmy.cz/analyza-dat/scalp-kriteria/>.
21. KOLÁŘ, F.; MATĚJŮ, J.; LUČANOVÁ, M.; CHLUMSKÁ, Z.; ČERNÁ, K.; PRACH, J.; BALÁŽ, V.; FALTEISEK, L. *Ochrana přírody z pohledu biologa*. Dokořán, 2012. ISBN 978-80-7363-414-8.
22. *Koroptev polní (Perdix perdix)* [online]. Dostupné také z: <http://www.koroptvicky.estranky.cz/clanky/koroptev/koroptev-polni--perdix-perdix-.html>. Koroptvicky.cz.
23. LACY, R.C.; MILLER, P.S.; TRAYLOR-HOLZER, K. *Vortex 10 User's Manual*. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA. 2015.
24. LACY, R.C.; POLLAK, J.P. *Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.1*. [Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA]. 2015.
25. *Ledňáček říční* [online]. Dostupné také z: <http://www.nasiptaci.info/?p=431>. Naši ptáci, atlas našich ptáků.
26. *Lynx Lynx, Eurasian Lynx* [online]. Dostupné také z: http://animaldiversity.org/accounts/Lynx_lynx/.

27. MADDALA, G. S.; KIM, In-Moo. *Unit Roots, Cointegration and Structural Change*. CAMBRIDGE University Press, 2007. ISBN 0-521-58782-4.
28. MAREK, L.; KOL. *Statistika pro ekonomy*. Professional Publishing, 2007. ISBN 978-80-86946-40-5.
29. *Metody monitoringu* [online]. Dostupné také z: <http://monitoring.selmy.cz/metody-monitoringu/>.
30. *Mohlo by u nás být upytlačeno 500 rysů?, rys ostrovd* [online]. Dostupné také z: <http://www.selmy.cz/ohrozeni/pytlactvi/upytlaceno-500-rysu/>.
31. NAU, R. *Regression diagnostics: testing the assumptions of linear regression* [online]. Dostupné také z: <http://people.duke.edu/~rnau/testing.htm>.
32. O'GRADY, Julian J.; BROOK, Barry W.; REED, David H.; BALLOU, Jonathan D.; TONKYN, David W.; FRANKHAM, Richard. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*. 2006, roč. 133, č. 1, s. 42–51.
33. *Ohrožení rýsa* [online]. Dostupné také z: <http://www.selmy.cz/rys-ostrovid/ohrozeni-rysa/>.
34. PELAGATTI, M. *Stationary processes* [online]. 2013. Dostupné také z: http://www.statistica.unimib.it/utenti/p_matteo/lessons/SSE/stationarity.pdf.
35. *Perdix perdix (Grey Partridge)*. 2015. BirdLife International, European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
36. *Portál Informačního systému ochrany přírody* [online]. Dostupné také z: http://portal.nature.cz/publik_syst/ctihtmlpage.php?what=1264.
37. *Principle of segregation* [online]. Dostupné také z: <http://www.nature.com/scitable/definition/principle-of-segregation-law-of-segregation-mendel-301>.
38. REIF, J.; ŠKORPILOVÁ, J.; VERMOUZEK, Z.; ŠŤASTNÝ, K. Změny početnosti hnízdních populací běžných druhů ptáků v České republice za období 1982–2013: analýza pomocí mnohodruhových indikátorů. *Sylvia* 50. 2014, s. 41–65.
39. *Rozmnožování a mláďata, rys ostrovid* [online]. Dostupné také z: <http://www.selmy.cz/rys-ostrovid/rozmnozovani/>.
40. *Rozšíření rýsa ostrovida* [online]. Dostupné také z: <http://www.selmy.cz/rys-ostrovid/rozsireni/>.

41. SHUMWAY, R. H.; STOFFER, D. S. *Time Series Analysis and Its Applications*. Springer, 2000. ISBN 0-387-98950-1.
42. *The IUCN Red List of Threatened Species* [online]. 2016-2. Dostupné také z: www.iucnredlist.org/about/introduction.
43. *Velké šelmy, příčiny ohrožení* [online]. Dostupné také z: <http://www.nature.cz/zachranneprogramy/index.php?docId=6670&parentId=6666&spec=zivocichove>.
44. WOOLDRIDGE, J. M. *Introductory Econometrics: A Modern Approach*. Mason: South-Western/Cengage Learning, 2013. ISBN 978-1-111-53104-1.

Seznam obrázků

2.1	Stupně ohrožení druhů podle IUCN	14
2.2	Celkový počet obecně ohrožených rostlin, hub a zvířat ve světě v letech 1996–2016	15
2.3	Počet obecně ohrožených druhů v České republice podle IUCN k roku 2016	15
3.1	Mapa současného (rok 2016) výskytu rysa ostrovida v České republice	21
6.1	Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu) . . .	30
6.2	Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu) . . .	31
6.3	Simulovaný model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 10% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu) . . .	31
6.4	Simulovaný populačně založený model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců	32
6.5	Simulovaný populačně založený model populace rysů v ČR s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců	33
6.6	Simulovaný model populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)	34
6.7	Simulovaný populačně založený model populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců	34
6.8	Rozdělení doby vyhynutí populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců (se zahrnutím inbreedingu)	35
6.9	Rozdělení doby vyhynutí populačně založeného modelu populace rysů v jihozápadních Čechách s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců	36

6.10	Simulovaný populačně založený model populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců . . .	37
6.11	Simulovaný populačně založený model populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců . . .	37
6.12	Rozdělení doby vyhynutí populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 20% úmrtností u dospělých jedinců	38
6.13	Rozdělení počtu jedinců populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců	39
6.14	Detailní rozdělení počtu jedinců populačně založeného modelu populace rysů v Beskydech s 50% úmrtností u mláďat a 15% úmrtností u dospělých jedinců	39
8.1	Odhad vzorku populace koroptve polní a vybraných faktorů v České republice v letech 1982–2015 (případně 1991–2015)	52
8.2	Odhad vzorku populace ledňáčka říčního a vybraných faktorů v České republice v letech 1982–2015 (případně 1986–2015)	53
9.1	Odhad modelu populace koroptve polní a velikosti orné půdy	56
9.2	Odhad modelu populace koroptve polní a spotřeby průmyslových hnojiv	58
9.3	Korelogram reziduí odhadu modelu populace koroptve polní a spotřeby průmyslových hnojiv	58
9.4	Korelogram reziduí odhadu modelu difference populace koroptve polní a difference stavu obyvatelstva	59
9.5	Odhad modelu difference populace koroptve polní a difference stavu obyvatelstva se zpožděním	60
9.6	Kros-korelace změny populace koroptve polní a úhrnných územních srážek	62
9.7	Kros-korelace změny populace koroptve polní a průměrných územních teplot	63
9.8	Odhad modelu populace ledňáčka říčního a velikosti vodních ploch . .	64
9.9	Odhad modelu populace ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami	65
9.10	Korelogram reziduí odhadu modelu populace ledňáčka říčního a investic na nakládání s odpadními vodami	66

9.11 Korelogram reziduí odhadu modelu populace ledňáčka říčního a stavu obyvatelstva	67
9.12 Odhad modelu populace ledňáčka říčního a stavu obyvatel se zpožděním	68
9.13 Kros-korelace změny populace ledňáčka říčního a úhrnných územních srážek	69
9.14 Velikost odhadu vzorku populace ledňáčka říčního a velikost úhrnných srážek ve zpoždění	70
9.15 Kros-korelace změny populace ledňáčka říčního a průměrných územ- ních teplot	71

Seznam tabulek

3.1	Seznam savců patřící k druhům zvláště chráněným v ČR	19
5.1	Vstupní hodnoty simulace populace rysa ostrovida do programu Vortex	28
8.1	Uvažované vlivy, které mohou souviset s životaschopností koroptve polní a ledňáčka říčního	50

