

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

БИОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ

Методија А. Велевски

**ОДЛИКЕ ЖИВОТНЕ ИСТОРИЈЕ И
ДИСТРИБУЦИЈЕ БЕЛЕ КАЊЕ
Neophron percnopterus
У РЕПУБЛИЦИ МАКЕДОНИЈИ**

докторска дисертација

Београд, 2013

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Metodija A. Veleviski

**CHARACTERISTICS OF THE LIFE HISTORY
AND DISTRIBUTION OF THE
EGYPTIAN VULTURE *Neophron percnopterus*
IN THE REPUBLIC OF MACEDONIA**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2013

Ментор

Проф. Др. Љиљана Томовић, Универзитет у Београду, Биолошки факултет

Чланови комисије за преглед, оцену и одбрану докторске дисертације:

Проф. Др. Милош Калезић, Универзитет у Београду, Биолошки факултет

Prof. Dr. José Antonio Donázar, Research Professor, Department of Conservation Biology, Estación Biológica de Doñana - Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Spain

Датум одбране: _____ година

Захвала

Од почетка мог активног интересовања за лешинаре и белу кању прошло је тачно 10 година. Отприлике половину тог времена сам провео изван свог дома, даље од своје и уже и шире породице. Зато, ова захвала, као и посвета овог рада, прво се односи на оне које ме нису могли (а и нису требали) пратити тамо где је био мој посао, од недођија Македоније, преко разних скупова и радионица, до центра Београда. То су, наравно, моја сестра Марија и моја мајка Милка. Али су зато морали трпети и сналазити се са свим последицама мога одсуства, од најбаналнијих, до најозбиљнијих. Знајем да разумеју да ови редови нису само захвала за завршени посао, јер се овај посао никад неће завршити. Зато, у истој овој прилици, молим их и за даље разумевање. Иста ова захвала, као и молба, али у интимно другачијој форми, односи се и на моју ширу породицу, и надам се да ми они неће замерити што их посебно не издвајам именима, и поред тога што су ми често недостајали.

Ипак, још нека имена морам да напишем – то су имена оних који нису увек морали, али су ме ипак често пратили (или су чак и сами ишли да заврше неки задатак), у увек ризичној Лади Ниви, неретко и на +50°C, уз обавезну опрему на леђима. Младен Поп Трајков, Јован Андевски и Славчо Стефановски су делили са мном већину теренских изазова, успеха и неуспеха, али и привилегија. Боби Делов и Елизабета Димитровска су беспрекорно одрађивали самосталан мониторинг територија белих кања када нисам могао да стигнем на два места истовремено. За исту такву помоћ, али и за пружање гостопримства на теренима, изузетно сам захвалан и Емануелу Лисичанцу и Томету Лисичанцу – а Томету се захваљујем и о веома занимљивим причама из његових ранијих дана проведених са лешинарима. Уз то, Боби, Томе и Емил су са мном поделили знање од времена пре него што сам ја дохватио двоглед. Наравно, овај списак се овде не завршава – Жарко Брајаноски, Богољуб Стеријовски, Александра Тодоровска, Данка Узунова, Славчо Христовски, Јорданчо Милошевски, Зоран Николов, Александар Стојанов,

Деспина Китанова, Ђорђе Иванов, Робертина Брајаноска, Костадин Дичов, Тодор Ивановски, Трајче Ангелов, Велимир Тошевски, Драган Колчаковски, Мартин Петрушевски, Никола Нешкоски и Дарко Савељић су ми радо правили друштво на терену када су им обавезе то дозвољавале. Неопходну помоћ (и безбедност) приликом прстеновања младих кања су ми пружили Златко Ангелески, Марјан Темовски и Слободан Ђорђевић. За допунске информације са терена сам захвалан и Бену Халману, Емилијану Стојнову, Власти Шкорпикови и Огнену Поленаку. Гостопримство на терену су ми увек пружали Мицко Дериволски, Спасе Чакревски и Ристе Пројчески.

Сви теренски радови су скупи. Ја сам имао привилегију да је у мене Македонско еколошко друштво видело некога ко би те финансије разумно потрошио. У овом смеру, захвалу за позив за рад на Пројекту о заштити лешинара у Македонији дугујем својим дугогодишњим пријатељима, Љупчу Меловском и Славчу Христовском. Сам пројекат, као део Акционог плана за заштиту лешинара Балканског полуострва, су у највећој мери финансијски подржали Франкфуртско зоолошко друштво, Фондација о заштити црног лешинара и Фондација о заштити лешинара, а у мањој, али не мање важној мери, и BirdLife International и Краљевско друштво за заштиту птица. У овом смислу, посебна захвала иде Волфгангу Фремуту (FZS) за његово форсирање пројекта на Балкану, и Евелин Тевес, која је поред тога што је дуго година била координатор тог програма заједно са Хуаном Хозеом Санчез Артезом, ми је и предложила да започнем рад на белој кањи. А да би финансије овог пројекта увек биле у денар тачне, бринуле су се Светлана Пејовић и касније Александра Тодоровска. Да би пројекат текао у координацији са Министарством животне средине и просторног планирања Републике Македоније постарао се Димитар Ролевски из поменутог Министарства, који се не ретко и придруживао нашим екипама на терену. Много људи из Акционог плана за заштиту лешинара на Балканском полуострву и суседних подручја ми је помогло да обликујем своје знање о проблематици заштите лешинара, али по питању белих кања морам да посебно поменем дискусије и размене информација са Ивајлом Ангеловим, Лаврентисом

Сидирополусом, Беном Халманом, Ригасом Циакирисом, Емилијаном Стојновим, Мишелом Терасом, Алваром Камиња Карденалом и Стојаном Николовим.

Поред тога што ми је омогућило пројекат о заштити лешинара, а уједно и посао из моје маште, Македонско еколошко друштво је потрошило и знатне ресурсе, финансијске и људске, на обраду прикупљених података – то су пре свега топографске и ортофотографске карте Македоније, али и време мојих колега проведено на обради тих карата у GIS-у – за сада ћу да се захвалим само Александару Сарову. Податке о сточном фонду Македоније су ми обезбедили Проф. Др. Владимир Џабирски и Доц. Др. Кочо Порчу. Начин размишљања за структурисање релационих база података неопходних за касније статистичке анализе сам научио од Младена Поп Трајкова. Ксенија Путилин је ревидирала енглеску верзију резимеа.

Свесрдну помоћ око литературе, као и бројне консултације, добио сам од Др. Саше Маринковића, а за помоћ у прикупљању литературе сам нарочито захвалан и Теофилу Накову. Проф. Др. Милош Калезић је веома детаљно проверио ранији рукопис дисертације и дао ми веома потребне коментаре. Др. Хозе Антонио Доназар је свесрдно прихватио да ми пружи сву помоћ коју може, што је и урадио дајући кључне коментаре ранијим верзијама радова из ове дисертације, као и текста саме дисертације.

Захваљујем се и свим професорима са Биолошког факултета Универзитета у Београду код којих сам имао предавања на крајње коректном односу и разумевању, али и на изазовима које су ставили пред мене у форми испита, проширујући ми хоризонте.

Такође, још једном захваљујем колегама и руководству из Македонског еколошког друштва, који су имали разумевање за моје честе и продужене престоје у Београду, нарочито у финалним фазама припреме овог рада, при том преузимајући већи део мојих редовних радних обавеза на себе.

Време проведено у Београду и Србији повезано са обавезама на факултету и писањем радова и дисертације могло би бити веома досадно – и напорно – без овдашњих пријатеља. За те веселе тренутке, захвала посебно Гордани Томовић, Марјану Никетићу, Горану Аначкову, Делфини Морин-Јанковић и Марку Јанковићу, Соњи Ђорђевић, Ани

Голубовић, Бојану Златковићу, Растку Ајтићу, Ранку Перићу, Нади Николић, Лидији Фајдиги, Биљани Божин, Вероники Фердинандовој, Томашу Пецолду, Бојани Бокић, Борису Надаку, Драгану Симићу и Стефану Скорићу.

Ипак, без четворо људи ова дисертација била би потпуно немогућа.

Братислав Грубач ми је пренео своје знање о белој кањи у Македонији и на Балкану, несебично водећи ме од једне до друге територије белих кања, од које су неке и давно нестале, а које је он знао још пре него што сам ја кренуо у основну школу, да би добио детаљан увид у начин живота ове врсте у Македонији. Заједно смо у периоду 2003-2008 на терену провели преко 90 дана, и при томе сам научио много више него само о белој кањи и лешинарима. Оне податке које нисам могао сам да прикупим, он је несебично извукао из својих бележница. Драго ми је да се резултати тог нашег заједничког рада почињу објављивати, у публикацијама различитог типа.

Васко Авукатов ме је научио све што знам о GIS-у, дорађивао оно што сам започео а нисам знао како да завршим, и лично обрадио десетине хиљада просторних података за које сам ја мислио да ето можда имају неку везу са кањама, а који су сада у табеларној форми део вероватно најдетаљнијег описа станишта белих кања на Балкану.

Стефен Опел (Краљевско друштво за заштиту птица) ме је увео у статистички програм R (до чега вероватно не би дошло без инсистирања Стојана Николова о мојем присуству на тој обуци), али ми је касније указао и на шуме регресијских стабала, њихову моћ и примену у екологији, обезбеђујући и кључни део потребне литературе. Шта више, помогао ми је у сваком кораку постављања статистичких модела, и то на тај начин што је ишао корак испред мене и трпељиво одговарао на питања које сам вероватно само ја могао смислити док би и сам радио тај корак.

Следи захвала ментору, и наравно, не знам где да почнем – да ли од Проф. Др. Љиљане Томовић, или од пријатеља Љиљане Томовић. Јер су то две различите особе, у најпозитивнијем смислу речи. Она је тачно знала када ми је потребан ментор, а када пријатељ. Пре него што ми је постала ментор ме је убедила да започнем докторске студије

у Београду, а као ментор је пролазила са мном кроз све проблеме који су се појављивали из резултата, кроз сваку дискусију и кроз сваки и један закључак у овој дисертацији. Уз то, као пријатељ је са мном пролазила и кроз очајање које је пар пута произашло из истих тих резултата, дискусија и закључака, да би већ који сат касније, као ментор, потражила побољшање истих. Омогућујући ми практично неограничен боравак у Београду, уз обавезне рокове у просеку сваког трећег дана, је и једина одговорна што сам из фазе бесконачног прикупљања података, ушао у фазу њихове обраде и презентације, и исту завршио за период краћи од годину дана. Филозофске дискусије о науци и животу, њиховим изазовима и циљевима, знатно су ми помогле да дефинишем свој приступ дисертацији, и да предефинишем своје личне животне приоритете. Време проведено у дружењу ми је помогло да задржим и онај преко потребан „ненаучни“ поглед на свет. То су по мени, особине правог учитеља.

Извињавам се свима којих сам можда пропустио у овој захвали, а су ми на било који начин помогли да заокружим овај рад.

Хвала вам!

Одлике животне историје и дистрибуције беле кање *Neophron percnopterus* у Републици Македонији

Резиме

Бела кања *Neophron percnopterus* (Aves: Accipitridae) је глобално угрожени, мали, опортунистички, моногамни, углавном солитарни и дугоживећи лешинар, распрострањен у јужним деловима Европе, Блиског Истока, Кавказа, централне Азије, Индије, и северне Африке, са светском популацијом од 13000-41000 адултних јединки. Популација у Европи броји око 3300-5050 парова. Глобална популација је забележила драматични пад, интензиван и у Европи, и већ је потпуно нестала са неких делова Балкана. У Европи се антропогени фактори, нарочито тровање, уништавање станишта, редукција извора хране и узнемиравање, сматрају за најозбиљније факторе угрожавања.

Македонска популација белих кања је пала за око 86% у задње три декаде, и за безмало 50% током задњих 10 година, да би бројала само око 21 пар на почетку 2012. године. Зато, циљеви овог рада су: да се прикаже рецентна дистрибуција беле кање у Републици Македонији, да се анализира тренд популације и промене у просторној дистрибуцији парова и њихова густина гнежђења, да увид у репродуктивне параметре врсте, идентификују најзначајнији фактори за пад популације уз анализу фактора који утичу на опстанак територија и на параметре гнежђења. Исто тако, у циљу ефикасне заштите врсте, одређује се највероватна судбине популације беле кање у Македонији, утврђује се њен национални статус угрожености, и идентификују се најбоље мере заштите за очување ове врсте.

Теренска истраживања су вршена у периоду 2003. - 2011. године, узимајући територију као јединицу посматрања да би се одредила величина и тренд популације. Просторне анализе су рађене у GIS-у, коришћењем χ^2 за одређивање фреквенције дистрибуције, G-статистике као меру равномерности дистрибуције гнезда и Mann-Whitney U-test за одређивање значајности тих промена, уз прорачунавање густине гнежђења. Гнездећи параметри (продуктивност популације, успех гнежђења и стопа пролетавања) су били

праћени у периоду 2006. – 2011., а поређења између парова и година су урађена једнофакторском ANOVA-ом.

Да би се одредио утицај срединских фактора на опстанак територије узорак је проширен са још 27 територија које су нестале у периоду 1983.-2002. За све територије описано је укупно 157 варијабли које се односе на гнездо, стену и предео, на три просторна радијуса око гнезда (1 км – центар активности, 2,1 км – половина просечне дистанце до најближег суседног пара у 2003. години, и 8 км – просечни радијус кретања белих кања око гнезда). Утицај фактора је анализиран регресијским стаблима, користећи RandomForest методологију. Да би се одредио утицај срединских фактора на параметре гнежђења (продуктивност и успешност), 145 варијабли је било анализирано методом појачаних регресијских стабала.

Анализа вијабилности популације је урађена програмом VORTEX 9.99, као улазне параметре користећи резултате теренских посматрања и литературне податке. Поред основног сценарија, развијено је још 20 допунских сценарија који тестирају сензитивност анализе на промене у појединим параметрима, као и различите стратегије за заштиту врсте.

Резултати указују да су за гнежђење беле кање значајно чешће одабирале топлија подручја земље. У периоду 2003.-2011. бројност популације белих кања у Македонији пала је са 38 на 22 парова. Обим присуства се смањило за око 32,4%, а насељено подручје се смањило за 31,0%. Од несталих парова, пет њих се није вратило са миграције. У познатим случајевима нестанка око гнездећих територија, тровање је био доказани или вероватни узрок смрти.

Дистрибуција белих кања у Македонији није била равномерна, и на основу преклапања територија, већина парова су се могли груписати у кластере (један у 2003. и два у 2011.). Унутар кластера дистрибуција такође није била равномерна - вредности G-статистике се крећу од 0,31 до 0,43. Постојале су значајне промене у просечној дистанци до најближе суседне територије између 2003. године ($4149,87 \pm 2927,95$ m,) и у већем кластеру у 2011. години ($7231,74 \pm 3994,20$ m). Густина гнежђења у кластеру у 2003. години је била 0,76 парова/100 км², и пала је на 0,60 парова/100 км² у већем и 0,72 парова/100 км² у мањем кластеру у 2011. години.

У периоду 2006.-2011. регистровано је 16 случајева у којима парови нису гнездили, и праћено је 122 покушаја гнежђења. Средњи проценат парова који почиње инкубацију био је 0.90 ± 0.06 . Продуктивност популације у овом периоду је износила $0,84 \pm 0,20$ младунца по пару, успех гнежђења $0,93 \pm 0,20$ младунаца по гнездећем пару и стопа пролетања $1,19 \pm 0,16$ младунаца по успешном пару. Све територије нису имале подједнак успех гнежђења, и разлика између парова је значајна. Не постоји значајна разлика између средњих годишњих вредности успеха гнежђења. Добијени резултати о параметрима размножавања и густини популације су у сагласности са литературним подацима.

Моделирање опстанка територија је показало да је модел који је разматрао само адитивне срединске ефекте био најбољи. Селекција стабилности је изабрала девет варијабли које се са највишим уделом константно појављују као доминантни фактори у опстанку територија: оријентација гнезда, покровност најближе околине гнезда жбунастом вегетацијом, укупна дужина стена унутар 1 км радијуса, покровост листопадним шумама у радијусу од 1 км око гнезда, висина стене на којој је гнездо, дистанца до најближег суседног пара, група парова (уже географско подручје), индекс нерегуларности терена у 2,1 км радијуса, и дистанца до најближег људског објекта. Модели слабо показују утицај стохастичких фактора на популацију (страдање због тровања или током миграције и презимљавања), али ефекти детерминистичких фактора се углавном слажу са резултатима ранијих истраживања ове врсте у Европи. Сматрамо да је коришћење отровних мамаца главни разлог морталитета белих кања око територија гнежђења у Македонији током задњих 30 година.

Најзначајније варијабле које су утицале на продуктивност су били средњи нагиб терена унутар 2,1 км радијуса од гнезда, диверзитет станишта у најближем окружењу гнезда и индекс примарне продукције у истом радијусу.

Најзначајније варијабле које су утицале на успех гнежђења су биле средњи нагиб терена у радијусу од 2,1 км око гнезда, диверзитет станишта у централном подручју око гнезда, и површина стена у 8 км радијуса.

Анализа вијабилности популације је показала да ни у једном од 21 сценарија није добијена позитивна стопа ни детерминистичког ни стохастичког раста популације. Величине популација су показале континуирани пад у 17

случајева, а у четири преостала сценарија (суплементације са по осам младунаца годишње) популација је имала позитиван тренд само за време трајања потенцијалног програма суплементације. Основни сценарио указује на сигурно нестајање беле кање из Македоније у периоду од наредних 50 година, са медијалним временом до прве екстинкције од 25,0 година и средњим временом од 26,1 године. Промене у продуктивности популације веома мало утичу на тренд популације, док промене у морталитету имају знатно већи утицај.

Резултати који указују на пад бројности популације, смањење територије коју она насељава у Македонији, као и резултати анализе вијабилности популације, заједно са негативним трендом врсте широм Балканског полуострва, указују на то да се бела кања треба сматрати критично угроженом врстом у Македонији.

Постоји велика празнина у познавању миграторних путева и места презимљавања белих кања из Македоније, као и о факторима угрожавања дуж миграције и у Африци. И поред тога, на основу расположивих литературних података може се претпоставити да су они високи. Такође, хитно су потребна истраживања о генетичкој структури и инбридингу популације, као и о њеној повезаности са осталим језгрима врсте на Балканском полуострву. Мере заштите у Македонији би морале укључивати сузбијање коришћења отровних мамаца, успостављање заштићених подручја у најважнијим деловима ареала, редукцију узнемиравања, избегавања конверзије земљишта, и повећање доступности хране за већину парова, или преко одржаваних хранилишта, или преко очувања система екстензивног сточарства. Хитно је потребно започети планирање програма суплементације популације у Македонији, као и на нивоу Балканског полуострва.

Кључне речи: анализа вијабилности популације, густина популације, дистрибуција, конзервација, одлике животне историје, тренд популације, параметри гнезђења, регресијска стабла, средински фактори, VORTEX.

Научна област: Биологија

Ужа научна област: Морфологија, систематика и филогенија животиња

УДК: 598.279.23:574.3 (497.7) (043.3)

Characteristics of the life history and distribution of the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the Republic of Macedonia

Summary

The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* (Aves: Accipitridae) is a globally endangered, small, opportunistic, monogamous, mostly solitary and long-lived vulture, distributed in the southern parts of Europe, the Middle East, Caucasus, Central Asia and north Africa, with global population of 13000-41000 adult individuals. The European population is estimated to 3300-5050 pairs. The global population experienced dramatic decline, intensive also in Europe, and has completely disappeared from some parts of the Balkan Peninsula. In Europe the anthropogenic factors, particularly poisoning, destruction of the habitats, food source reduction and disturbance are considered to be the most important factors leading to the decline.

The Macedonian population of the Egyptian Vulture has declined for about 86% in the last three decades, and for almost 50% in the last 10 years, counting only about 21 pairs in the beginning of the 2012. Therefore, the goals of the present work are to show the recent distribution of the Egyptian Vulture in Macedonia, to analyse the population trend and changes in the spatial distribution of the breeding pairs and their breeding densities, to show the breeding parameters of the species, identify the most important factors leading to population decrease with analysis of the factors affecting territory persistence and breeding parameters. Aiming at more effective conservation of the species, this work points out the most probable destiny of the Egyptian Vulture in Macedonia, establishes its national conservation status and identifies the best conservation measures for its preservation.

The field work was performed in the period 2003 - 2011, using territory as the observation unit in order to establish the size and the trend of the population. The spatial analyses were performed in GIS, using χ^2 to determine the frequencies of the distribution, G-statistics as a measure of regularity of the nest distribution, and Mann-Whitney U-test to check for significance in those changes, also calculating the breeding densities. The breeding parameters (productivity of the population, breeding success and the fledging rate) were studied in the period 2006-2011 and comparisons among the pairs and among the years were done with One-way ANOVA.

In order to study the effect of the environmental variables on territory survival the sample was expanded with randomly selected 27 territories disappeared in the period 1983-2002. For all territories total of 157 variables were used, describing the nest, breeding cliff and the landscape, on three spatial scales around the nest (1 km – the core area, 2.1 km – half of the average nearest neighbour distance in 2003, and 8 km – the average radius of the home range). Effects of the factors were analyzed by regression trees, using RandomForest approach. In order to study the effect of the environmental factors on the breeding parameters (productivity and breeding success), 145 variables were analyzed using boosted regression trees.

Population viability analysis was done using the program VORTEX 9.99, where the results of the field observations were used in parallel with the literature data as entry parameters. Besides the basic scenario, 20 additional scenarios testing the sensitivity of the analyses on changes in some parameters were used, as well as for controlling of different conservation strategies to save the species.

Results indicate that for their breeding the Egyptian Vultures significantly favoured the warmer parts of the country. In the period 2003-2011 the population size of the Egyptian Vultures declined from 38 to 22 pairs. The extent of occurrence declined for about 32.4%, and the area of occurrence for 31.0%. From the cases where pair losses were observed, at least five are owing to losses during migration or wintering. In the known cases of losses on the breeding territories, poisoning was the proven or probable cause of death.

The distribution of the Egyptian Vultures in Macedonia was not even, and basing on home range overlap, most of the territories were grouped into clusters (one in 2003 and two in 2011). Inside the clusters the distribution of the territories was not random – G-values were in range of 0.31 to 0.43. There were significant changes in the average nearest neighbour distance between 2003 (4149.87 ± 2927.95 m) and the larger cluster from 2011 (7231.74 ± 3994.20 m). The breeding density in the cluster from 2003 was 0.76 pairs/100 km², and declined to 0.60 pairs/100 km² in the larger and 0.72 pairs/100 km² in the smaller cluster in 2011.

In the period 2006-2011 there were 16 cases in which the pairs did not attempt breeding, and 122 breeding attempts were monitored. The average share of the population starting breeding was 0.90 ± 0.06 . The productivity of the population in this

period was 0.84 ± 0.20 fledglings per pair, the breeding success was 0.93 ± 0.20 fledglings per breeding pair and the fledgling rate was 1.19 ± 0.16 fledglings per successful pair. Not all territories had equal breeding success and the differences are significant. There is no significant difference among the annual values of the productivity. The results on breeding parameters and breeding densities are in accordance with published data.

Modelling territory survival has shown that the model which considered only additive environmental effects was the best one. Stability selection identified nine variables which appear as dominant factors in the territory survival with highest share: nest orientation, cover of the core area with transitional woodlands, total cliff length in the core area, cover of the core area with broadleaved forests, height of the breeding cliff, distance to the nearest neighbour, the group of pairs (the restricted geographical area), the irregularity index in the 2.1 km radius and distance to the nearest man-made object. The models poorly show the effect of the stochastic factors (losses due to poison baits or during migration or wintering in Africa), but the effects of the deterministic factors are mostly in accordance with the literature data from the earlier studies of this species in Europe. We consider the use of poisonous baits is the primary reason for the mortality for the Egyptian Vultures at the breeding territories in Macedonia during the last 30 years.

The most important variables affecting the productivity were the mean slope of the terrain within 2.1 km of the nest, habitat diversity in the core area, and the primary productivity index in the same radius.

The most important variables affecting the breeding outcome were the mean slope of the terrain within 2.1 km of the nest, habitat diversity in the core area, and the coverage with rocks in the home range (8 km).

Population viability analysis showed that in none of the 21 scenarios a positive growth rate was obtained, neither stochastic nor deterministic. The population sizes were showing continuous declining trend in 17 of the cases, and the remaining four cases were those with supplementation of eight fledglings per year, for as long as the supplementation was continued. The basic scenario indicates certain extinction of the Egyptian Vulture from Macedonia in the forthcoming 50 years, with the median time to first extinction of 25 years and the mean time to first extinction of 26.1 years. The

changes in the fecundity rates have a weak impact on the population trend, while the changes in the mortality rates have significantly better effects.

The results on population decline, reduction of the extent and area of occurrence and the results of population viability analysis, together with the declining trend of the species throughout the Balkan Peninsula, indicate that the species should be considered as critically endangered in Macedonia.

There is great gap in the knowledge on the migratory routes and wintering areas of the Egyptian Vultures from Macedonia, as well as on the threats they face in Africa. Besides this, based on the available literature data, it can be presumed that those threats are high. Urgent further research on the genetic structure and inbreeding in the population are also needed, along with study of its connectivity with the other core areas of the species on the Balkans. Conservation measures in Macedonia must include elimination of poisonous baits, establishment of protected areas in the most important parts of the Egyptian Vulture's range, reduction of the disturbance, avoidance of habitat conversion and increase in the amount of the available food, either through feeding place maintenance or via preservation of the extensive livestock-breeding system. There is urgent need to start planning of supplementation program in Macedonia and on Balkan level.

Key words: breeding parameters, conservation, distribution, environmental factors, life history characteristics, population trend, population density, population viability analysis, regression trees, VORTEX.

Scientific area: Biology

Specific scientific area: Morphology, Systematics and Phylogeny of Animals

UDC 598.279.23:574.3 (497.7) (043.3)

Садржај

1	Предговор	1
2	Увод	4
2.1	Зашто лешинари?	4
2.2	Популациона биологија	5
2.3	Репродуктивна биологија	7
2.4	Популациона и репродуктивна биологија код грабљивица и веза са трендовима популације	8
2.5	Моделирање у биологији и екологији	9
2.6	Основни принципи анализа вијабилности популација	11
2.7	Угрожене врсте, суплементације и реинтродукције	15
3	Објекат истраживања – бела кања (<i>Neophron percnopterus</i>).....	17
3.1	Дистрибуција.....	17
3.2	Биологија врсте.....	19
3.3	Репродуктивна биологија	20
3.4	Популациони трендови и глобални статус угрожености.....	21
3.5	Фактори угрожавања	22
3.6	Статус беле кање у Македонији.....	23
3.7	Досадашње мере заштите беле кање у Македонији.....	24
4	Циљеви рада	25
5	Материјал и методе	26
5.1	Истраживано подручје	26
5.2	Методологија прикупљања података.....	29
5.3	GIS и статистичке анализе	31
5.4	Моделирање фактора који утичу на опстанак територије и параметре гнежђења ..	38
5.4.1	Модел окупираности територија	39
5.4.2	Моделирање продуктивности и успеха гнежђења популације	41
5.5	Анализа вијабилности популације	43
5.5.1	Основни сценарио за анализу вијабилности популације	44
5.5.2	Сензитивност анализе вијабилности популације	46

6	Резултати	49
6.1	Дистрибуција беле кање у Македонији	49
6.2	Параметри гнезда белих кања у Македонији	57
6.3	Фактори који утичу на заузетост територија	57
6.4	Фактори који утичу на продуктивност популације	63
6.5	Фактори који утичу на успешност гнежђења	65
6.6	Анализа вијабилности популације (PVA).....	69
6.6.1	Вероватноћа преживљавања популације	69
6.6.2	Величина популације	70
6.6.3	Сензитивност симулација	70
7	Дискусија	83
7.1	Историјска и рецентна дистрибуција беле кање у Македонији	83
7.2	Густина популације	84
7.3	Фактори који утичу на опстанак територија.....	86
7.4	Параметри репродукције.....	96
7.5	Фактори који утичу на продуктивност	98
7.6	Фактори који утичу на успех гнежђења	100
7.7	Анализа вијабилности популације (PVA).....	101
7.8	Импликације за заштиту.....	110
8	Закључци	115
9	Поговор.....	118
10	Референце.....	120
11	Прилози	145
11.1	Фотографски прикази карактеристичних станишта беле кање у Македонији	145
11.2	Фотографски прикази типова гнезда беле кање.....	146
12	Биографија аутора	147

1 Предговор

Док сам писао увод у ову дисертацију, у фокусу светске конзервацијске јавности кружило је питање треба ли чудесну жабу *Rheobatrachus silus*, која је гутала своја јаја да би касније из њеног желудца на уста излазили пуноглавци, избрисати са списка изумрлих врста, где је уврштена 1983. године. Не због њеног поновног открића у неком забаченом делу света, него због последњих достигнућа у еминентној биолошкој лабораторији, уз врхунску науку и технологију (University of New South Wales 2013). Процес се зове **де-екстинкција**. Када успе са жабама, треба ли наставити даље? У 2012. години за изумрле су проглашене четири врсте (те се укупан број изумрлих врста попео на 795! – www.iucnredlist.org). Треба ли их вратити? Како одлучити коју вратити, а коју не? Шта је са врстама ишчезлим у 2011. години? Или пак 1911. години? Само помислите: тасманијски вук, или милиони јединки голуба-селца! А шта је са врстама које су нестале пре 1500. године – године која се јавља као прва у IUCN-овом „излиставању“ изумрлих врста? Сабљаста тигар? Шта ће тај тигар ловити, рунасте мамуте? Ми, људи, били смо изузетно ефикасни у истребљивању других врста и давно пре технолошке револуције - у ствари, за почетак „шесте масовне екстинкције“ се сматра сама дисперзија *Homo sapiens*-а из Африке (Eldredge 2001). Зашто уопште трошити паре на повратак жаба о којима ретко ко да је икад раније раније чуо? 63 врсте су већ изумрле у природи, али по још која јединка дате врсте још увек живи у неком зоо-врту, неком великом тераријуму, акваријуму, или у ботаничкој башти. Зашто их чувамо? Зашто смо спасли калифорнијског кондора, и то тако што смо убацили последње јединке у кавезе, да би касније ослободили њихово потмство? Још 4091 врста је критично угрожено. Па добро, где ћемо стати? А 5919 угрожених врста? Које од њих спашавати? Морам да поменем, има и таквих врста које јесу спашаване, а нису ни биле глобално угрожене. Зашто су Американци спасили сивог сокола од скоро сигурног истребљења? Зашто су неки Европљани пристали да плате по 50000-70000 ЕУР за сваку јединку орла брадана реинтродуковану на Алпима, након што је био истребљен читаво столеће? Зашто су вратили вукове у Јелоустону? (Аха, на

то већ сигурно имате одговор – или бисте га барем требали имати, кад већ читате ову тезу.) Зашто су, ако је валута бела кања, Хрватска, Босна и Херцеговина, Црна Гора и Србија, сиромашније од Албаније, Бугарске, Грчке, Македоније и Турске? Ако је валута велика дропља, зашто је Македонија сиромашнија од неке од поменутих? Зашто спасити беле кање и велике дропље? „Можемо, и зато морамо!“ – рекао је Цереми Гринвуд на интернационалној радионици о заштити (углавном још неугрожених) птица у Чешкој, на почетку 2012. године. Концепт је био другачији, али максима јесте изврсна – применљива на све и свашта (надам се само да ову тезу, или бар овај предговор, неће читати политичари, нарочито не политичари са Балкана). Зашто уопште дозвољавамо да врсте нестају, када већ данас знамо да ћемо их сутра клонирати у лабораторијама (ако у то сумњате, питајте се зашто оснивамо банке гена)? „Екстинкција је комплексан проблем и често се јавља као резултат више међусобно повезаних фактора. Распетљавање узрока и предикција ризика од екстинкције су два главна изазова са којима се суочава конзервациона биологија...“, написали су Carrete и сар. (2007). Али, зашто постоји читаво поље науке за спашавање биодиверзитета? Зашто вукови? Linnell и сар. (2000) су препоручили да би се „оправдање за заштиту крупних звери, уместо на еколошким разлозима, требало фокусирати на праве филозофске и вредносно оријентисане разлоге“. Вредносно оријентисане разлоге? Можда се мисли на оних 16-54 трилиона долара, на колико се процењује укупни годишни допринос биодиверзитета човечанству (Bibby 2002)? (Сада се надам да политичари ипак читају ово!) Па добро, ако толико вреди, ако нам толико помаже, зашто га и даље уништавамо? За вашу утеху, ви који ово читате, ретко када сте директно одговорни за уништавање биодиверзитета (познајем и изузетке). И поново, зашто га чувати? Ја не знам ни за један разлог више од оних који су већ годинама познати. Погледајте, на пример, Pearce & Moran (1994); Pimentel и сар. (1997); Bibby (2002); De Groot и сар. (2002); Becker и сар. (2005); World Health Organisation (2005); Losey & Vaughan (2006); Beaumont и сар. (2007); Brussaard и сар. (2007); Macdonald & Service (2007). Политичари и банкари никада неће разумети зашто је толико потребно заштитити биодиверзитет (и неће се потрудити да потраже и погледају наведене референце). Зато, указао нам је Orr (2004), да „за нас конзервационе биологе нема већег приоритета него да

унапредимо наше разумевање економије“ (свакако прочитати и бар једну критику, McCoу & Atwood (2005), која ипак не негира овај став). И, онда, наравно, треба „политичко-економски“ пропагирати заштиту биодиверзитета, при том не изгубивши ауторитет. Могуће је (Blockstein 2002)! Јер, ауторитет је једини од три фактора који утичу на то шта, када и како спашавати, а којег сигурно можемо (и зато морамо!) имати. Преостала два су политика и паре (Morris & Doak 2002).

2 Увод

2.1 Зашто лешинари?

Планету Земљу данас насељава 16 врста лешинара Старог Света, из осам родова. Молекуларне анализе сугеришу да је некрофагија као стратегија исхране најмање три пута еволуирала код птица, и то бифилетски код лешинара Старог Света, и још једном код лешинара Новог Света (Cathartidae); сва три случаја некрофагије су се појавила у оквиру реда грабљивица (Falconiformes) (Seibold & Helbig 1995; Wink 1995).

Према Griffiths и сар. (2007), систематска припадност лешинара Старог Света је у подпородици Accipitrinae, у трибусима Gypaetini и Accipitrini. Орао брадан (*Gypaetus barbatus*) и бела кања (*Neophron percnopterus*) су припадници прве скупине, која се издваја у засебну кладу (Gypaetini) заједно са *Gypohyerax angolensis* и *Polyboroides typus* (Wink & Sauer-Gürth 2004; Lerner & Mindell 2005; Griffiths и сар. 2007). Accipitrini обухватају другу кладу лешинара Старог Света (родови *Aegyptius*, *Gyps*, *Necrosyrtes*, *Sarcogyps*, *Torgos* и *Trigonoceps*).

Трећу групу лешинара чини породица Cathartidae Новог Света (Cracraft и сар. 2004).

Обзиром да су због веома интересантног и специфичног начина исхране лешинари као група данас веома угрожени (на пример, Johnson 2006) и да управо због тога више врста има велике шансе да буде (и јесте, Ogada и сар. 2012) сврстано у неку категорију угрожености које треба хитно спашавати од изумирања. На томе се и интензивно ради, и код појединачних врста бележи се и иницијални успех (на пример, Schaub и сар. 2009; Chaudhry и сар. 2012).

Са друге стране, лешинари су компонента екосистема чија се вредност може релативно лако монетарно изразити. Вредност белоглавих супова у резервату Гамила у Израелу је процењена на 1,12 милиона долара годишње, док је остварени профит од туриста око 239000 долара годишње (Becker и сар. 2005). Margalida и сар. (2012b) су проценили да лешинари у Шпанији потенцијално „заштеђују“ око 13 милијарди евра годишње, паре који би се потрошиле за

уништавања тела домаћих животиња у кафилеријама, не рачунајући утицај транспорта и кафилерија на климу. Најдрастичнији пример долази из Индије, где се због пада бројности лешинара повећао број паса који се храни на остацима уинулих животиња, што је довело до повећања стопе беснила и броја уједених људи; економски губици због пада лешинара у Индији су процењени на 34 милијарде долара за период 1993.-2006. (Markandya и сар. 2008), не бројећи изгубљене људске животе.

Већина врста лешинара у свету је данас угрожена људским активностима, и то најчешће директним убијањем и тровањем. Због начина исхране (некрофагија), посебно су подложни отровним мамцима који се стављају на тела уинулих животиња, и на присуство активних хемијских састојака и антибиотика у ветеринарској медицини (преглед у Ogada и сар. 2012).

Око 95% европских лешинара данас живи у Шпанији (Margalida и сар. 2012b), што се дугује невероватном расту популације белоглавих супова *Gyps fulvus* (Donazar & Fernández 1990; Parra 2004; Donazar и сар. 2009), расту популације црног лешинара *Aegypius monachus* (BirdLife International 2004), али и историјском нестајању лешинара из других делова Европе, које се још увек одвија у неким земљама (Cramp & Simmons 1980; BirdLife International 2004).

2.2 Популациона биологија

Стопе раста популације, старосна структура и просторна дистрибуција јединки су главни фокус популационе екологије. Заједно са популационом генетиком, којој су фокус генетичка својства популације, ове две дисциплине чине популациону биологију (Rockwood 2009). Спољашњи (средински) и унутрашњи (демографски) фактори утичу на раст популације. Ако неки од ових фактора спречавају даљи раст популације, или доводе до њеног пада, говоримо о лимитирајућим факторима (Newton 1998). Природни системи су по имплицитно стохастични модели, у којима популациони параметри варирају око неке средње вредности (Rockwood 2009). Код малих популација, демографска и срединска стохастичност могу да имају круцијалан утицај на опстанак популације (Morris & Doak 2002). Newton (1998) даје синтетски преглед фактора који ограничавају

популације птица. Тако, према њему, најважнији средински фактори су ресурси (пре свега доступност хране), интер-специјска конкуренција, предатори и паразити, клима и човек, док су најважнији демографски параметри стопе рађања и умирања, као и емиграције и имиграције. Ови фактори могу да зависе од густине популације, или да су потпуно независни од ње, и за сваку врсту, њихов релативни значај на тренд популације је различит (Newton 1998). Познавање демографских параметара популације (стопе регрутације, опстанка, миграције, величина популације и стопа њене промене) су круцијални за спровођење успешних мера заштите и управљање популацијама (нпр. Skalski и сар. 2005)

У терминологији екологије, еволуционе и популационе биологије птица влада неконзистентност кључних појмова који се односе на демографију популације. За потребе ове дисертације, прихватили смо следеће дефиниције (Morris & Doak 2002; Steenhof & Newton 2007; Rockwood 2009; Levin и сар. 2009; Mateo-Tomás и сар. 2010):

- **Фекундитет** – је потенцијални репродуктивни успех јединки, ограничен генотипом, у идеалним условима средине.
- **Фертилитет** – је остварена стопа репродукције јединки под утицајем срединских фактора, и у складу са овом дефиницијом, увек има нижу вредност него фекундитет.
- **Успешан пар** – је пар који је одгајио бар једног младунца током једне репродуктивне сезоне
- **Продуктивност** – број младунаца који достигну старост на којој се гнежђење сматра успешним, приказан по пару, током једне репродуктивне сезоне, без разлике да ли је пар гнездио или не.
- **Стопа пролетања (= фертилитет)** – број младунаца који достигну старост на којој се израчунава успех размножавања, приказан по успешном пару.
- **Успех гнежђења** (користи се вишезначно) – овде је употребљена дефиниција која подразумева просечан број одгојених младунаца по гнездећем пару.

2.3 Репродуктивна биологија

Одлике животне историје једне врсте су међусобна ограничења (енгл. *trade-off*) еволутивних адаптација које побољшавају адаптивну вредност популације, изражене преко интринстичке стопе природног раста популације (Stearns 1992; Roff & Fairbairn 2007). Вероватно највећи еволутивни *trade-off* је онај између бесмртности организма (недиференцираност ћелија, које се размножавају клонирањем) на супрот полном размножавању (диференцијације у сом и гамете), што носи предности размене генетичког материјала, и што, наравно, сома увек плаћа животом (Stearns 1992). Према истом аутору, од најмање 45 *trade-off*-а, неколико их је најбоље проучено: 1) *trade-off* између тренутног размножавања и опстанка, 2) *trade-off* између тренутног размножавања и будућег размножавања, 3) *trade-off* између размножавања и раста, 4) *trade-off* између размножавања и кондиције и 5) *trade-off* између броја и квалитета потомака.

Код сисара и птица, одложено размножавање је повезано са дуговечношћу и ниским фекундитетом, при чему веће врсте почињу са размножавањем касније и имају нижи фекундитет у односу на мање врсте (Stearns 1992). Фекундитет је такође под утицајем старости, и очекује се да он расте након достизања полне зрелости. Ако постоји веза између фекундитета и кондиције јединки (јединке са мањим фекундитетом имају и већи морталитет), због елиминације тих јединки из популације, њен просечан фекундитет расте (Stearns 1992).

Разлози одлагања полне зрелости се могу груписати у две групе:

1) ако фекундитет расте са величином тела, одлагање размножавања док се не постигне већи раст се компензира већим бројем потомака касније у животу, све док је адаптивна вредност добијена већим бројем потомака већа у односу на ону добијену кратким временом генерације и вишим стопама преживљавања до репродукције;

2) ако квалитет произведених потомака расте са одлагањем репродукције, тј. пада смртност потомства, одлагање зрелости се исплати све док је адаптивна вредност добијена бољим преживљавањем младунаца већа од оне која се добија краћим временом генерације и бржим сазревањем потомства.

Додатно, ако касније достизање времена репродукције значи да ће организам живети дуже и имати већи фекундитет у каснијем добу, онда се време до прве репродукције још више одлаже (Stearns 1992).

У основи, карактеристике животне историје су директно повезане са одликама група које се односе на раст, репродукцију и преживљавање, као што су то број и величина потомака, брзина развића, време достизања полне зрелости, величина тела адултних јединки, дужина живота, итд. (Stojković & Tusić 2012). У разматрањима карактеристика животне историје неке групе, од велике су важности многе одлике животне средине и демографске промене популација, као што су то у случају беле кање параметри репродукције, густине гнезђења, фактори станишта и друго.

Код птица уопште, величина тела је корелисана са одликама животне историје (Newton 1998): веће врсте живе дуже, почињу се размножавати касније, имају дужи циклус размножавања и имају мањи број младунаца у покушајима гнезђења. Такве одлике животне историје доноси и велике проблеме у заштити таквих врста – потребна су им велика природна станишта да би одржали популацију, те су јако подложни људским притисцима, имају велики број негнездећих јединки у популацијама, које често живе на другим подручјима у односу на гнездеће јединке, и након пада популације, потребно је дуго времена да се та популација опорави (Newton 1998).

2.4 Популациона и репродуктивна биологија код грабљивица и веза са трендовима популације

Код дугоживећих врста, укључујучи и грабљивице са већим телесним димензијама, које имају одложену репродукцију и ниске стопе размножавања, смртност гнездећих јединки највише утиче на тренд популације, и повећање те смртности од стране човека неминовно води ка опадању њихове бројности (Newton 1979). Ако је тај притисак константан, то може довести и до локалних екстинкција. Повезан са етологијом врста, које врше одабир својих територија на основу присуства конспецифичних јединки (колонијалне врсте, или солитарне врсте код којих је овај фактор значајан, као што је то бела кања, Carrete и сар.

2007), ова спрега доводи до појављивања популационих „понора“ – негнездеће адултне јединке су конспецифичним присуством и квалитетом територија привучене у подручја где неприродни фактори морталитета (тј., изазвани са стране људи) знатно утичу како на њихову стопу преживљавања, тако и на стопу преживљавања гнездећих јединки (односно, постоји велики обрт у гнездећој популацији), те популација у таквим подручјима „тоне“. Додатно, таква подручја имају и нижу продуктивност, због веће учесталости неискусних јединки у гнездећој популацији (што је потврђено код грабљивица за сурог орла *Aquila chrysaetos* (Pedrini & Sergio 2001; Whitfield и сар. 2004; Carrete и сар. 2006а), шпанског орла крсташа *Aquila adalberti* (Margalida и сар. 2008), бонелијевог орла *Aquila fasciata* (Carrete и сар. 2006а) и сугерисано за белу кању (Margalida и сар. 2012а).

2.5 Моделирање у биологији и екологији

Прецизно и тачно приказивање комплексних процеса у природи један је од највећих изазова науке (Wilson 1998). Ти процеси су некада толико сложени, да прави математички приказ вероватно неће бити никада могућ (Burnham & Anderson 2002). Тако је моделирање ушло у науку. Модел није ништа друго до поједностављени математички приказ природних процеса, и зато никада не одражава потпуну реалност (Burnham & Anderson 2002). Како је напредовала статистика као наука, као и њена примена у биологији и екологији, тако су и модели постајали све сложенији – сложени до тог степена, да једноставно могу постати исто толико неразумљиви колико и процес који би требали описати, а самим тим, и непотребни – једноставно речено, **која је сврха описивати процес који не разумемо, моделом који не разумемо** (Breiman 2001)?

Раст комплексности модела је ишао од једноставних линеарних модела (LM – linear models), преко линеарних мешаних модела (LMM – linear mixed models) (који садрже више од једног стохастичког процеса), до генерализованих линеарних модела (GLM – generalized linear models), који дозвољавају дистрибуцију грешака која није нормална, и који могу бити даље генерализовани уношењем допунске стохастичности да би постали генерализовани линеарни

мешани модели (GLMM – generalized linear mixed models) (Kéry 2010). Последњи додатак су генерализовани адитивни модели (GAM – generalized additive models) (нпр., Wood 2006). У биологији и екологији модели су ушли у 19-ом веку (Sokal & Rohlf 2012). Док су линеарни модели „одувек“ били коришћени у разумевању екологије птица, генерализовани линеарни модели су ушли у рутинску примену релативно касно, након публикације McCullagh & Nelder (1989).

У проучавању грабливица у Европи, линеарне моделе су међу првима употребили Donazar и сар. (1993) и Bustamante (1997). То им је омогућило да одреде факторе које утичу на избор места гнежђења, густине гнежђења и успех гнежђења код орла брадана *Gypaetus barbatus* и да предвиде дистрибуцију, бројност и нестајање белонокте ветрушке *Falco naumanni*.

Код беле кање, први су их употребили Sarà & Di Vittorio (2003) у циљу предикције њене дистрибуције, избора станишта и квалитета њених територија на Сицилији. Carrete и сар. (2007) су употребили партиционисање варијације и хијерархијско партиционисање да би разложили укупну девијацију објашњену генерализованим линеарним моделима у три групе фактора (станиште, конспецифично присуство и људски притисак), са циљем да рангирају конзервационе приоритете преко мерења независног утицаја сваког од ових фактора на нестајање територија беле кање. У сличне сврхе, на локалном нивоу (севернозападна Шпанија), су и Mateo-Tomás & Olea (2010) искористили генерализовани линеарни модел (GLM), надопуњен генерализованим адитивним моделима (GAM), да би додатно тестирали и оптималну резолуцију на којој треба проценити утицај различитих фактора на опстанак територија беле кање.

Од релативно скоро, у екологији се све интензивније користи Бејзијан-ска (Bayesian) статистика (Kéry 2010), захваљујући лакоћи са којом се могу уклопити веома сложени модели (Link и сар. 2002). Бејзијанска предикција је тачна чак и у случајевима малих узорака, омогућава мултипликацију стандардних грешака, лако се у модел уноси експертско знање о проучаваним системима, и модели су интуитивни (Kéry 2010).

Од 1980-их година, због потребе за бољим предикцијским методама у дисциплинама које нису користиле „класичне“ сетове података, поменути модели нису могли да одговоре захтевима истраживача. Тако су се појавиле неуралне

мреже и стабла одлучивања (енгл. *decision trees*) (Breiman 2001). Ова „стабла“ имају неколико веома пожељних особина (De'ath 2007): не постоје ограничења везана за тип података, који могу бити нумерички, категорички, мултиваријатни и слично; не захтевају трансформације података; лако моделирају интеракције варијабли и отпорни су на непостојеће вредности у сету података. Ипак, нису добри предиктори, и велика „стабла“ су тешка за интерпретацију. Да би се побољшала предикцијска моћ, уместо једног стабла одлучивања, пропагира се „растење“ више њих, тзв. „шуме“. Сваки податак је класификован од стране тренутне секвенце стабала, а финална класификација сваког случаја је одређена на основу класификације већине стабала и њиховог тежинског фактора. Један од најустаљенијих метода је „*random forests*“, код којих се користе случајни предиктори да би се одредило гранање „стабла“ (Breiman 2001). Појачивање (енгл. *boosting*) је још једна од ових метода које повећавају предикцијску моћ „стабала“ (Breiman 2001; De'ath 2007), те се „појачана регресиона стабла“ (енгл. *boosted regression trees*) све више појављују у еколошким студијама (Elith и сар. 2008; Buston & Elith 2011).

2.6 Основни принципи анализа вијабилности популација

Стохастичност унутрашњих (интринстичких) и спољашних (екстринстичких) фактора, просечни услови средине и животна историја врсте су најважнији фактори који могу угрозити једну популацију (Morris & Doak 2002). Идентификација „случајних детаља“ је главни задатак процеса развијања анализе вијабилности популације (*population viability analysis – PVA*), како би она успешно могла постићи своји циљ – процена вероватноће опстанка популације за одређени временски период (Bouse и сар. 2007). У мало другачијој, практичнијој варијанти дефиниције, „циљ PVA је да, користећи квантитативне методе, предвиди вероватни будући статус популације или групе популација којима је потребна заштита“ (Morris & Doak 2002). Ова дефиниција тачно означава поље науке где се PVA користи – конзервациона биологија. Није нам позната нити једна формална PVA која се односи на врсте или популације које се не сматрају угроженим на глобалном, регионалном или локалном нивоу, или да није повезана

са управљањем врста у заштићеним подручјима. То нас доводи до првог од четири главна изазова у процесу развијања PVA – податке које она захтева је по правилу изузетно тешко сакупити из малобројних популација које су у фокусу заштите, те би се PVA требала спроводити само за кратак период у будућности, на параметрима прикупљеним током дужег периода истраживања, а ако је то немогуће, резултате (ризик екстинкције) приказати као релативне, а не апсолутне вредности (Beissinger & Westphal 1998; Fieberg & Ellner 2000; Morris & Doak 2002).

Morris & Doak (2002) су груписали употребу PVA у две веће групе: процена ризика екстинкције и помоћ у процесу управљања популацијама. При томе се процена ризика екстинкције може односити на једну популацију, на поређењу релативног ризика екстинкције између две или више популација, као и анализу и синтезу података из мониторинга популације. Употреба PVA у управљању популације је вишеструка: идентификација кључних животних фаза или демографских процеса, одређивање величине заштићеног подручја да би се обезбедио жељени ниво превенције екстинкције, одређивање броја ослобођених јединки у циљу формирања нове популације, ограничавање броја јединки које се узимају из популације, и одређивање броја потребних популација да би се заштитила врста од регионалне или глобалне екстинкције. При томе, PVA може бити нарочито корисна јер омогућава поређење (рангирање) неколико алтернативних начина управљања популацијама (Akçakaya & Sjögren-Gulve 2000; Ellner & Fieberg 2003) и то код различитих таксономских група (Akçakaya 2000).

Постоје неколико типова PVA (Morris & Doak 2002). Најједноставнији су они који све јединке у популацији разматрају као да су идентичне, и засновани су на поновљеним цензусима популације (или њеног дела) у правилним временским периодама (уобичајено сваке године). То су PVA засноване на бројности (енгл. *count-based PVA*). Сложеније PVA су оне које разматрају структуриране популације (популације у којима се јединке разликују нпр. по старости, величини, развојном стадијуму, социјалном статусу). То су демографске PVA, и за њих је теже прикупити улазне податке за модел. Ипак, оне омогућавају увид у то како мере управљања усмерене према различитим величинским или старосним класама или стадијумима јединки утичу на читаву популацију. Најсложеније анализе су

PVA са више локалитета (енгл. *multi-site PVA*), које су засноване на теорији метапопулација (Hanski 2004) и предвиђају процесе екстинкције и колонизације, при чему се по сложености нарочито истичу PVA које прате просторни распоред свих јединки у пределима и стаништима током свих фаза њиховог живота. Имајући ово у виду, Morris & Doak (2002) су даље предложили два једноставна правила у избору типа PVA: 1) тип PVA одређују расположиви подаци, и 2) истраживач мора знати шта модел ради, нарочито ако се користе готови софтверски пакети.

Већ смо поменули једну од најважнијих критика PVA – мали број података уобичајено доступан за ретке врсте, да би се донели квантитативни закључци. Остале три најважније критике, према Morris & Doak (2002) су:

- Грешке у прикупљању података (грешке у мерењу и варијација у узорковању – магнитуда потцењавања и прецењавања), при чему финални резултати имају знатно већу предикцијску моћ уколико процењују вероватноћу квази-екстинкције код популација код којих се не јавља изражена зависност величине популације од њене густине.

- Модели не укључују мноштво фактора који утичу на популацију, што је у принципу истинита тврдња, али за чије превазилажење би модел требао да укључи огроман број података чије је прикупљање тешко. Са друге стране, укључивање превеликог броја параметара чије тачне вредности не знамо, само компромитује закључке. Отуда је боље да се изгради једноставнији модел, а да се укаже на његове недостатке и процени смер одступања резултата од могућег стварног стања ситуације, због недостатка одређених параметара.

- PVA модели се ретко валидирају – што је могуће једино када истраживачи поседују велики број података, па један део њих могу да искористе за конструкцију модела, а други за његову валидацију.

Patterson & Murray (2008) су као посебне издвојили још две слабости PVA:

- Претпостављена стабилност популационих параметара у будућности (тј. за време за које се PVA спроводи), и

- Различити резултати који се добијају у зависности од софтвера који се користи за PVA.

Имајући у виду све ове несавршености PVA, дебата о њеној корисности изгледа да се завршава (Brook и сар. 2002), са тријумфом предности у односу на ризике које PVA носи. Ипак, Morris & Doak (2002) наводе осам препорука које би се требале узети у обзир приликом сваке формалне PVA:

1) ако је сет података уистину мали, PVA треба избегавати. Ипак, неформална PVA може веома прецизно указати на тип података који би се требао прикупити даљим истраживањима.

2) процене вијабилности популације се увек требају приказати са интервалима поверења. И поред тога што највероватније вредности из резултата могу указати на једну или другу судбину популације, интервал поузданости може знатно да утиче на одлуке у управљању.

3) бројчане вредности добијене PVA треба сматрати за релативне, а не апсолутне. У овом смислу, сам тренд популација је понекад важнији него тачна вероватноћа опстанка популације и њена величина након датог временског периода.

4) PVA не треба радити за далеку будућност – улазни параметри за анализу се по правилу мењају током времена, а могуће је појављивање и сасвим других круцијалних фактора.

5) сви параметри који нису били укључени у PVA се требају дискутовати у односу на њихов могући позитиван или негативан утицај (односно, да ли је процена вијабилности популације оптимистична или песимистична).

6) одлуке повезане са управљањем не требају се заснивати на предикцији тоталне екстинкције.

7) када је могуће, треба размотрити више модела, и за предикцију и доношење одлука искористити све моделе који се добро уклапају са подацима, и следити принцип опрезности.

8) PVA треба да буде континуиран процес, а не финални резултат – увек када нови подаци то дозвољавају, треба побољшати моделе.

И поред тога што све указује на то да ће се PVA у будућности све више користити, јер њихове предности превазилазе ризике које носе, Patterson & Murray (2008) сматрају да се шири филозофски приступ имплементације и интерпретације тек треба очекивати.

Најпознатији софтвер за PVA је VORTEX (Lacy и сар. 2009), који омогућава развој и сложенијих типова PVA, преко развоја сценарија која разматрају једну или више популација, укључујући и њихову демографску структуру и њихово управљање.

2.7 Угрожене врсте, суплементације и реинтродукције

Дужни смо да због могуће импликације резултата овог истраживања на доношење будућих одлука о заштити врсте преко суплементације у Македонији или у региону, само накратко укажемо и на основне принципе одређивања статуса угрожености врста и подухвата суплементације и реинтродукције. На основу квантитативних индикатора брзине пада популације, величина ареала и дистрибуције таксона, укупног броја јединки и вероватноћу опстанка таксона за одређени временски период, IUCN (2012a) је разрадио детаљне критеријуме за категоризацију угрожености дивљих таксона. Са мањим променама, које пре свега узимају у обзир стање и трендове суседних популација истог таксона, ови глобални критеријуми се могу применити и на национални или регионални ниво (IUCN 2012b), што даје основу за израду националних црвених књига и црвених листи. Даље, IUCN Species Survival Commission (2012) је усвојио низ препорука за транслокацију врста у циљу заштите (реинтродукције и суплементације). Препоруке указују на то да би се такви пројекти требали спроводити само када је довољно доказа да су разлози који су довели до раније екстинкције уклоњени или редуковани, да се такав пројекат не спроводи уколико постоји несигурност или ризик због интродукција (и треба тражити алтернативна решења). Циљеви, задаци и акције таквог програма морају бити добро дефинисани, а прогрес се мора детаљно пратити. Потребно је развити индикаторе који указују на постизање циља, или, у недостатку истог, на потребу прекида пројекта. Препоруке даље узимају у обзир познавање врсте, очуваност станишта, климатске факторе, оснивачку популацију (чије јединке могу долазити из дивљине, или и из узгоја у заточеништву) и генетички диверзитет. Такође су важни и добробит животиња, њихово здравствено стање (ту укључујући и могућност преношења патогених организама). Посебну групу препорука чине друштвена прихватљивост пројекта,

његова легалност, и планирање ресурса. На крају, препоруке се односе на анализу ризика (за врсту и за станиште), одабир места и стратегије за ослобађање, мониторинг, управљање и информисање. Суплементација (или појачавање популације, „намерно премештање и ослобађање организама у постојећој популацији исте врсте“, IUCN Species Survival Commission 2012) је у основи јако слична реинтродукцији, која се све више дефинише као самостална дисциплина унутар биологије („реинтродукцијска биологија“, Seddon и сар. 2007; Armstrong & Seddon 2008). Отуда, основна начела науке би се требала свакако пратити и у овој дисциплини: постављање јасних циљева, одабир методологије, постављање хипотеза, истраживања која би одговорила на кључна питања. При томе, циљ програма треба бити формирање популације чија бројност сама расте без „помоћи“ човека (Armstrong & Seddon 2008) и постаје вијабилна (самоодржива) (Schaub и сар. 2009). Моделирање би морало имати важну улогу у том процесу (Seddon и сар. 2007), због планирања величине *ex-situ* популације, броја јединки који би се ослободио, и због провере утицаја демографских и стохастичких параметара. Резултати мониторинга и пројекта, уместо да се *post-hoc* објављују, требали би се редовно поредити са *a-priori* постављеним циљевима рада и постављеним хипотезама, како би се на тај начин допринело развоју ове дисциплине (Seddon и сар. 2007; Armstrong & Seddon 2008).

Код лешинара Старога Света, два су изузетно успешна и добро документована примера реинтродукције у Европи – белоглави супови у Француској, и орао брадан на Алпима. Реинтродукција у Француској је на почетку укључивала само адултне, а касније и младе једнике (Sarrazin & Legendre 2008), док је реинтродукција брадана на Алпима подразумевала ослобађање само јувенилних птица (Frey & Walter 1989; Schaub и сар. 2009). Сличан је случај и код беле кање – мали број до сада ослобођених птица у Италији се састоји искључиво од јувенилних јединки (Ceccolini & Cenerini 2005; Di Vittorio и сар. 2006; Ceccolini и сар. 2009), и не зна се како би се држање птица у заробљеништву до њиховог достизања полне зрелости одразило на њихову способност преживљавања у природи.

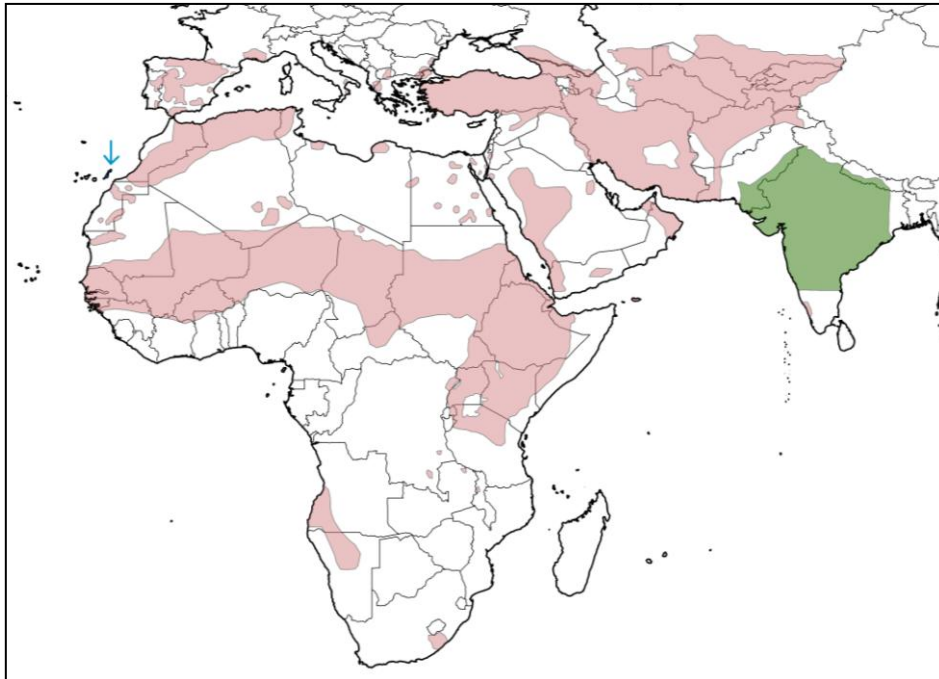
3 Објекат истраживања – бела кања (*Neophron percnopterus*)

3.1 Дистрибуција

Време диференцијације (настанка) беле кање као врсте је непознато - данас монотипски род *Neophron* sp. је сродан миоценским и плеистоценским *Neophrontops*-има из Северне Америке, који су вероватно током плеистоцена населили Стари Свет (Feduccia 1974). Не постоје фосилни налази *Neophron*-а из периода миоцена и плиоцена, или заједнички налази *Neophron*-а и *Neophrontops*-а из горњег плеистоцена (период у коме су живели најмлађи познати сродници беле кање – *Neophrontops* spp.). Нису познати ни путеви колонизације рецентног ареала. Самим тим, дистрибуција врсте је непозната пре периода плеистоцена, од када постоје фосилни подаци из Хрватске (Malez 1988), Шпаније (Elorza 1990), Француске (по Malez 1988 и Donazar 1993), Азербејџана, Израела, Сирије и Ирака (Tyberg 2008).

Рецентна дистрибуција беле кање (Слика 1.) се протеже од јужне Европе, преко Блиског Истока, Кавказа и централне Азије, до Индијског подконтинента, и у Африци углавном северно од Екватора (Ferguson-Lees & Christie 2001).

Бела кања је једна од малобројних врста код којих је доказана еволуција на еколошкој скали времена. Agudo и сар. (2010) су закључили да се диференцијација канарске подврсте *N. p. majorensis* десила током задњих 2500 година, односно да је бела кања колонизовала острва тек након што су их населили људи, доносећи стоку (козе) који су постали главни извор хране на острву. Постоје и морфолошки и молекуларни докази о валидности статуса ове подврсте (Donazar и сар. 2002; Agudo и сар. 2011).

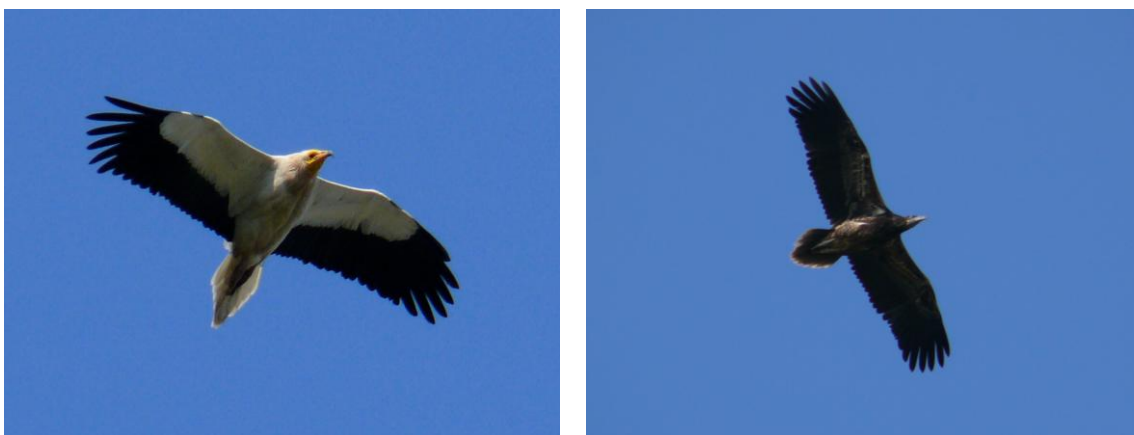


Слика 1. Рецентна глобална дистрибуција беле кање *Neophron percnopterus*, по (Ferguson-Lees & Christie 2001) и (BirdLife International 2008), модификовано. Плава стрелица (Канарска острва): *N. p. majorensis*, зелено: *N. P. ginginianus*; ружичасто: *N. p. percnopterus*.

Глобална бројност белих кања је процењена на 13000-41000 адултих јединки (BirdLife International 2008). У овом ареалу су издвојене три подврсте: *N. percnopterus percnopterus* у јужној Европи, на Блиском Истоку и Африци, *N. percnopterus ginginianus* на Хималајима и у Индији и *N. percnopterus majorensis* на Канарским острвима (Dickinson 2003). У Европи гнезди око 3300-5050 парова (Iñigo и сар. 2008). На Балканском полуострву су преостале популације беле кање распрострањене у јужној Албанији, у централним и јужним деловима Македоније, у источној и југоисточној Бугарској, у европском делу Турске, и у источној, централној и западној Грчкој. Ове земље деле укупно 4-5 издвојених субпопулација (необјављени подаци аутора, Грчког орнитолошког друштва и Бугарског друштва за заштиту птица). Европске популације су селице, изузев оних који живе на Канарским и Балеарским острвима (Cramp & Simmons 1980; de Pablo 2002). Птице из Медитерана зимују у субсахарској Африци (Meu burg и сар. 2004; Seccolini и сар. 2009; García-Ripollés и сар. 2010).

3.2 Биологија врсте

Бела кања је грабљивица средње величине (дужина 56-75 cm, распон крила 163-171 cm, маса 1800-1900 грама (Donázar 1993; Forsman 1999), са лицем које није покривено перјем (Слика 2).



Слика 2. Адулт и управо пролетели младунац беле кање. Фото М. Велевски.

Опортунистички је лешинар, храни се различитим угинулим животињама, укључујући и тела великих животиња, мале и средње кичмењаке. Понекад лови и живи плен, а једе и инсекте и људски отпад на сметлиштима (Cramp & Simmons 1980; Donázar 1993). Такође је и копрофаг, и то у козметичке сврхе, користећи балегу као извор каротеноида како би појачала интензитет обојености коже на лицу (Negro и сар. 2002). Једна је од малобројних врста птица која користи оруђе (Iankov 1983; Thouless и сар. 1989; Stoyanova и сар. 2010). У Европи се беле кање групишу око предвидљивих извора хране, али не и у Африци (Cortes-Avizanda и сар. 2011; López-López и сар. 2013). Недавно је показано да исте јединке беле кање показују етолошку флексибилност у односу на начин тражења хране у Европи и Африци, при томе користећи два типа кретања (Левијево у Европи и Брауново у Африци), у чему значајну улогу вероватно игра когнитивна способност (меморисање значајних подручја) (López-López и сар. 2013).

3.3 Репродуктивна биологија

Репродуктивни систем беле кање је дугорочна моногамија (Donázar 1993). Адулно оперјавање беле кање достижу у петој години старости (Forsman 1999), а почињу се размножавати са 6-7 година (Grande 2006; Carrete и сар. 2009). Солитарна је врста (Donázar 1993), али локално може достићи веома велике густине гнезђења (и до 7 парова на 1 км², Cortés-Avizanda и сар. 2009). Гнезде на литицама (Cramp & Simmons 1980; Donázar 1993), али су инцидентно регистрована и гнезђења на земљи (Gangoso & Palacios 2005). Чини се да за гнезђење бира веће стене у подножјима брда (Ceballos & Donázar 1989; Mateo-Tomás & Olea 2010). Копулације почињу 25 дана пре инкубације, пре које се птице из пара углавном држе заједно на територији и у потрази за храном (Donázar и сар. 1994). Женка углавном полаже два јаја, у интервалу од 3-8 дана (Cramp & Simmons 1980; Mendelsohn & Leshem 1983). Инкубација траје 42 дана (Cramp & Simmons 1980). Излегање младунца је у размаку од 3-8 дана, при чему ако је тај размак већи, други младунац обично угиба (Mendelsohn & Leshem 1983), и то током првих 7-14 дана након излегања (Donázar & Ceballos 1989). Ипак, беле кање су једини лешинари који често одгајају по два младунца, што се дугује необичној стратегији одгоја младунаца – у условима недовољне количине хране, фаворизује се раст старијег младунца, а када он достигне одређену величину, родитељи почињу улагати и у млађег младунца, који је до тада стагнирао у развоју (Donázar & Ceballos 1989). Младунци пролећу из гнезда са око 75 дана (68-80) и око 84% величине адулта, а период бриге о младунцима након пролетања траје око 28 дана (7-37), након чега младунци и адулти независно започињу миграцију (Donazar & Ceballos 1990). Овај период бриге се сматра необично кратким за тако велику грабљивицу (Newton 1979; Donazar & Ceballos 1990), и за то време младунци активно уче од родитеља технике трагања за храном, пратећи их у „лову“ (Ceballos & Donazar 1990). Продуктивност (број младунца/број праћених парова) варира од 0,48 до 1,10, са стопама пролетања (број пролетелих младунаца/број успешних парова) између 1,09 и 1,75 (Braillon 1979; Abuladze & Shergalin 1998; Liberatori & Penteriani 2001; Donázar и сар. 2002; García-Ripollés & López-López 2006; Kurtev и сар. 2007; Iñigo и сар. 2008).

Бела кања је дугоживећа врста, и у природи може да достигне старост до 25 година (Grande 2006). Време генерације је 13 година (Grande 2006; Grande и сар. 2009; Agudo и сар. 2011). Обрт популације (промена адултних јединки) је висок, њихова годишња стопа преживљавања је 0,9 (Agudo и сар. 2011). Различите старосне класе имају различите стопе преживљавања, при чему се највећа смртност бележи код субадулта који напуштају релативну безбедност окупљалишта и крећу у потрагу за гнездећу територију, а постоје и разлике и између територијалних и нетериторијалних адулата (Grande и сар. 2009). Код белих кања постоји узајамно ограничавање (енгл. *trade-off*) између старости при којој улазе у гнездећу популацију и квалитета територије коју одабирају – одлажу време првог гнезђења док се не ослободи квалитетна територија (Grande и сар. 2009). Када изберу територију, беле кање имају изразито ниску стопу дисперзије (само 5-7% адулата промени гнездећу територију, Carrete и сар. 2007; Grande и сар. 2009). Квалитетније територије утичу и на укупну вероватноћу опстанка јувенилних јединки, преко повећања њихове адаптивне вредности у најранијем периоду живота (Grande и сар. 2009).

Младе птице су изразито филопатричне, средња дистанца од места где су птице излежене до места где почињу гнездити је 20 км, са опсегом од 0 до 150 км (Grande и сар. 2009), а највећа регистрована дистанца је 550 км (Elorriaga и сар. 2009). Негнездеће птице у Европи се окупљају око предвидљивих извора хране, које у Шпанији могу да броје и по 200 јединки (Donazar и сар. 1996).

3.4 Популациони трендови и глобални статус угрожености

Током задње три деценије, глобална популација беле кање је забележила драматични пад. У Европи, шпанска популација је пала за 25% у периоду 1987.-2000. (Donazar 2004), италијанска за 69% у периоду 1970.-1999. (Liberatori & Penteriani 2001) а бугарска за најмање 79% у периоду 1960.-2007. (Kurtev и сар. 2007). Преостале популације на Балкану – у Албанији, Бугарској, Грчкој и Македонији, су у брзом опадању (Vlachos и сар. 1998; Kurtev и сар. 2007; Iñigo и сар. 2008; Grubač и сар. 2013). Врста се сматра ишчезлом у Хрватској (Sušić & Grbac 2002) и вероватно ишчезлом у Босни и Херцеговини, Србији и Црној Гори

(Iñigo и сар. 2008). Садашња популација на Балкану је процењена на 80-100 парова, груписаних у 4-5 подручја (С. Николов, L. Sidiropoulos, В. Hallmann, и аутори непубликовани подаци). Нестала је и из других делова Европе – задње гнежђење на полуострву Крим је било у 1957. и 1958. години (Zubarovsky 1977; Kostin 1983) а у подручју Дњестра (Молдавија и Украјина) 1980-их година (Zhurminsky & Tsurkanu 2001; Tyschenkov 2004). У Кавкаским земљама је популација процењена на 110-190 парова, уз опадајући тренд (Iñigo и сар. 2008) (мада, тренд није познат за Грузију, где је раније Gavashelishvili (2005) проценио популацију на 80-112 парова). Турска популација је такође у брзом опадању (Iñigo и сар. 2008). Индијска популација је пала за 80% у периоду 1999.-2003. (Cuthbert и сар. 2006). Такође, нестала је (или, је у нестајању) из јужне Африке (Piper 2004), а драстично јој је пала бројност (86%) у западној Африци (Thiollay 2006b, 2007b). Популација расте једино у Француској (Orabi 2011) и на Канарским острвима (Iñigo и сар. 2008), а највеће густине и стабилна популација се налазе на острву Сокотра, Јемен (Porter & Suleiman 2012).

Због брзог пада у Индији и дугорочног пада у Европи и западној Африци, сматра се глобално угроженом врстом, Endangered (EN) A2bcde+3bcde+4bcde (BirdLife International 2008).

3.5 Фактори угрожавања

Антропогени фактори, нарочито тровање, уништавање станишта, редукција извора хране и узнемиравање се сматрају за најозбиљније факторе угрожавања беле кање у време сезоне гнежђења у Европи (Donázar 2004; Carrete и сар. 2007; Zuberogoitia и сар. 2008; Hernández & Margalida 2009). Беле кање у Шпанији су осетљивије на неке факторе угрожавања (тровање, ветрогенератори, узнемиравање) у односу на друге (редукција сточног фонда, нестајање предвидљивих извора хране) (Donázar и сар. 2010; García-Ripollés & López-López 2011 и раније наведене референце). Миграторна палеарктичка популација је такође изложена факторима угрожавања дуж миграционих путева и у подручјима презимљавања у Африци, као што су ниска стопа преживљавања младунаца због сушних година и страдање због струјних удара по водовима (електрокуција)

(Grande и сар. 2009; Angelov и сар. 2013). Деградација станишта, доступност угинулих животиња, као и убијање су такође претпостављени или потврђени фактори угрожавања популације у Африци (Rondeau & Thiollay 2004; Thiollay 2006b, 2007b; Carrete и сар. 2013).

3.6 Статус беле кање у Македонији

Бела кања је била широко распрострањена у Македонији у почетку и средином 20-ог века. Micholitsch (1957) је једини аутор који је пријавио окупљалиште белих кања на територији Македоније, у пелагонијској равници. Тамо је 17-ог јуна 1956. године посматрао 12 адултих и три младе птице. Vasić и сар. (1985) су описали белу кању као обичну врсту у периоду 1977.-1981. Њена популација је тада била процењена на око 40 парова, са стабилним трендом. Пљачка гнезда је била пријављена као један од проблема за врсту. Трпков (1987) је први арбитарно сматрао белу кању као угрожену у (бившој) Југославији и Македонији, бележећи вишекратни пад популације од 1963. године. Сматрао је директно убијање и недостатке хране као главне узроке пада популације. За период 1980.-1986., Grubač (1989) је проценио популацију у Македонији на око 60 гнездећих парова, распрострањених углавном у јужним и централним деловима земље. Као главне факторе угрожавања је идентификовао тровање, директно убијање и пљачке гнезда. Касније је (Grubač 2000) на основу бољих података, поправио процену популације на најмање 109 парова за период 1980.-1991., бележећи мањи раст у периоду 1985.-1991. Овај позитиван тренд се вероватно такође дугује интензивирању истраживања, јер су Grubač и сар. (2013) закључили да је и у овом периоду бројност беле кање у Македонији опадала. Grubač (2000) је пријавио и велики инцидент тровања на сметлишту код места Неготино у септембру 1992. године¹, када је потровано 60-70 јединки из премиграторног јата. Трпков (1987) је једини који је поменуо недостатак хране као могући проблем за белу кању у Македонији. Пошто је бела кања опортунистички лешинар, не би требала бити много подложна утицају пада бројности доступних тела угинулих

¹ инцидент се десио у септембру 1993. године

животиња све до неког прага (Milchev и сар. 2012; Margalida & Colomer 2012), иако је у регионима са предвидљивим изворима хране екстинкција територија повезана са редукцијом броја сточног фонда (Mateo-Tomás & Olea 2010). Зато, нестанак традиционалног сточарства и побољшање санитарних мера могу негативно утицати на тренд популације кање.

3.7 Досадашње мере заштите беле кање у Македонији

Због негативног тренда популације, од 1996. године је бела кања под трајном заштитом Закона о ловству Републике Македоније (Службен весник на РМ 20/1996, 26/2009) а од краја 2011. године је строго заштићена врста и према Закону о заштити природе (Службен весник на РМ 67/2004, 14/2006, 84/2007, 35/2010, 47/2011, 148/2011, 59/2012, листа заштићених и строго заштићених дивљих врста, Службен весник на РМ 139/2011). Успостављање заштићених подручја у регионима где живи бела кања и неке мере заштите имплементирание у Македонији током задње деценије (допунска прихрана на једном редовном и три повремена хранилишта, едукација локалног становништва и јачање капацитета државних служби за спречавање тровања) нису били успешни у заустављању пада популације.

4 Циљеви рада

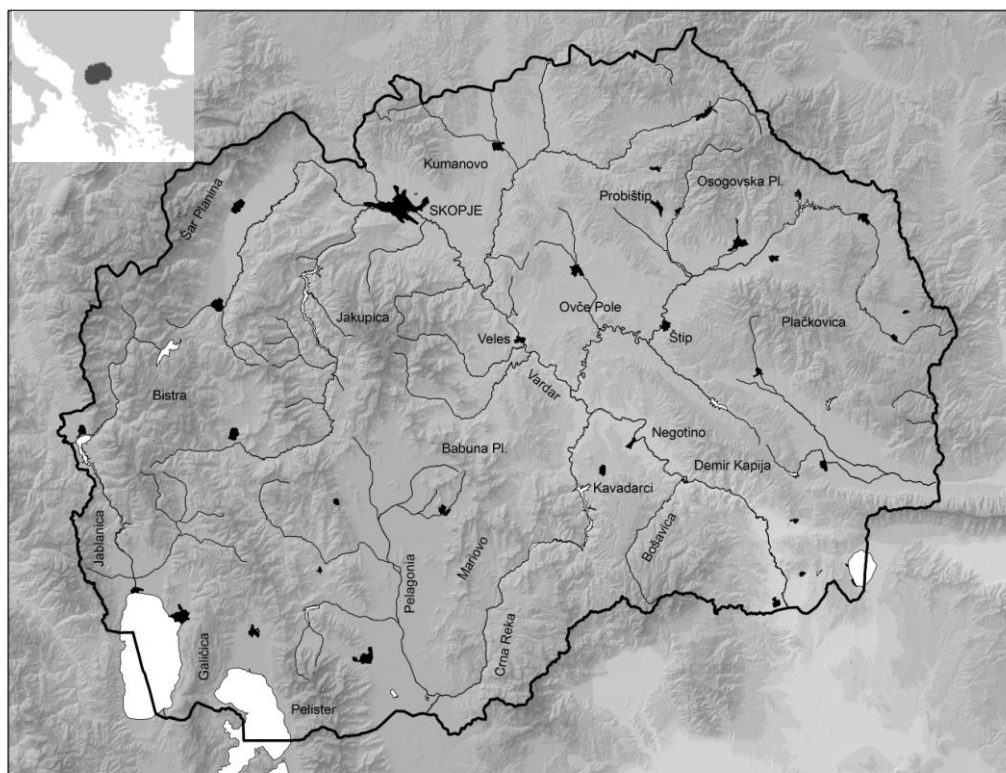
Циљеви ове дисертације су:

- приказ рецентне дистрибуције беле кађе у Републици Македонији
- анализа тренда популације
- анализа промене у просторној дистрибуцији парова, и промене у густинама гнежђења
- презентација резултата прађења продуктивности популације
- идентификација најзначајнијих фактора који доводе до пада популације
- анализа срединских фактора који утичу на опстанак територија и на праметре гнежђења
- одређивање највероватније судбине популације беле кађе у Македонији
- утврђивање националног статуса угрожености врсте
- идентификација најбољих мера управљања и активности за очување беле кађе у Македонији

5 Материјал и методе

5.1 Истраживано подручје

Република Македонија (25713 км², слика 3) заузима централни део Балканског полуострва. Карактеришу је западни планински регион (Шарско-Пиндски планински венац, укупно 141 врх изнад 2000 m), централни низијски регион (долина реке Вардар, 80-300 м н.в., равнице Пелагонија (650 м н.в.) и Овче Поље (350 м н.в.) и источни планински (Родопски) регион (са само три врха изнад 2000 m). Веће планине налазе се такође и у централном делу земље (масив Јакупице, 20 врхова изнад 2000 м н.в.) и дуж границе са Грчком (венац Кожуфа, Козјака и Ницеа, 12 врхова изнад 2000 м н.в.).



Слика 3. Позиција, главне рељефне структуре, основна хидрографска мрежа и већа насељена места у Македонији.

Већина територије (44,1%) има надморску висину између 500-1000 м (Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Геоморфологија и рељеф, се по Kolčakovski & Milevski (2012) карактеришу по томе што доминирају брдовити терени (скоро 80% територије), док су котлине повезане дубоко усеченим кањонима и клисурама. Западно-македонске планине су углавном изграђене од мермера, кречњака или гранита или других отпорних стена, резултујући присуством оштрих гребена и дубоких долина. Планине у источној Македонији су изграђене од силикатних типова стена, и зато имају блажи рељеф и плитко усечене долине. Палеовулкански рељеф потиче од терцијерског (ређе плеистоценског) вулканизма, и најбоље је представљен у североисточним деловима земље (Осоговске планине). Други комплекс палеовулканског рељефа је јасно изражен јужно од Кавадараца ка планини Кожуф. Карст је ређе заступљен (само око 10% територије, углавном у планинама), при чему су за ову тему од највећег интереса карстна подручја у вардарској зони (Пчињско, Таорска Клисура, Демиркапијско и Велешко), али и у долини реке Треске.

Средњи нагиб топографије је веома висок (13.5°, са 39.5% територије преко 15°), при чему доминирају јужне експозиције. Састав геолошке подлоге, семиаридна клима и вегетација условљавају интензивну ерозију, која дефинише рецентне геоморфолошке процесе. Већина падина је изграђена од јако еродибилних гнајсева, микашиста, других шиста, пешчаника, језерских и речних седимената.

Два велика тектонска језера, Охридско (подељено са Албанијом) и Преспанско (подељено са Албанијом и Грчком), дефинишу југозападни део земље, док се треће природно језеро, Дојранско (подељено са Грчком), налази у југоисточном делу земље.

Најдужа река је Вардар (301 км), Брегалница (225 км) је његова најдужа лева притока, а Црна Река (207 км) најдужа десна (Гашевски 1978).

У 2011. години шуме су покривале 38,2% територије земље, при чему су доминантне биле широколисне (22,2%), и мешовите шуме (11,1%), док је на четинарске шуме отпадало само 2,9%. 19,9% територије је обрадиво земљиште и 23,6% пашњаци (Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Велика подручја у централном делу (између околина Куманова ка северу,

Пробиштипа и Штипа према истоку, Демир Капије на југу и Кавадараца и Велеса на западу) су степоликог карактера, а примарни шумски покривач је због интензивног искоришћавања изгубљен и у другим подручјима, нарочито у Пелагонији и деловима Мариова.

У јужним низинским подручјима клима је субмедитеранска (средње годишње температуре 13.8-14.5 °C), континентална у већем делу земље и планинска изнад 1500 м н.в. (са средњим вредностима од -0.6 до 8.7 °C). Просечне годишње падавине су 742 mm, а крећу се у опсегу од 471 mm у Овчем Пољу до 1096 mm на Шар планини (Лазаревски 1993; Филиповски и сар. 1996; Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Филиповски и сар. (1996) су дефинисали осам климатско-вегетацијско-педолошких подручја (Слике 4 и 5 у резултатима), при чему највећа је топла субмедитеранско-континентална зона храста медунца *Quercus pubescens*, која се протеже на висини до око 600 m, са падавинама од 460-583 mm и средњом годишњом температуром од 12.7 °C. Најтоплије је субмедитеранско подручје (до 500 м нв, 611-695 mm падавина и средњом годишњом температуром од 14.2 °C). Топла континентална зона обухвата надморске висине до око 900 m, са средњим температурама од 9.6-11.8 °C, и падавинама од 515-890 mm. Ветрови су углавном северни и северозападни и јужни и југоисточни (са локалним изузецима), како на нивоу земље, тако и у регионима насељеним белим кањама (Лазаревски 1993).

Људско становништво је бројало 2022547 у 2002 години, са просечном густином од 78,7 људи/ км², већином концентрисаних у градским центрима (25% у главном граду Скопље). Тренутно главно занимање становништва су индустрија и трговина (40,2%), док пољопривреда, шумарство и ловство заједно доприносе стопи запошљавања са само 2,7% (Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Ипак, пољопривреда је често секундарно занимање у руралним срединама.

Сточарство је било важно занимање становништва до 1950-их година, када су почеле миграције у градове, што је резултирало драстичним смањењем сточног фонда (преглед код Velevski и сар. 2003). Број говеда је пао за око 25% од 1950-их, и износио је око 265000 у 2011. години (Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Око 10% њих припадају локалној раси „буша“

(непубликовани подаци Агенције за храну и ветеринарство Републике Македоније), која се типично чува у удаљенијим подручјима и скоро потпуно на слободи. И поред тога што не постоје прецизни подаци, број грла ове расе је вероватно драстично опао у корист продуктивнијих раса које се чувају за производњу млека. У истом периоду, број бивола који су на почетку бројали око 20000, пао је скоро на нулу. Код оваца је забележен пад бројности од око 62%, и било их је око 766000 у 2011. години (Државен завод за статистика на Република Македонија 2012). Традиционално се чувају у мањим стадима која се премештају са летњих планинских у зимске низијске пашњаке. Не постоје историјски подаци о броју коза, чије је гајење било забрањено. Бројале су око 73000 у 2011. години према подацима Државног завода за статистику (Државен завод за статистика на Република Македонија 2013), али само око 35500 у 2012. години, према необјављеним подацима Агенције за храну и ветеринарство.

Свиње су једине домаће животиње чији се број повећава, али огромна већина се чува на великим фармама, и њихови лешеви су тешко доступни некрофагним птицама и карниворима, мада се њихов кланични отпад редовно избацује на градска сметлишта.

И поред тога што санитарне регулативе налажу закопавање или друго неризично уништавање угинуле стоке, исто је ретко пракса, нарочито у удаљенијим подручјима, па су лешеви животиња често остављани на пашњацима или се бацају на одређеним местима у близини села.

5.2 Методологија прикупљања података

Теренски рад на прикупљању података о дистрибуцији, тренду, успеху размножавања и проблемима заштите је обављан у периоду август 2003. - август 2011. године. Као полазна тачка за теренски рад коришћени су раније објављени подаци о распрострањењу беле кање у Македонији (Viereck 1917; Stresemann 1920; Banzhaf 1931; Thorpe 1936; Karaman 1949; Makatsch 1950; Niestle 1952; Matvejev 1955; Terrasse & Terrasse 1961; Bodenstein & Kroymann 1967; Terrasse и сар. 1969; Danko & Szilard 1971; Kalaber 1971; Трпков 1987). Поред директних посматрања, на терену смо такође анкетирали бројне ловце и сточаре, који често

веома добро познају врсту. Проверени су сви локалитети наведени у литератури или добијени током анкета, и за овај рад су коришћени једино подаци који су могли бити и лично потврђени. Поред тога, посећени су скоро сви локалитети на којима су се каће потенцијално могле гнездити. Процењено је да је у овом периоду проверено око 95% укупне територије Македоније.

Као јединица посматрања је узета територија, што је класични приступ у истраживањима ове врсте (Liberatori & Penteriani 2001; Carrete и сар. 2007; Mateo-Tomás & Olea 2010) и за које се примењују термини „изумрле“ и „активне“ у подједнаком смислу као за парове. Заузета (= активна) територија је дефинисана као присуство пара на почетку гнездеће сезоне (март-април) (Newton 1979). Елиминисана је могућност за дуплирање података о заузетим територијама интензивном потрагом за гнездима, и обрађена је пажња на могуће коришћење алтернативних гнезда од стране истог пара.

У случајевима када није постојала информација о континуитету територија у периоду истраживања, претпостављено је да су све територије откривене у каснијим годинама истраживања такође биле активне и на почетку овог периода (изузетак је једна територија за коју је познато да је дошло до премештања суседног пара). Ова се претпоставка заснива на налазима да су мање квалитетне територије раније напуштане од квалитетнијих (Carrete и сар. 2007) и на изузетно ниској стопи дисперзије врсте (Carrete и сар. 2007; Elorriaga и сар. 2009; Grande и сар. 2009). И поред тога што је познато да се једном изумрле територије могу поново заузети (Carrete и сар. 2007), ова претпоставка води прецизнијој процени бројности на почетку периода истраживања, у односу на њену алтернативу (да је бар део касније откривених територија био неактиван на почетку истраживања). Број познатих територија је растао до 2009. године, након чега нису лоциране нове активне територије.

У периоду 2006.-2011. највећи број територија је посећиван три пута, у пре-гнездећем и гнездећем периоду (како би се утврдио повратак пара са миграције и почетак гнежђења), у периоду излегања младунаца како би се проценио успех излегања, и у периоду првих летова младунаца, како би се прорачунала успешност гнежђења. Како није било могуће пратити све територије током овог периода, као и због немогућности провере свих гнезда у ранијим

фазама гнежђења (само гнездо, или птица на инкубацији или младунци нису увек били видљиви), вероватно постоји мања систематска грешка у подацима према успешним паровима.

Репродуктивни параметри су мерени на три начина: 1) продуктивност популације (просечни број младунаца излежен по праћеној територији), 2) успех гнежђења (просечни број одгојених младунаца по гнездећем пару) и 3) стопа пролетавања (просечни број одгојених младунаца по успешном пару). За успешне смо сматрали парове који су одгајили по барем једног младунца у гнездећој сезони. Прихваћено је да је исход гнежђења позитиван када младунци у гнезду буду достигли 80% просечне старости пролетања (Steenhof & Newton 2007). Тако, сматрано је да су младунци постали полетарци када су били посматрани како лете или стоје у гнезду након 10-ог августа, што би требало испунити услов достизања 80% од средње старости за пролетавање, чак и код касно инкубирајућих парова ове врсте, а узимајући у обзир почетак гнежђења (у Македонији ретко када пре 10-ог априла), дужину инкубације (42 дана) и просечно време задржавања младунаца у гнезду (75 дана) (Cramp & Simmons 1980; Donazar & Ceballos 1990; Donazar 1993). У ретким случајевима када је инкубација почела необично касно, посматрања су била продужена све док младунци нису виђени да лете. Због ограничених ресурса, као и због избегавања узнемиравања повезаног са детаљном провером садржаја гнезда, нисмо увек могли да проверимо број положених јаја и број излежених младунаца, и зато нисмо израчунали редукујућу величину легла. Један пар чија је гнездова ниша била модификована у 2011. години нисмо узели у обзир у прорачунима. Тај пар је ранијих година редовно губио младунца/е због предације од стране карнивора, и модификација улаза пећине да се би овај лак приступ онемогућио је вероватно имала утицаја на успех гнежђења у 2011. години (када је пар успешно подигао једног младунца).

5.3 GIS и статистичке анализе

Дистрибуција гнезда је анализирана програмом ArcView 9.1 (ESRI). Да би се одредиле дистанце до најближег суседног пара и густине гнежђења, притом искључујући непогодна станишта, уведен је метод груписања територија у

кластере. Да би се одредиле границе кластера, око сваког гнезда је одређено подручје са радијусом од 8 км (просечна територија пара, Carrete и сар. (2007), што одговара и резултатима наших посматрања). Сви парови чије су се територије преклапале су груписани у исти кластер. Периферне тачке кластера су искоришћене за генерисање минималног конвексног полигона кластера, користећи Hawth's Analysis Tools for ArcGIS (Beyer 2004). Густина гнежђења је израчуната као број парова на површини одговарајућег минималног конвексног полигона, и приказана као број парова на 100 км². Дистанца до најближег суседног пара је рачуната само унутар кластера, користећи екстензију ET GeoWizards extension tools for ArcGIS (ET SpatialTechniques 2004). Један пар, чије је гнездо остало непознато пре него што је нестао, и чији се центар територије налазио на 15-18 км од најближег активног гнезда, није укључен у GIS анализе. У оба случаја, анализирани су само кластери са најмање три територије. У случајевима када је неки пар користио алтернативна гнезда у различитим годинама (седам случајева), коришћене су координате чешће употребљаваног гнезда.

G-статистика као мера регуларности у распореду гнезда је прорачуната као однос између геометријске средине и аритметичке средине од квадрата дистанце до најближег суседа (Brown 1975; Brown & Rothery 1978), при чему се њене вредности крећу од 0 до 1, а вредности изнад 0,65 се сматра да указују на регуларност у дистрибуцији гнезда (Newton и сар. 1977; Liberatori & Pentneriani 2001). Промене у дистанци између суседних парова у два највећа кластера су поређене Mann-Whitney U-test-ом, а разлике у успеху гнежђења између интензивније праћених парова и између различитих година су анализирани једнофакторском (One-way) ANOVA-ом. За све статистичке анализе је коришћен статистички програм R, верзија 2.15.3 (R Core Team 2013).

Да бисмо описали социјалну средину у којој се налазе парови, користили смо индекс изолованости територија S_i . Овај индекс своју основу налази у метапопулационој теорији (Moilanen & Hanski 1998) и његова модификована варијанта $S_i = \sum \exp(-d_{ij})$ је коришћена у описивању изолованости територије код грабљивица и беле кање (Carrete и сар. 2006а, 2007). d_{ij} је линеарна дистанца од пара i до пара j (у километрима), при чему $i \neq j$. Експонент негативне вредности

линеарне дистанце се креће од 0 (потпуно изоловане територије) до 1. За прорачунавање S_i се користе дистанце од датог пара до свих осталих парова.

Да би се одредио утицај срединских фактора на опстанак територије, узорак је проширен са још 27 територија које су нестале у периоду 1983.-2002. (Grubač и сар. 2013), изабране случајно. Коришћене су територије за које је била позната тачна локација гнезда. Финални узорак се састојао од 1) случајно изабраних територија изумрлих пре 2003. ($n=27$), 2) територија изумрлих у периоду 2003.-2011. ($n=16$) и 3) територија активних у 2011. ($n=22$). За све ове територије описани су параметри који се односе на гнездо, стену и предео. Овај приступ су користили Mateo-Tomás & Olea (2010), јер је познато да параметри гнезда и стене дефинишу основне потребе за гнежђење беле кање (Liberatori & Penteriani 2001). Предео је описан на три нивоа (Mateo-Tomás & Olea 2010), под претпоставком да птице у пару подједнако користе подручје унутар радијуса од интереса. Први радијус од 1 км око гнезда одговара центру територије беле кање (Carrete и сар. 2007); други, од 2,1 км, је скоро приближан половини просечне дистанце до најближе територије током 2003. године (видети Табелу 3 у Резултатима), и трећи, 8 км око гнезда, одговара просечној дистанци ареала активности (Carrete и сар. 2007), што је блиска вредност нашим посматрањима на терену и не разликује се значајно од просечне дистанце до најближе активне територије у 2011. години (7,2 км, Табела 3 у Резултатима). Сви параметри предела (на свим просторним скалама) су моделирани заједно са параметрима гнезда и стене, јер а) без стене са одговарајућим местом за гнездо, параметри предела су небитни (Mateo-Tomás & Olea 2010), и б) изабрана методологија моделирања (видети даље) дозвољава издвајање најзначајнијих параметара из различитих радијуса, који могу независно утицати на беле кање.

За опис гнезда коришћени су следећи параметри (са хипотезама које стоје иза мотивације о избору параметара (по Mateo-Tomás & Olea 2010, модификовано) (а добијених преко директних мерења на терену и процене са фотографија, на основу величине птица):

- висина гнезда од подножја стене (гнезда на већој висини су мање подложна предаторству и узнемиравању у подножју стене);

- висина стене изнад гнезда (већа дистанца до врха стене значи мању подложност предаторима и узнемиравања са врха стене);
- оријентација гнезда (северне и западне експозиције су мање погодне због хладнијих ветрова и касније инсолације гнезда у току дана);
- тип гнезда (пећина, полупећина, пукотина, полица) (тип гнезда ограничава приступ предаторима, утиче на узнемиравање, заклања гнездо од временских неприлика и утиче на вероватноћу испадања младунаца док се крећу по гнезду);
- присутност вегетације на улазу у гнездо (да/не) (вегетација омогућава допунску заштиту гнезда);
- лак приступ предаторима (гнезда у која се лако улази су подложнија предаторству са стране терестричних предатора).

За опис стене на којој се налази гнездо су коришћени параметри:

- тип стене (геолошки супстрат – одређени геолошки супстрати су подложнији ерозији и као такви имају већи број могућих места за гнезда, што утиче на опстанак територија, директно преко пружања могућности за промене гнезда у случају негативних спољних утицаја, и индиректно преко присуства других парова исте врсте);
- највећа висина стене (више стене су безбедније и имају више места за гнежђење);
- највећа дужина стене (дуже стене су безбедније и имају више места за гнежђење);
- наморска висина у основи стене (бела кања на Балкану преферира ниже надморске висине) (Grubač 1989; Handrinos & Akriotis 1997; Kurtev и сар. 2007);
- нагиб стене (стрмије стене нуде бољу сигурност од предатора);
- форма стене код гнезда (линеарна, конвексна или конкавна – конкавна форма стене код гнезда нуди допунску заштиту од временских прилика);
- надморска висина од врха стене до врха брда где се стена налази (релативни положај стене може утицати на њен избор за гнежђење).

За опис предела око гнезда су коришћени следећи параметри који се могу груписати у две групе:

а) линеарне дистанце, видљивост и директна доступност до/са местима која могу позитивно (као извори хране) или негативно (као извори узнемиравања) утицати на опстанак територије (мерених са топографских карата 1:25000 или ортофотографија);

- дистанца, директна линија видљивости и директни приступ до/са најближег активног насељеног места (људска активност проузрокује узнемиравање, али људска насеља преко сточарства и због сметлишта могу бити и предвидљиви извор хране);

- дистанца до најближег хранилишта, дистанца до најближег сметлишта и дистанца до најближе фарме за стоку, као предвидљиви извори хране за белу кању, и минимална дистанца (од поменутих три) до најближег предвидљивог извора хране (близина предвидљивог извора хране позитивно утиче на опстанак територија и гнездеће параметре белих кања);

- дистанца, директна линија видљивости и директни приступ до/са најближег објекта и тип објекта (намена неких објеката, активности које су за њих везане – нпр. лов, манифестације, бука, сточарство – утичу на опстанак територија и успех гнежђења);

- дистанца и директна линија видљивости до најближег каменолома (уништавање станишта и директно узнемиравање због радова на каменолому);

- дистанца, директна линија видљивости и приступ до/са најближег асфалтног пута (директно узнемиравање);

- дистанца, директна линија видљивости и приступ до/са најближег неасфалтираног пута (директно узнемиравање);

- дистанца и директна линија видљивости до најближе железничке пруге (директно узнемиравање);

- дистанца до најближе активне територије кање (присуство симпатричних парова утиче на избор територије за гнежђење);

- група парова, дефинисана на основу преклапања територија са радијусом од 4150 м (просечна дистанца до најближег суседог пара) (у микро-

регионима постоје фактори који не можемо измерити, а подједнако утичу на више парова и воде до њиховог бољег или слабијег преживљавања и продуктивности).

б) квантитативни параметри територије, у радијусима од 1, 2,1 и 8 км од гнезда:

- број становника у најближем насељеном месту, према последњем попису становништва из 2002. године (број људи је индикатор степена узнемиравања на територијама);

- укупан број становника, према попису из 2002. године (број људи је индикатор степена узнемиравања на територијама);

- број стоке (овце, козе и краве појединачно и укупно) и укупан број сточних јединица као индикатор укупне биомасе (коза = овца = 1 јединица, крава = 5 јединица), према подацима Агенције за ветеринарство и храну за 2012. годину (сточарство је један од главних извора хране за белу кању, и број стоке је директан индикатор броја лешева домаћих животиња) (али не и индикатор доступних лешева, па је претпостављена једнаква доступност за све парове);

- просечни летњи индекс примарне продукције, као индиректни индикатор расположивости природних извора хране. Овај индекс је добијен као просечна вредност максималних мерења за месеце април-август у раздобљу 2003.-2011. на основу информације са напредног високорезолуцијског радиометра (енгл. *advanced very high resolution radiometer* – AVHRR) Националне океанографске и атмосферске администрације САД (енгл. *National Oceanic and Atmospheric Administration*). При томе, коришћен је слој нормализоване разлике у вегетацијским индексима (енгл. *normalized difference vegetation indices* - NDVI), који се прерачунава из близу-инфрацрвеног (енгл. *near infra-red*, NIR) и црвеног (*red*, R) спектралног појаса као $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$, користећи чињеницу да бујна вегетација снажно одбија радијацију у близу-инфрацрвеном подручју и апсорбује радијацију у црвеном подручју (Osborne и сар. 2001). NDVI са резолуцијом од 250 м је слободно доступан на интернет сајту <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Овај се индекс показао као најбољи индикатор примарне продукције у ранијим студијама (Seoane и сар. 2003), и коришћен је и у студијама беле кање (Carrete и сар. 2007; Grande и сар. 2009). Како нам

методологија по којој је овај индекс у поменуте студије био скалиран на вредности 0-255 (Osborne и сар. 2001) није била позната (доступна), користили смо оригиналне вредности у слоју, што утиче на директно поређење резултата;

- густина мреже асфалтираних путева (у км) (извор узнемиравања, али и извор хране због животиња згажених на путевима);

- густина мреже неасфалтираних путева (у км). У обзир смо узели све путеве за које се претпоставља да се може проћи трактором или теренским аутом, јер је узнемиравање од стране људи који циљано користе те путеве за лов/криволов, сечу шуме и сл. веће него са стране путника који само пролазе од једне до друге тачке по релативно бољим путевима. Искључили смо путеве унутар обрадивих парцела;

- дужина железничке пруге (извор узнемиравања и потенцијални извор хране због прегажених животиња);

- средњи нагиб територије, са дигиталног елевацијског модела резолуције од 24 м (беле кање преферирају стрмије терене због већих могућности за гнезда, и заштиту од предатора);

- стандардна девијација у средњем нагибу територије, као индекс нерегуларности терена (беле кање преферирају равније терене за ефикаснију потрагу за храном);

- укупна дужина стена у територији, са ортофотографских снимака и топографских карата 1:25000 (већи комплекси стена утичу на густину гнезђења белих кања (Ceballos & Donazar 1989);

- просечна надморска висина стена и њиховог непосредног окружења (300 м око гребена) (и поред тога што су веће стене позитивно одабирани, њихов висински распоред би могао да утиче на ту селекцију);

- просечна надморска висина територије (беле кање на Балкану настањују подручја са мањом надморском висином (Grubač 1989; Handrinos & Akriotis 1997; Kurtev и сар. 2007);

- покровност различитим класама коришћења земљишта, користећи трећи ниво поделе класа у CORINE картама (1:100000) из 2006., као индикатор типа станишта, а у одсуству карте станишта Македоније. При томе, следећи типови покровности су груписани: комплексне култивисане површине, ненаводњавана

обрадива површина и углавном обрадива површина у једну варијаблу, „обрадива површина“; језера, мочваре и водотокови у варијаблу „акватична станишта“; воћњаци и виногради у заједничку варијаблу „воћњаци и виногради“; природни травњаци и пашњаци у варијаблу „травњаци“; места за ископавање минерала, грађевинска подручја, индустријска постројења и спортски објекти били су груписани у заједничку варијаблу „индустријска подручја“; четинарске шуме и мешане шуме у варијаблу „четинари“; и голе стене и слабо обрасла подручја у „стене“;

- укупан број различитих CORINE класа трећег нивоа унутар предетерминисаних радијуса;

- укупан број свих CORINE фрагмената унутар предетерминисаних радијуса;

- укупна дужина граница између свих различитих CORINE фрагмената унутар предетерминисаних радијуса. Заједно са претходна три параметра, даје меру фрагментације станишта;

- H' , Shannon-ов индекс диверзитета станишта ($H' = -\sum P_i \cdot \log P_i$, где је P_i проценат површине покривене CORINE класом i);

- број активних територија беле кађе унутар предетерминисаних радијуса;

- број изумрлих територија беле кађе унутар предетерминисаних радијуса;

5.4 Моделирање фактора који утичу на опстанак територије и параметре гнежђења

Сви резултати са терена и прикупљени подаци за опис гнезда, стене и окружење су унети у релациону Microsoft Access базу података, где су генерисани упитници (енгл. *queries*) за одговарајуће анализе (заузетост територија, продуктивност и успешност гнежђења), за које су развијена три статистичка модела. Модели су били уклопљени у статистички програм R (R Core Team 2013, верзија 2.15.3), а њихов дизајн је приказан у продужетку.

5.4.1 Модел окупираности територија

Због селективности белих кања у избору територије (позитивна селекција квалитетнијих територија, које беле кање могу да препознају, Carrete и сар. 2007; Grande и сар. 2009), моделирали смо факторе и њихов релативни утицај на то колика је вероватноћа да ли ће нека територија бити заузета за време истраживаног периода. Да бисмо повећали статистички узорак, у обзир смо узели још 27 територија које су нестале пре 2003. године, а за које су постојали тачни просторни подаци (Grubač и сар. 2013). Укупан сет података је садржао 585 посматрања заузетости територије (1-заузета, 0-незаузета) за 65 територија, за период 2003.-2011.

Користили смо модел за распрострањење врста који су развили Hothorn и сар. (2011), а који узима у обзир просторну аутокорељацију и нестационарност ефекта околине. Модел подразумева да вероватноћа присутности врсте на одређеном месту s у времену t зависи од срединских варијабли x и да је представљена инверзном логистичком трансформацијом регресионе функције f : P (присутност врсте) = $\text{logit}^{-1}(f(x,s,t))$ (Hothorn и сар. 2011). Пошто аутори сматрају да је ова функција преопшта, предложили су њено рашчлањавање у „глобалне“ (опште) и локалне компоненте, при чему би локалне компоненте требале бити способне узети у обзир и просторно-временску аутокорељацију, и нестационарност ефеката. Срединске варијабле би требале дефинисати глобалне компоненте. Предложена једначина је следећа (Hothorn и сар. 2011): $f(x,s,t) = f_{env}(x) + f_{ns}(x,t) + f_s(s) + f_{st}(s,t)$, при чему је f_{env} функција варијације објашњене срединским варијаблама и представља глобалну компоненту у моделу, f_{ns} је функција варијације проузруковане нестационарним ефектима, f_s је функција варијације проузруковане просторном корелацијом, а f_{st} функција просторно-временске варијације. Задње три величине су локалне компоненте, и не могу се користити за предикцију распрострањења врсте изван истраживаног подручја, али побољшавају експликативну моћ модела (Hothorn и сар. 2011). Модел се заснива на раније развијеном алгоритму који се често користи за уклапање појачаних регресионих стабала (Bühlmann & Hothorn 2007; De'ath 2007). Процес доношења закључака модела претпоставља да ће компоненте које немају информативни ефекат отпасти из модела, а да све компоненте које преостају имају што мањи

број варијабли које најбоље објашњавају резултате. Закључивање се у принципу заснива на процедури поновљеног узорковања, а број понављања са најмањим негативним log-likelihood вредностима дефинише финални модел, али су Hothorn и сар. (2011) прихватили алтернативни приступ, који је и овде примењен.

Пре него што објаснимо овај модел, треба напоменути да због немогућности алгорита да измоделира 157 варијабли колико смо на почетку имали уз мали статистички узорак (мала популација белих кања), следећи методологију Murphy и сар. (2010) и користећи *Random Forest* приступ одабрали смо 10 варијабли које најбоље објашњавају варијацију и годишњу стопу заузетости територије. Као резултат *Random Forests* анализе, добијају се варијабле поређане према томе колико пута нека варијабла смањи средњу квадрирану грешку (енгл. *mean squared error*) модела. Иницијални модел са свим варијаблама се користи да би се прорачунао степен побољшања модела (енгл. *model improvement ratio* – MIR) за сваку варијаблу, који се прерачунава као I_n/I_{max} , при чему је I_n значајност дате варијабле, а I_{max} резултат најбољег побољшања модела. Понављањем се издвајају све варијабле које су изнад датог прага, тако омогућујући избор прага који минимизира средњу квадрирану грешку и максимизира проценат објашњене варијације (Murphy и сар. 2010).

Алтернативни приступ селекције модела који су применили Hothorn и сар. (2011) се састоји у конструисању шест модела који у обзир узимају:

(1) просторни ефекат, који се састоји од моделних компоненти f_s и f_{st} и за који се очекује најбољи ефекат уколико нема значајног утицаја срединских фактора

(2) адитивне срединске ефекте, односно модел се састоји једино од f_{env} , и био би најбољи уколико не постоји просторна аутокорељација

(3) просторне и адитивне срединске ефекте, које разматрају варијабле које су нелинеарне, адитивне, и код којих постоји просторно-временска корелација

(4) временски-варирајуће адитивне срединске ефекте, код којих би се интеракције најбоље моделирале уколико постоји временска аутокорељација глобалне компоненте модела

(5) просторно-временске аутокорељације, нестационарност и интеракције срединских ефеката, и

(6) просторно-временске аутокорељације и нестационарност, али без интеракција.

Од њих, најбољим се сматра модел са најмањом вредношћу out-of-bootstrap negative log-likelihood (Hothorn и сар. 2011). Да бисмо издвојили најинформативније срединске варијабле (од субсета већ преселектованих варијабли) које би ушле у f_{env} , искористили смо процедуру селекције стабилности, која контролише вероватноћу да се у модел унесе фактор који није информативан, односно омогућава избор варијабли које заиста утичу на резултат (Meinshausen & Bühlmann 2010; Hothorn и сар. 2011). Због тога што је процес стохастичан, постоји вероватноћа да неки фактор не буде укључен у најважнијих 10, на колико смо морали да ограничимо анализу. Зато, одлучили смо се на понављање процеса моделирања пет пута, што је на крају резултирало идентификацијом само 16 варијабли које се мењају на првих 10 места. Од њих, селекција стабилности одабире само девет варијабли које утичу на опстанак територија (видети Резултате).

5.4.2 Моделирање продуктивности и успеха гнезђења популације

Да бисмо одредили факторе који утичу на продуктивност популације узимајући у обзир серијску аутокорељацију између парова који гнезде током више година, моделирали смо да ли су дати парови извели најмање једног младунца, или нису извели младе, користећи приступ и слободно доступан кôд Buston & Elith (2011). Искористили смо 145 коваријабли, на сету који укључује 138 потенцијалних покушаја гнезђења код 29 парова током 6 година (2006-2011). Ова анализа се разликује од следеће по томе што укључује и парове који нису отпочели гнезђење, и њихова непродуктивност се може односити и на предиспозиције за гнезђење (кондиција, стерилност и сл.), а не само на пропадање легла. Модел појачаних регресијских стабала је био уклопљен користећи кôд дат од стране Elith и сар. (2008), са стопом учења од 0,001 и сложеност стабла од 4 гранања, „растући“ 1750 стабла (видети даље).

Слично, да бисмо одредили факторе који утичу на то да ли је пар гнездио успешно (излегао најмање једног младунца) или није, за анализу са истим сетом

коваријабли је било искоришћено 122 покушаја гнежђења 28 парова током истих 6 година. Модел појачаних регресијских стабала је био уклопљен користећи раније поменути кôд, са стопом учења од 0,001 и сложеност стабла од 5 гранања, „растући“ 1600 стабла.

Buston & Elith (2011) су за њихов кôд искористили раније доступан пакет GBM (Ridgeway 2006), и кôд развијен са стране Elith и сар. (2008) доступан на интернету. Појачана регресијска стабла су развијена из машинског учења, и сматрају се за напредну форму регресије (Friedman и сар. 2000; De'ath 2007; Buston & Elith 2011). Раде на принципу уклапања више једноставних модела (стабала) у једно веће стабло, тако знатно повећавајући предикцијску моћ регресијских стабала (De'ath 2007; Elith и сар. 2008; Buston & Elith 2011). Име су добила по два алгорита на којима су заснована – *Boosting* (појачавање) и *regression trees* (регресијска стабла). Регресијска стабла деле „предикцијски простор“ на регионе који имају најхомогенији одговор предиктора, и уклапају средњу вредност одговора у сваком региону (De'ath & Fabricius 2000; Elith и сар. 2008; Buston & Elith 2011). Ова стабла могу да анализирају различите типове варијабли (нумеричке, бинарне, категоричке), па и варијабле за које недостају вредности, или су узајамно зависне (Breiman 2001; Buston & Elith 2011). Слабе стране су им што тешко моделирају линеарне функције, немају добру предикцијску моћ и нарочито су осетљиви на промене у тренинг-сету података (Breiman 2001; Elith и сар. 2008; Buston & Elith 2011). Зато, појачавање помаже да се ове слабе стране превазиђу, тражећи најбољи модел који се састоји од већег броја мање прецизних предиктора, уместо од једног прецизнијег (Schapire 2003). Предност појачаних регресијских стабала у еколошким студијама је посебно велика јер је процес стохастички (Elith и сар. 2008).

Buston & Elith (2011) су применили *forward stagewise* процес (видети, нпр. Efron и сар. 2004), у ком прво стабло објашњава део утицаја варијабли и дефинише резидуале, а онда свако следеће стабло покушава да смањи резидуале, на тај начин генеришући модел који је робуснији од сваког појединачног стабла. Ово омогућује моделирање и курвилинеарних функција (Elith и сар. 2008).

Стопа учења и сложеност стабла су два параметра која се морају прилагодити како би се добио велики број стабала (преко 1000, Elith и сар. 2008),

која у обзир узимају и интеракцију параметара који улазе у модел. Тако, стопе учења које смо одабрали и гранање стабала у обе анализе резултују са прихватљиво високим бројем стабала. Финални аспект који треба узимати у обзир код појачаних регресиона стабла је евалуација модела. Buston & Elith (2011) су употребили, а ми смо прихватили, унакрсну валидацију података, која ради по принципу да алгоритам насумично оставља једну групу података (у нашем случају, параметар „група парова“) за сваки модел који изгради, а потом на тој групи врши валидацију модела (видети Elith и сар. (2008) за више детаља). Због укупног малог броја података (тј. мала величина популације беле кање и број година код којих је разматран успех гнежђења), нисмо могли издвојити део података да би служио као сет за тестирање модела. Предиктивна девијација је представљена као проценат нулте девијације и способност дискриминације модела измерена као простор испод „receiver-operator“ криве (енгл. *Area under the receiver operator characteristics curve* – AUC, видети даље). Код појачаних регресионих стабала не постоје Р вредности, него се релативна важност параметра оцењује на основу тога колико пута је један параметар изабран од стране модела (приказана као проценат) и степен повећања прецизности модела. Визуелно, функције се приказују као парцијални дијаграми који указују на ефекат варијабле у односу на њене граничне вредности и распоред података (по децилима). Ми смо се задржали на објашњавању само првих осам од тих функција, које доприносе прецизности модела са по минимум 3%.

Вредности AUC указују на то да ће успешније територије имати већу предвиђену вредност продуктивности и успеха гнежђења када би обе биле случајно изабране из статистичке популације. Њене вредности се крећу од 0 до 1, при чему 1 означава савршену дискриминацију, а 0,5 је дискриминација једнаква случајном погађању (Elith и сар. 2006).

5.5 Анализа вијабилности популације

Да би се одредила будућност беле кање у Македонији, урађена је анализа вијабилности популације користећи програм VORTEX 9,99 (Lacy и сар. 2009). То је најчешће коришћен софтвер за PVA, који омогућава креирање различитих

сценарија са различитим улазним параметрима једне популације. Софтвер спроводи симулације базиране на јединкама, креирајући и следећи виртуелне јединке и бележећи њихов пол, порекло и старост, на основу догађаја у типичном животу диплоидног, полно размножавајућег организма.

VORTEX разматра ефекте демографских и детерминистичких фактора, и стохастичких догађаја који потичу од варијабилности у околини и генетике, како би предвидео највероватнију судбину популације за одређени временски период. Оригиналнo је развијен за моделирање популација птица и сисара, и унапређен је да би се користио и код осталих таксономских група (Miller & Lacy 2005).

Већ неколико пута је коришћен за анализу вијабилности популације лешинара. Bustamante (1996) га је користио да моделира успешност и ризике програма реинтродукције орла брадана *Gypaetus barbatus* на Алпима, и касније (Bustamante 1998) за планирање његове реинтродукције у јужним деловима Шпаније. Pavokovic & Susic (2006) су користећи VORTEX хтели да боље разумеју ефекте детерминистичких фактора и случајних догађаја на популацију белоглавих супова у Хрватској. Grande (2006) га је искористио да моделира прошлост и будућност популације беле кање у долини реке Ебро. Carrete и сар. (2009) су помоћу VORTEX-а проценили потенцијални утицај повећања бројности ветрогенераторских фарми на популацију беле кање у Шпанији, а García-Ripollés & López-López (2011) су анализирали ефекат више фактора и различите стратегије управљања за исту врсту. Да би проценили вероватноћу екстинкције беле кање у циљу развоја националног плана за њену заштиту у Италији, VORTEX су употребили и Andreotti & Leonardi (2009).

5.5.1 Основни сценарио за анализу вијабилности популације

Основни сценарио за наше анализе је развијен на бази познате величине популације у 2012. години (21 пар). У иницијалну величину популације су такође укључени највероватнији број јединки сваке старосне класе од 1 до 6 година (Grande 2006; Carrete и сар. 2009), базирајући се на прорачунима који користе стопу пролетања за период 2006.-2011. (видети Резултате). У недостатку података о морталитету за проучавано подручје или Балкан, за прорачунавање величине

иницијалне популације, као и за унос података о стопи морталитета, коришћени су једини доступни подаци, за долину Ебро у Шпанији (Grande 2006; Grande и сар. 2009).

Прецизирана је старосна дистрибуција за не-адулте (на основу броја парова и параметара гнежђења), и употребљен је други VORTEX фајл за генерисање стабилне старосне дистрибуције код адултних јединки (користећи број адултних птица у 2012. години као иницијалну величину популације). Како никада нису поматране нетериторијалне јединке, и да би се избегло увеличавање процене јединки са старошћу од 6 година, искључен је њихов број (4 јединке) из иницијалне величине популације, претпостављајући да те јединке одмах улазе у гнездећи део популације. Иницијална величина популације је постављена на 82 птице.

Време прве успешне репродукције је постављено на 6 година, а максимална репродуктивна старост на 25 година (Carrete и сар. 2009). Максимални број потомака је постављен на 2, а однос полова при рођењу је претпостављен на 1:1. Претпостављено је да у популацији постоји доступни мужјак за сваку женку, и није уведена зависност параметара репродукције од густине популације, зато што за ову врсту није констатована у литератури. Капацитет средине K је постављен на 650 јединки, вредност која је нешто већа него процењена на основу величине популације за 1983. годину (137 парова, највећа у скорије време, Grubač и сар. (2013)) и која укључује и процењени број не-адултних јединки. И поред тога што овај број вероватно прецењује реалну ситуацију, ово није било од значаја за симулације, јер ниједна симулирана популација се по бројности није приближила капацитету средине (видети Резултате). Варијабилност средине није унета као параметар који утиче на K , јер иста није проматрана на терену. Број леталних еквивалената је остављен на 3,14, са процентом рецесивних леталних алела једнак на 50 (у недостатку података, и како је препоручено са стране Miller & Lacy (2005)). Генетички менаџмент популације није разматран.

Рецентна популација беле кађе на Балкану је фрагментисана у четири-пет језгара (центара), која су између собом удаљена више него што је горња граница просечне забележене дистанце дисперзије код беле кађе (Grande и сар. 2009). Зато је македонска популација третирана као изолована, и поред тога што је вероватно

да неке стопе емиграција и имиграција постоје, као што је то показано за канарску популацију (Agudo и сар. 2011).

Детаљни улазни параметри за основни сценарио су приказани у Табели 1.

5.5.2 Сензитивност анализе вијабилности популације

Да би се одредио релативни утицај демографских параметара, као и да би се идентификовале најбоље стратегије за заштиту беле кађе, развијено је 20 допунских сценарија заснованих на основном сценарију (Табела 1). Параметри у већини њих су мењани на два нивоа: ниски ефекат (промене од 10% у односу на основни сценарио) и високи ефекат (промене од 30%) (Pavokovic & Susic 2006; García-Ripollés & López-López 2011).

Прва група сценарија проверава ефекат повећања и снижења репродуктивних параметара популације (процент гнездеће популације, проценат успешних парова и проценат женки које успешно одгоје два младунца), мењајући их истовремено.

Друга група сценарија разматра промене у стопи морталитета, истовремено за све старосне класе, као и само за субадулте и адулте. Напомињемо да постоји велика разлика у дистрибуцији и величини подручја код птица испод три године старости, од којих део остаје у Африци преко целе године (Donázar 1993, али видети и Yosef & Alon 1997) и старије птице, које се враћају у гнездећа подручја, што резултира разликама у ефективности мера заштите у подручјима гнежђења и презимљавања. То може резултовати различитим променама у стопи морталитета, што је већ разматрано у ранијим анализама (Grande 2006). Ипак, узимајући у обзир скорашњи раст у разумевању екологије и фактора угрожавања ове врсте (и других грабљивица) у субсахарској Африци (Thiollay 2001, 2006а, 2007а, 2007б; Rondeau & Thiollay 2004; Anadón и сар. 2010; Angelov и сар. 2013; Carrete и сар. 2013), у нека сценарија (Табела 1) допуштамо да се промене у стопама преживљавања се интензивним мерама заштите могу постићи за све старосне класе, у Европи и Африци подједнако. Такође, у другим алтернативним сценаријима, проверен је ефекат повећања стопе преживљавања само за субадултне и адултне јединке, који би одговарао ефикаснијим мерама заштите

Табела 1. Улазни демографски параметри македонске популације беле кање за анализу вијабилности популације. Када су параметри као у основном сценарију, ћелије су остављене празне.

Име сценарија	% адултних женки које гнезде	SD	Без младунаца	Са младунцима	Један младунац	Два младунаца	Смртносту старости 0 до 1 (SD=2)	Смртносту старости 1 до 2 (SD=2)	Смртносту старости 2 до 3 (SD=3)	Смртносту старости 3 до 4 (SD=3)	Смртносту старости 4 до 5 (SD=5)	Смртносту старости 5 до 6 (SD=2)	Смртност након старости од 6 години (SD=2)	Суплементација младунаца (инд.)
1 основни сценарио	70.00%	9.00%	23.00%	77.00%	81.86%	18.14%	27	27	22	22	40	25	17	Не
2 + 10% продуктивности	77.00%		20.70%	79.30%	80.05%	19.95%								
3 + 30% продуктивности	91.00%	4.50%	16.10%	83.90%	76.42%	23.58%								
4 - 10% продуктивности	63.00%		25.30%	74.70%	83.67%	16.33%								
5 - 30% продуктивности	49.00%		29.90%	70.10%	87.30%	12.70%								
6 - 10% укупног морталитета							24.3	24.3	19.8	19.8	36	22.5	15.3	
8 - 30% укупног морталитета							18.9	18.9	15.4	15.4	28	17.5	11.9	
7 - 10% морталитета субадулта и адулта											36	22.5	15.3	
9 - 30% морталитета субадулта и адулта											28	17.5	11.9	
10 + 10% укупног морталитета							29.7	29.7	24.2	24.2	44	27.5	18.7	
11 + 30% укупног морталитета							35.1	35.1	28.6	28.6	52	32.5	22.1	
12 -10% укупног морталитета +10% продуктивности	77.00%		20.70%	79.30%	80.05%	19.95%	24.3	24.3	19.8	19.8	36	22.5	15.3	
13 - 30% укупног морталитета +30% продуктивности	91.00%	4.50%	16.10%	83.90%	76.42%	23.58%	18.9	18.9	15.4	15.4	28	17.5	11.9	
14 суплементација 4 младунаца														4
15 суплементација 4 младунаца +10% укупног морталитета							29.7	29.7	24.2	24.2	44	27.5	18.7	4
16 суплементација 4 младунаца +30% укупног морталитета							35.1	35.1	28.6	28.6	52	32.5	22.1	4
17 суплементација 4 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	77.00%		20.70%	79.30%	80.05%	19.95%	24.3	24.3	19.8	19.8	36	22.5	15.3	4
18 суплементација 8 младунаца														8
19 суплементација 8 младунаца +10% укупног морталитета							29.7	29.7	24.2	24.2	44	27.5	18.7	8
20 суплементација 8 младунаца +30% укупног морталитета							35.1	35.1	28.6	28.6	52	32.5	22.1	8
21 суплементација 8 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	77.00%		20.70%	79.30%	80.05%	19.95%	24.3	24.3	19.8	19.8	36	22.5	15.3	8

само у Македонији и на Балкану. У одсуству података о стопама морталитета у региону, ова сценарија такође контролишу одговор популације на потенцијално више стопе морталитета од оних забележених у Шпанији (Grande 2006; Grande и сар. 2009).

Трећа група сценарија су комбинације између промена у продуктивности и морталитету, користећи исте улазне параметре као и за претходне две групе.

На крају, четврта група сценарија разматра ефекте потенцијалног програма за суплементацију (*sensu* IUCN Species Survival Comission 2012) популације, са по четири или по осам младунаца годишње (подједнак однос полова, Grande 2006), без промене у морталитету и продуктивности, и са мањим позитивним променама. Почетак програма суплементације постављен је на 10 година од почетка симулације, јер сматрамо ово време за реално потребно да би се обавиле неопходне припреме за такав програм у Македонији. Трајање програма суплементације је постављено на 20 година, да би се контролисала вијабилност популације након његовог завршавања. Није разматрано узимање птица из дивљине (harvest) како би се формирало матично јато.

Post-hoc је одлучено да се не уводе катастрофе у моделе, јер је већина симулација показала негативан тренд (видети Резултате), и јер је вероватноћа катастрофе у Македонији јако мала (не постоје места окупљања на којима би се приликом тровања могао одједном изгубити већи број јединки). На овај начин потцењен је ризик од катастрофа дуж миграторних путева или у подручјима зимовања.

Следећи препоруке Аксакава (2000), да број понављања не би требао бити мањи од 1000, поставили смо број понављања симулација на 2000.

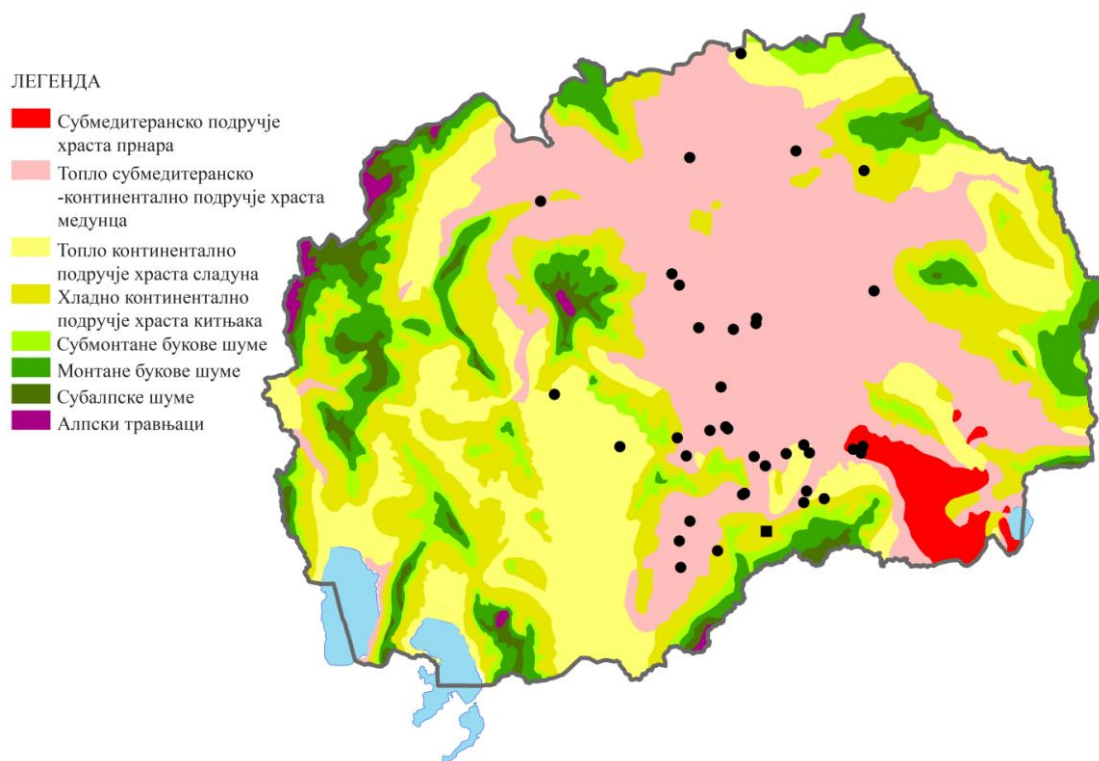
На основу различитих улазних параметара, у Дискусији су разматрани највероватнији услови под којима би се таква сценарија могла догодити, и указано је на могућности управљања популацијом у циљу заштите беле кање на националном и регионалном нивоу.

Коначно, да би се одредио статус угрожености беле кање у Македонији, коришћене су препоруке IUCN (2012b) и IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2013).

6 Резултати

6.1 Дистрибуција беле кање у Македонији

Теренским истраживањима током 2003. године, прикупљене су информације о постојању најмање 38 парова, распрострањеним углавном у јужним, централним и северо-источним деловима Македоније (Сл. 4). За један од њих (Трескавец, Прилеп) није било познато ни приближно место гнезда (могуће подручје гнезда обухвата око 60 км²), и то је пар који није узет у обзир приликом анализа кластера (видети касније, и Материјал и методе). Распрострањење беле кање у Македонији се јасно преклапа са топлијим климатско-вегетацијским зонама.



Слика 4. Распрострањење беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији у 2003. години, у односу на климатско-вегетацијско-педолошке зоне у Македонији, приказане по Филиповски и сар. (1996). Кружићи – ауторови подаци, квадрат – Е. Лисичанец.

Седам парова је користило по два гнезда, међусобно удаљена на дистанци до највише 1700 m. Код два пара је дошло до промене партнера (у 2009. и 2011.), у

другом случају након тровања једног од партнера. Оба пара су наставила да користе стара гнезда.

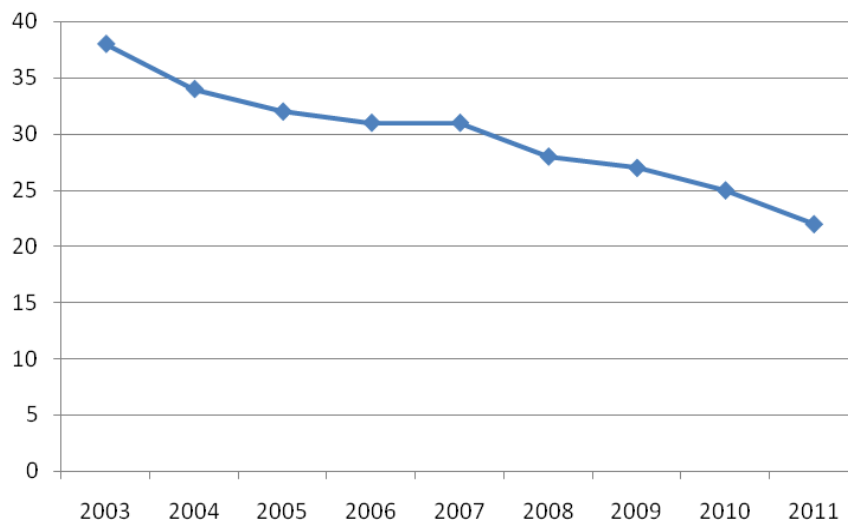
Чак 25 од свих познатих парова је гнезило у топлом субмедитеранско-континенталном подручју, још три у субмедитеранском подручју и по пет у топлом континенталном и хладном континенталном подручју. У односу на читаву територију ових зона, овај избор топлијих климатско-вегетацијских подручја није случајан ($\chi^2 = 15,6$; $p = 0,000$, Табела 2). Због малог преосталог броја парова у 2011. години, статистичка анализа би била неконклузивна (Sokal & Rohlf 2012) али се јасно види преференца ка топлијим зонама.

Табела 2. Забележена и очекивана дистрибуција територија белих кања *Neophron percnopterus* по климатским подручјима у Македонији у 2003. и 2011. години.

Климатска подручја	Број забележених територија		Укупна територија подручја у Македонији (км ²)	Очекивани број територија	
	2003	2011		2003	2011
	Субмедитеранско и топло субмедитеранско-континентално подручје	28	18	5965,3	11
Топло континентално подручје	5	1	5073,6	10	6
Хладно континентално подручје	5	3	8812,2	17	10
Укупно	38	22	19851,1	38	22

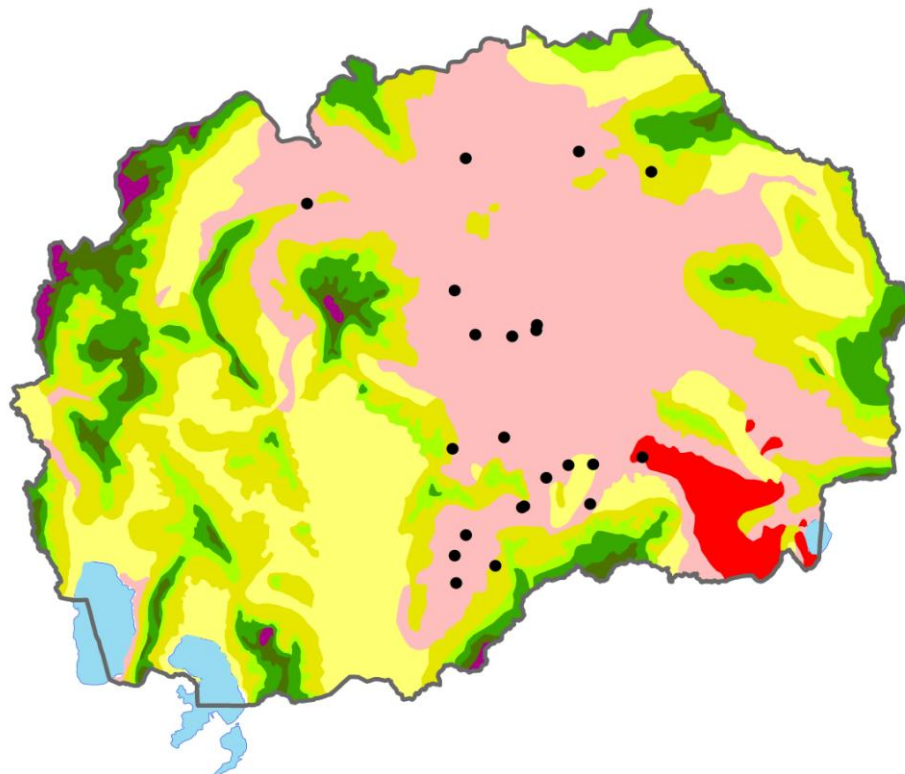
У периоду 2004.-2011. забележено је нестајање 17 територија², док није регистрован ни један нови пар (Слика 5). То значи да је редукација броја парова у периоду од 2003. до 2011. године била од 38 на 22 парова.

² Разлика од 16 несталих парова која се јавља у табели 2 и у тексту који се односи на моделирање, и ту наведених 17 несталих парова је због једног пара који није укључен у ГИС анализе и моделирање, због непознате локације гнезда, видети Материјал и методе и почетак поглавља Резултати.



Слика 5. Тренд популације беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији за период 2003.-2011.

Распрострањење територија белих кања у Македонији током 2011. године је приказано на слици 6.



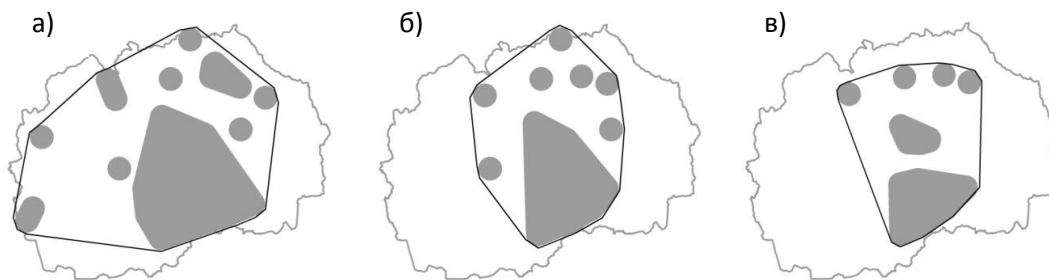
Слика 6. Распрострањење беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији током 2011. године, у односу на климатско-вегетацијско-педолошке зоне у Македонији, приказане према Филиповски и сар. (1996). Ознаке као на слици 5.

Од тих 17 територија, пет је напуштено након вероватних губитака птице за време миграције или у подручјима презимљавања (односно, једна или обе птице се нису вратиле на територије у пролеће). Нестанак једне од тих територија је био након две године безуспешног гнежђења и још три године без покушаја гнежђења. У случају другог пара, до нестајања је дошло након једне године неуспешног гнежђења и још једне године без покушаја гнежђења. Трећи пар је нестао након једне године неуспешног гнежђења, а у четвртом случају је само једна птица држала територију још једну годину (2006.) након што се њен партнер није вратио са миграције. Нема тачних података о ранијем успеху гнежђења петог пара, који је био откривен као негнездећи у 2009. години, и није поново посматран у каснијим годинама.

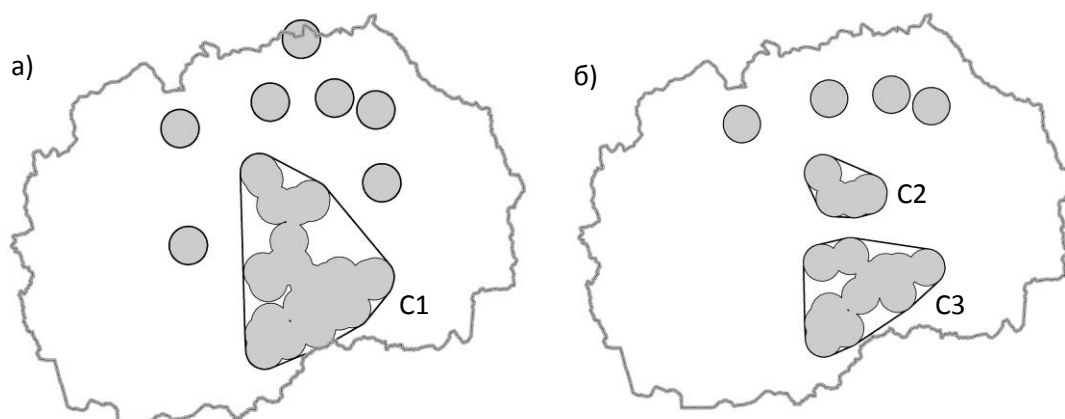
За четири територије се зна да је најмање један од партнера страдао након повратка на гнездећим територијама. Код два пара тровање је било највероватнији (2007.) или доказани (2011.) узрок смрти. Не може се извести закључак за период и узрок нестајања осталих осам парова, али један од њих није био успешан на гнежђењу током задње четири године пре нестајања.

За период истраживања, обим присуства (енгл. *extend of occurrence*) беле кање у Македонији се смањило са приближно 11123 км² на око 8733 км² (редукција од 32,4%). Како је због утврђивања брзине редукције ареала, време потребно изразити на три генерације (IUCN 2012b) (39 година), користећи бројност потврђених парова из 1983. године (Grubač и сар. 2013), добија се да се обим присуства фактички смањило са 19057 км² на вредност из 2011. године (редукција од око 54%). За тај дужи временски период насељено подручје (енгл. *area of occurrence*) се смањило са 8326 км² на 3675 км² у 2011. години (редукција од најмање 56%), или редукција од 31% за период 2003.-2011. (Слика 7).

У 2003. години, већина територија се могла груписати у један кластер (са 30 територија), а седам територија су биле изван његових граница. До 2011. године, овај велики кластер се распао у два мања, са 13 и пет територија, док су изван кластера преостале четири територије (Слика 8).



Слика 7. Пад обима присуства (празни полигони) и насељеног подручја (сиви полигони) беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији у периоду а) 1983., б) 2003. и в) 2011. Подаци за 1983. годину из Grubač и сар. (2013).



Слика 8. Кластери (C1-C3) територија беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији, у а) 2003. и б) 2011. години, са границама респективних минималних конвексних полигона.

Унутар кластера, просечна дистанца до најближе суседне територије у 2003. години је износила 4149,87 м, и порасла је на 7231,74 м у већем (C3) кластеру у 2011. години. Густина гнезђења у кластеру у 2003. години је била 0.76 парова/100 км², и пала је на 0.60 парова/100 км² у већем и 0.72 парова/100 км² у мањем кластеру у 2011. години (Табела 3).

Mann-Whitney U-test је показао значајне разлике између дистанце до најближег активног пара у кластерима из 2003. и већег кластера из 2011. године ($W=99$, $p = 0,011$). Дистанце до најближег пара су веома варирале (највеће дистанце су биле 18,7 и 21,1 пута веће од најмањих, унутар та два кластера), што резултује ниском вредношћу G-статистике и јасно показује неравномерни распоред гнезда унутар кластера (Табела 3).

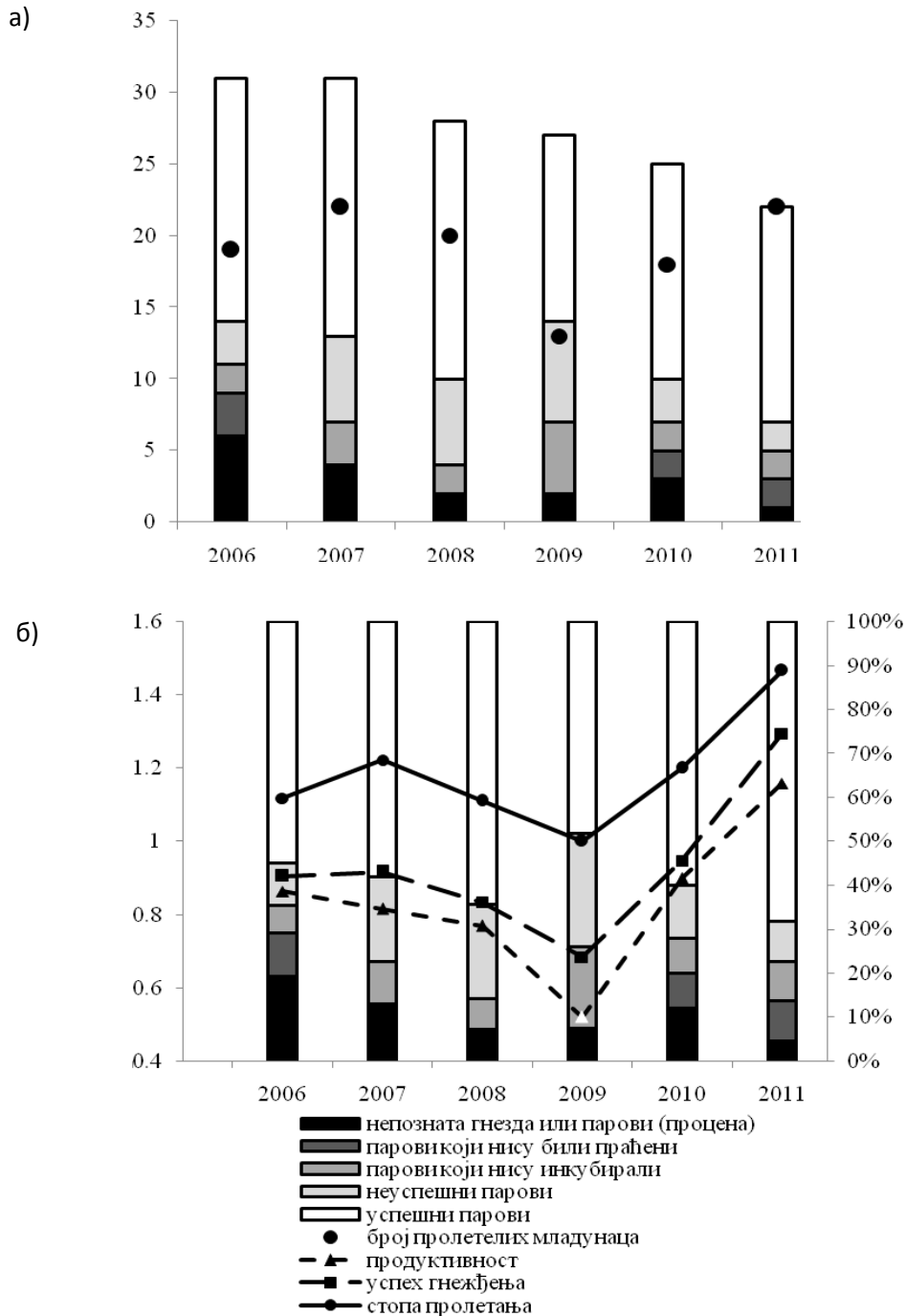
Табела 3. Густине гнежђења, дистанце до најближег суседног активног гнезда (NND) и G-статистика (G-вредност) за три анализирана кластера у односу на њихове минималне конвексне полигоне (MCP).

Кластер	Година	Површина MCP (км ²)	Број територија	Густина (парова/100 км ²)	NND min	NND max	Просечна NND	SD	Медијална NND	Геометријска средина NND	G-вредност
C1	2003	3930,36	30	0,76	597	11158	4149,87	2927,95	3565,23	3115,95	0,38
C2	2011	698,14	5	0,72	1297	8798	5851,47	4663,13	5945,56	4019,78	0,31
C3	2011	2173,99	13	0,60	597	12614	7231,74	3994,20	6120,88	5360,86	0,43

Табела 4. Параметри гнежђења беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији за период 2006.-2011. године.

Параметар/Година	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Укупно и средња вредност ± SD
Процена територија	31	31	28	27	25	22	164
Непозната гнезда или парови (процена)	6	4	2	2	3	1	18
Парови који нису били праћени	3	0	0	1	2	2	8
Праћени парови	22	27	26	24	20	19	138
Парови који нису инкубирали	2	3	2	5	2	2	16
Успешни парови	17	18	18	13	15	15	96
Неуспешни парови	3	6	6	7	3	2	27
Проматрани број пролетелих младунаца	19	22	20	13	18	22	114
% гнездећих парова	0,95	0,89	0,92	0,79	0,95	0,89	0,90±0,06
% успешних парова	0,77	0,67	0,69	0,54	0,75	0,79	0,70±0,09
Продуктивност	0,86	0,81	0,77	0,54	0,90	1,16	0,84±0,20
Успех гнежђења	0,90	0,92	0,83	0,68	0,95	1,29	0,93±0,20
Стопа пролетања	1,12	1,22	1,11	1,00	1,20	1,47	1,19±0,16

У периоду 2006.-2011. регистровано је 16 случајева у којима парови нису гнездили, и праћено је 122 покушаја гнежђења. Продуктивност популације у овом периоду је веома варијала (Табела 4, Слика 9).



Слика 9. Параметри гнежђења беле кађе *Neophron percnopterus* у Македонији, у апсолутним бројевима (а) и процентима (б). Параметри гнежђења на графику (б) су приказани на левој Y-оси.

Један пар је страдао током инкубације, и није узет у обзир приликом прорачунавања гнездећих параметара. Средњи проценат парова који почиње инкубацију је 0,90 (SD=0,06). Од гнездећих покушаја, 27 нису били успешни: два покушаја су пропала током инкубације, осам током периода одгоја младунца, а за још 17 случаја стадијум пропадања није познат.

При томе, користећи само територије које су биле праћене пет и дуже година, нађено је да све територије нису имале подједнак успех гнежђења (Табела 5), и најуспешнија територија је 10,3 пута успешнија од најмање успешне.

Табела 5. Поређење успеха гнежђења различитих парова беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији праћени најмање пет година, у периоду 2003.-2011. године.

Територија	Број година мониторинга	Укупно одгојени младунци	Просечни успех гнежђења
Територија 1	7	12	1,71
Територија 2	7	11	1,57
Територија 3	6	9	1,50
Територија 4	7	9	1,29
Територија 5	6	7	1,17
Територија 6	6	7	1,17
Територија 7	5	5	1,00
Територија 8	5	5	1,00
Територија 9	5	5	1,00
Територија 10	7	6	0,86
Територија 11	6	5	0,83
Територија 12	6	5	0,83
Територија 13	5	4	0,80
Територија 14	7	5	0,71
Територија 15	5	3	0,60
Територија 16	7	4	0,57
Територија 17	7	4	0,57
Територија 18	7	4	0,57
Територија 19	7	4	0,57
Територија 20	6	2	0,33
Територија 21	7	2	0,29
Територија 22	5	1	0,20
Територија 23	6	1	0,17

Ова разлика између парова је и статистички значајна (One-way ANOVA, $F_{27,113}=4,37$, $p=0,000$). Не постоји разлика између средњих годишњих вредности успеха гнезђења (One-way ANOVA, $F_{5,135}=1,56$, $p=0,175$).

6.2 Параметри гнезда белих кања у Македонији

Беле кање у Македонији у периоду 2003.-2011. су гнездиле најчешће на кречњачким стенама ($n=22$), затим на пешчаним туфовима ($n=8$), а ређе на гранитним ($n=4$), конгломератским ($n=2$), вулканским и андезитским стенама (по 1 гнездо). Стене су биле високе од 10 до 390 метара (средња вредност = 67,5 метара, $SD=82,77$), дуге од 10 до 6928 м (два пара су гнездиле у огромним комплексима) (средња вредност = 880,3, $SD=1547,08$ m), и биле су на просечној надморској висини од 492,4 м (опсег 190-1090 метара, $SD=232,12$). Гнезда су била на просечној висини од 22,7 метара (опсег 2-150 метара, $SD= 30,78$). За гнезђење су бирале пећине ($n=22$), пукотине ($n=10$), полице и поткапине (по 2 пара), оријентисане најчешће ка североистоку ($n=10$) а најређе ка северу ($n=2$), док су 3-6 гнезда имала другачију оријентацију.

6.3 Фактори који утичу на заузетост територија

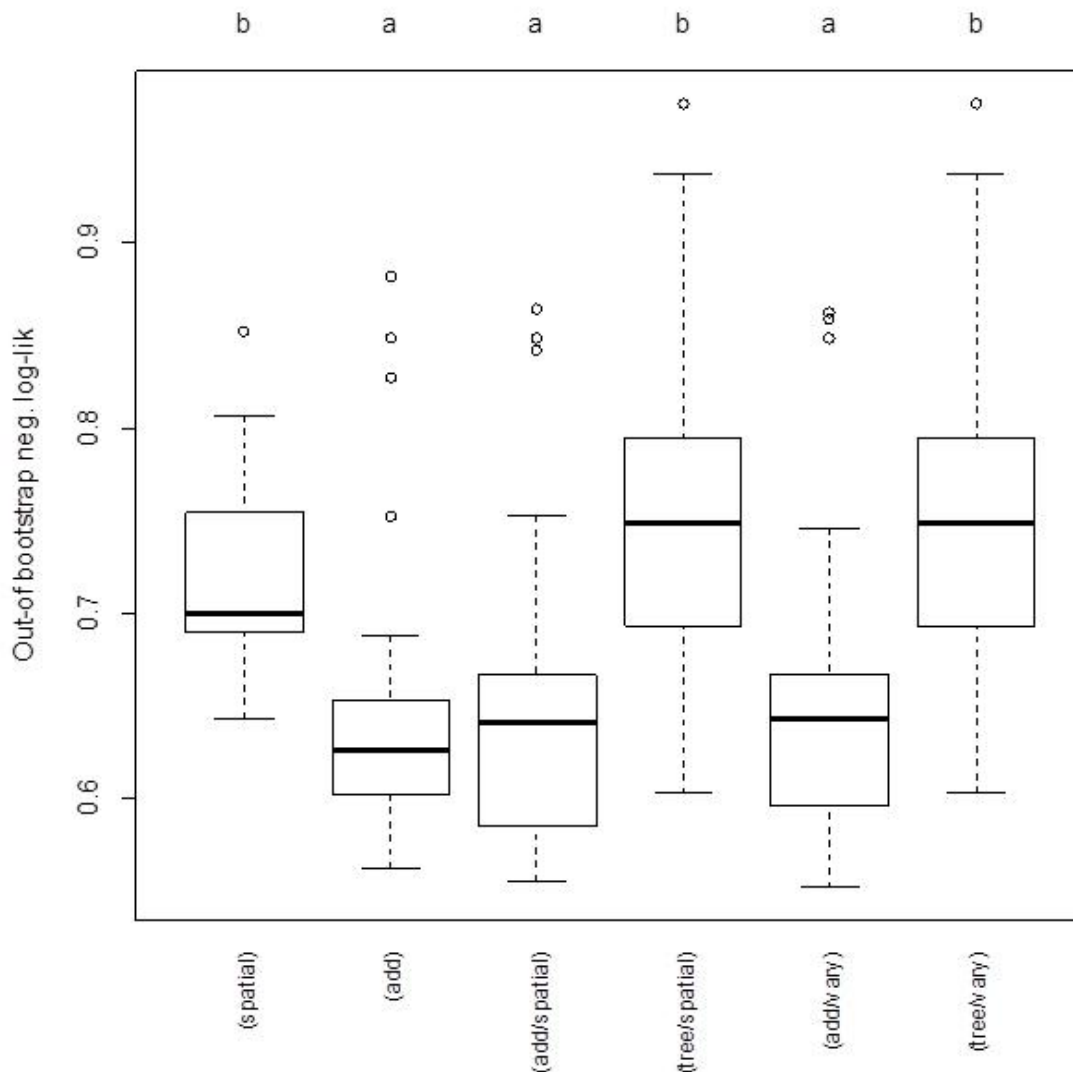
RandomForest анализа је груписала значајност фактора који утичу на опстанак територија у четири групе, у које су фактори одабрани са најмање 30% понављања (слика 10). У првој групи су фактори који су одабрани са 80-100% (оријентација гнезда, покривност жбунасте вегетације унутар 1 км радијуса и дужина стена на у истом радијусу), у другој су пет фактора одабрани у 60-80% случајева (покривност територије листопадних шума унутар 1 км радијуса, дужина стене где се налази гнездо, максимална висина стене на којој је гнездо, укупна дужина стена унутар 2.1 км радијуса и индекс изолације. У трећој групи (40-60% одабира) су број становника у најближем селу, дистанца до најближег активног гнезда и просторна групација парова. Задње (30-40% селекције) су девијација нагиба унутар 2.1 км, присутност обрадивих површина у близини

гнезда, дистанца до најближег објекта, индекс примарне продукције у близини гнезда и густина неасфалтираних путева у ширем радијусу око гнезда (8 км).



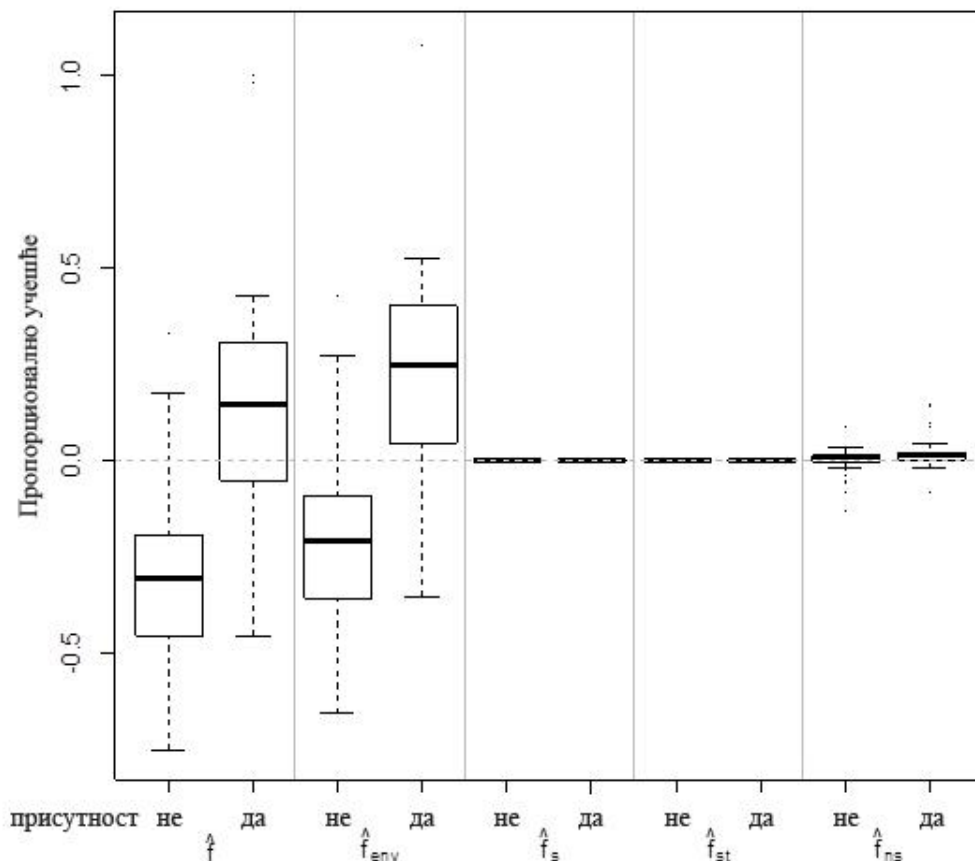
Слика 10. Релативна важност параметара који побољшавају модел опстанка територија беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији.

Модел који је разматрао само адитивне срединске ефекте био је најбољи, јер нити просторни нити просторно-временски ефекти у другим моделима нису објаснили присуство белих кања (Слика 11).



Слика 11. Out-of-bootstrap negative log-lik вредности шест модела који покушавају да објасне факторе које утичу на заузетост територија белих кања *Neophron percnopterus* у Македонији. Најмању вредност има адитивни модел (add). Слова на горњем делу графика означавају статистички значајне разлике између модела (модел са истим словом нису међусобно статистички значајни на нивоу од $p=0.05$). График показује средње вредности (тамне црте), са квантилима (правоугаоници) и опсегом вредности, а празни кружићи означавају вредности изван главнине података (outliers). Ознаке: (spatial) – модел који разматра просторни ефекат; (add) – модел који разматра адитивне срединске ефекте; (add/spatial) – модел који разматра просторне и адитивне срединске ефекте; (tree/spatial) – модел који разматра временски-варирајуће адитивне срединске ефекте; (add/vary) – модел који разматра просторно-временске аутокорељације, нестационарност и интеракције; (tree/vary) – модел који разматра просторно-временске аутокорељације и нестационарност, без интеракција.

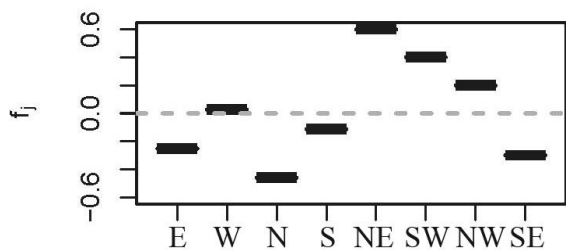
Ако се разматра релативно учешће сваке компоненте у моделу (Слика 12), јасно је да апсолутну већину резултата објашњава функција срединских фактора f_{env} .



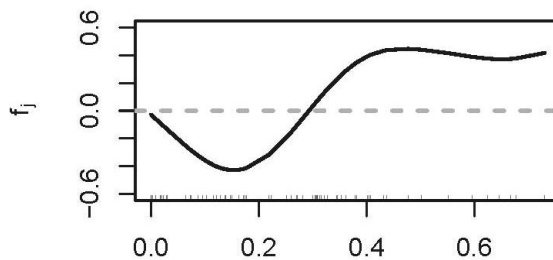
Слика 12: Пропорционално учешће различитих компоненти у укупној варијацији заузетости територије белих кања *Neophron percnopterus* у Македонији за период 2003.-2011. Како претходни модел није укључио просторне или просторно-временске компоненте, њихов утицај у укупном моделу (колона крајње лево) је минималан. Ознаке: f : укупна функција присутности; f_{env} - функција варијације објашњена срединским варијаблама (глобална компонента у моделу); f_s - функција варијације проузрокована просторном корелацијом; f_{st} - функција просторно-временске варијације; f_{ns} - функција варијације проузрокована нестационарним ефектима.

Нису сви средински фактори подједнако утицали на опстанак територија белих кања. Селекција стабилности је изабрала девет варијабли које се са највишим уделом константно појављују као доминантни фактори. При томе, на првом месту је оријентација гнезда: као најбоље су се покзале североисточна и југозападна оријентација, након чега следи северозападна (Слика 13а), а избегава

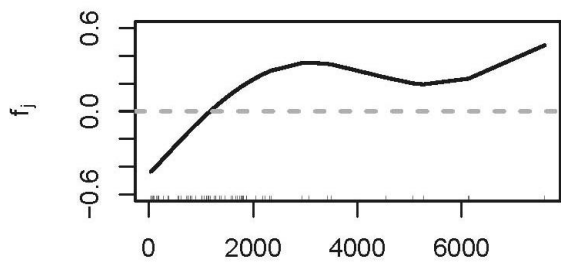
се северна и југоисточна експозиција. Друга је покровност најближе околине гнезда жбунастом вегетацијом; функција расте уколико је покровност до око 50% укупне површине, након чега долази до благог пада исте, са даљим повећањем покровности (Слика 13б). Укупна дужина стена унутар 1 км радијуса такође позитивно утиче на опстанак територије, са максимумом од око 3000 метара, након чега пада, када се та вредност почне приближавати 6000 м, после чега поново расте (Слика 13в). Са повећањем покровности листопадних шума, опада вероватноћа да ће територија бити заузета (Слика 13г). Висина стене на којој је гнездо је такође један од важнијих фактора, поново са функцијом која подсећа на бимодалну (Слика 13д) – са другим минимумом на око 200 метара висине (најнижа стена на којој је кања гнездила је била висока 8 м). Функција заузетости територија расте са дистанцом до најближег суседног пара, што је свакако артефакт пада густине гнезђења белих кања, те зато није приказана на слици. Група парова (уже географско подручје) такође утиче на опстанак територија (Слика 13ђ) – најстабилније подручје је и најсушније – шира околина реке Брегалнице. Следе долина реке Раец, и вештачка скупина изолованих територија, и код обе групе се бележи константан слаб пад бројности. Највећа нестајања су сконцентрисана у неколико подручја – посебно Мариово, а следе Таорска клисура, околина Велеса, подручје Демир Капије и регион Тиквеш. Као последњи стабилни фактори се јављају индекс нерегуларности терена у 2,1 км радијуса, чији раст утиче на негативну селекцију територија (слика 13е), и дистанца до најближег објекта, са чијем растом је опстанак територија позитивно корелисан (Слика 13ж).



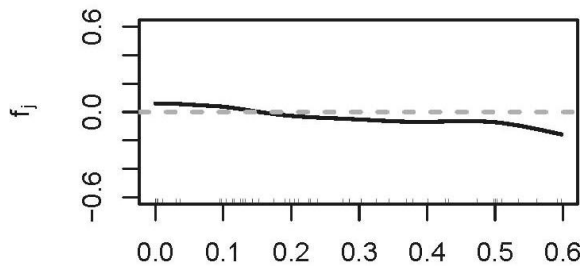
а) Оријентација гнезда (у процентима)



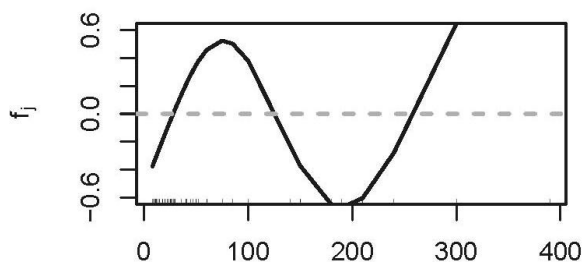
б) Прелазни шибљази (у процентима)



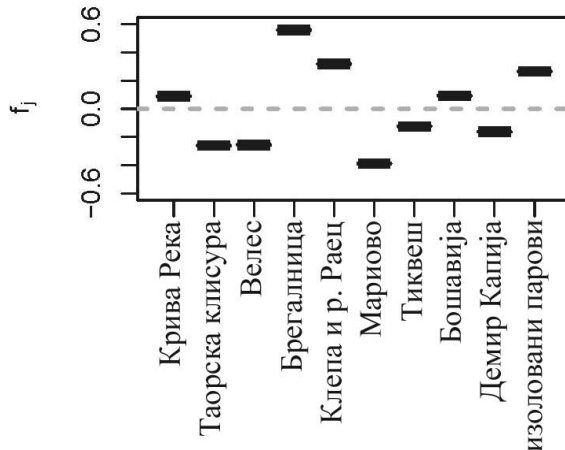
в) Укупна ужина стена у радијусу од 1 км (у метрима)



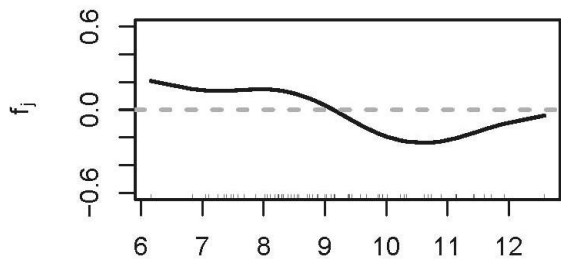
г) Покровност листопадним шумама у радијусу од 1 км (у процентима)



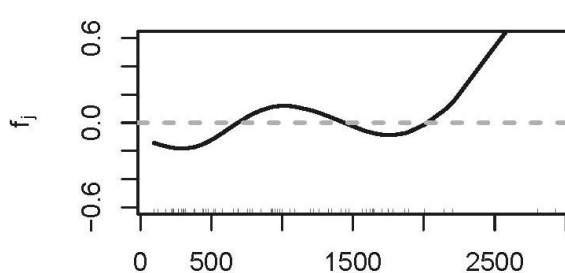
д) Висина гнездеће стене (у метрима)



ђ) Група парова (у процентима)



е) Индекс нерегуларности терена у радијусу од 2,1 км (у процентима)



ж) Дистанца до најближег људског објекта (у метрима)

Слика 13: Процењени парцијални ефекти срединских фактора на заузетост територије белих кања *Neophron percnopterus* у Македонији, на основу варијабли изабраних у адитивном моделу користећи процедуру селекције стабилности.

6.4 Фактори који утичу на продуктивност популације

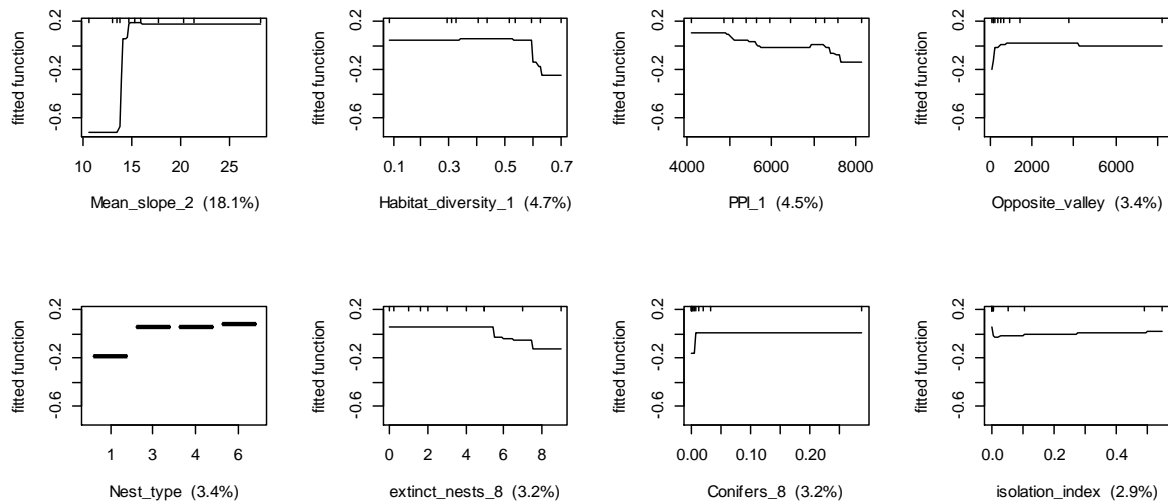
Унакрсно-валидирана прецизност модела за тренинг сет података (тј. објашњавајућа моћ модела) је била веома висока ($AUC = 0.927$), док је прецизност унакрсно-валидираних тест-података (предикцијска моћ модела) била прихватљиво добра ($AUC = 0.769$).

Најзначајније варијабле које су утицале на продуктивност су били средњи нагиб терена унутар 2.1 км радијуса од гнезда, диверзитет станишта у најближем окружењу гнезда (1 км) и индекс примарне продукције у истом радијусу (Слика 14).

Продуктивност белих кања у Македонији расте са повећањем средњег нагиба терена унутар 2,1 км од гнезда (Слика 15а), опада са повећањем диверзитета станишта у непосредном окружењу гнезда (Слика 15б). Продуктивност парова генерално опада са повећањем индекса примарне продукције око гнезда (Слика 15в), расте са повећањем дистанце гнезда у односу на супротну страну долине (Слика 15г). У односу на типа места за гнежђење, продуктивност је већа код парова који гнезде у пећини, пукотини или поткапини, а мања код парова којих су за гнежђење изабрали незаклоњену полицу (слика 15д). Продуктивност парова пада са бројем несталих територија у ширем радијусу око гнезда (8 км) (Слика 15ђ), а расте са присуством четинара у истом том радијусу (Слика 15е). Након иницијалног пада функције продуктивности у зависности од индекса изолованости територија (на кога отпада око 60% података), она расте са његовим повећањем (Слика 15ж).



Слика 14. Релативни значај фактора који утичу на продуктивност популације беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији.



Слика 15. Функција утицаја најзначајнијих фактора на продуктивност популације беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији. Ознаке: *Mean_slope_2* - Средњи нагиб у радијусу од 2,1 км; *Habitat_diversity_1* - Диверзитет станишта у радијусу од 1 км; *PPI_1* - Индекс примарне продукције у радијусу од 1 км; *Opposite_valley* - Дистанца до наспрамне стране долине; *Nest_type* - Тип гнезда; *extinct_nests_8* - Број несталих парова у радијусу од 8 км, *Conifers_8* - Покровност четинара у радијусу од 8 км; *Isolation_index* - Индекс изолације. Подеоци на унутрашњој страни дијаграма приказују расподелу података, у децилима.

6.5 Фактори који утичу на успешност гнежђења

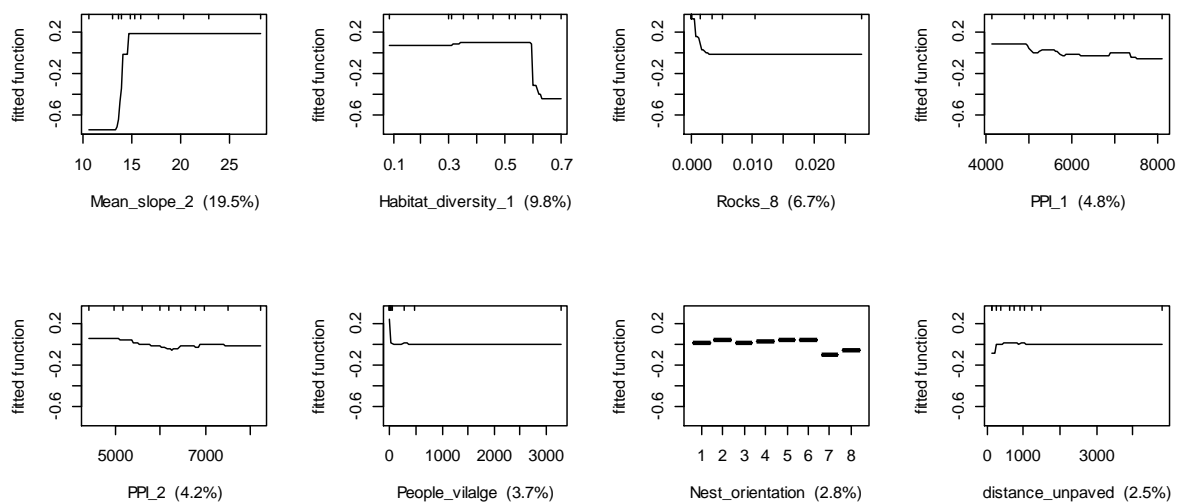
Унакрсно валидирана прецизност предвиђања модела на тренинг сету података је била веома висока ($AUC = 0.930$), али прецизност предикције за унакрсно-валидиране тест податке је била знатно нижа ($AUC = 0.765$).

Због великог процента успешних парова, нема велике разлике у параметрима који утичу на резултат гнежђења, у односу на параметре које утичу на продуктивност. Најзначајније варијабле су биле средњи нагиб терена у радијусу од 2,1 км око гнезда, диверзитет станишта у радијусу од 1 км, и површина стена у 8 км радијуса (Слика 16).



Слика 16. Релативни значај фактора који утичу на успешност гнежђења беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији.

Успех гнежђења је имао тенденцију да расте са већим средњим нагибом терена у 2,1 км око гнезда и са повећањем дистанце од гнезда до најближег неасфалтираног пута. Опадао је са већим диверзитетом станишта на 1 км око гнезда и повећањем површине под стенама на 8 км (Слика 17в), са повећањем индекса примарне продукције на 1 и на 2,1 км, и са повећањем бројем становника у најближем насељеном месту. Одређени типови гнезда (полица) су негативно утицали на успех гнежђења, а резултати значаја оријентације гнезда указују на негативан утицај северозападне и југоисточне експозиције.



Слика 17. Функција утицаја најзначајнијих фактора на успех гнежђења популације беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији. Ознаке: *Rocks_8* - покривност стенама у радијусу од 8 км; *PPI_2* - Индекс примарне продукције у радијусу од 2,1 км; *People_village* - број људи у најближем селу; *Nest_orientation* - оријентација гнезда; *Distance_unpaved* - дистанца до најближег неасфалтираног пута. Остале ознаке као на слици 16.

Да би се прегледније приказали утицаји фактора на опстанак територије, продуктивност и успех гнежђења, компаративно су приказани сви значајни фактори идентификовани од стране сва три модела (Табела 6.).

Табела 6. Компаративни преглед фактора који утичу на опстанак територија, продуктивност и успех гнежђења беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији

Фактор (у загради радијус око гнезда)	Функција опстанка територија након селекције стабилности фактора	Функција продуктивности	Функција успеха гнежђења
Оријентација гнезда	Експозиције ка североистоку, северозападу у југозападу су најпрефераније		Северозападне и југоисточне позиције гнезда имају највећи негативни утицај на успех гнежђења
Жбунаста вегетација у прелазној фази (1 км)	Пада до око 18%, па расте до 42% и стабилизује се до око 78%		

Табела 6. Компаративни преглед фактора који утичу на опстанак територија, продуктивност и успех гнезђења беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији -продужетак.

Фактор (у загради радијус око гнезда)	Функција опстанка територија након селекције стабилности фактора	Функција продуктивности	Функција успеха гнезђења
Дужина стена (1 км)	Расте до око 3000 м, мало пада до око 5200 м, па расте до око 7800 м		
Листопадне шуме (1 км)	Константан благи пад до око 60%		
Висина гнездеће стене	Расте до око 80 м, пада до око 180, па поново расте до 300 м		
Индекс изолације		Нагло пада до око 0,02, након чега благо расте до око 0,57	
Број људи у најближем селу			Нагло пада и остаје ниска са више од 100 становника
Дистанца до најближег суседног гнезда	Благо расте до око 30 км, након чега је стабилна до 40 км		
Група парова	Најбоље је подручја Брегалнице и Клепа-Раец, а најгоре подручја Мариова и Велеса		
Индекс ирегуларности терена (2,1 км)	Пада до око 10,7, након чега благо расте до око 12,6		
Дистанца до најближег објекта	Расте до око 1000 м, пада до око 1800, и брзо расте до 2500		
Индекс примарне продукције (1 км)		Углавном континуирани пад од 4000 до 8000	Углавном континуирани пад од 4000 до 8000
Средњи нагиб терена (2,1 км)		Минималан до око 13, нагло расте до 15 и остаје стабилан након тога	Минималан до око 13, нагло расте до 15 и остаје стабилан након тога
Диверзитет станишта (1 км)		Углавном стабилна до око 0,6, након чега нагло пада	Углавном стабилна до око 0,6, након чега нагло пада

Табела 6. Компаративни преглед фактора који утичу на опстанак територија, продуктивност и успех гнежђења беле кање *Neophron percnopterus* у Македонији -продужетак.

Фактор (у загради радијус око гнезда)	Функција опстанка територија након селекције стабилности фактора	Функција продуктивности	Функција успеха гнежђења
Дистанца до наспрамне долиנסке стране		Нагло расте до око 500 м, након чега је углавном стабилна	
Тип гнезда		Полице имају најниже вредности	
Број напуштених територија (8 км)		Пада након око 5 несталих гнезда	
Покровност четинарима (8 км)		Нагло расте до око 2%, након чега је стабилна до 29%	
Стене (8 км)			Нагло пада до око 0,0025, након чега је стабилна
Индекс примарне продукције (2,1 км)			Неконтинуирани пад од 4000 до 8000
Дистанца до најближег неасфалтираног пута			Нагло расте до око 600 м, након чега је стабилна

6.6 Анализа вијабилности популације (PVA)

Да бисмо проценили релативни ризик нестајања беле кање из Македоније, као и у циљу одабира потенцијално најбољих стратегија за очување популације, урадили смо 21 PVA симулацију у VORTEX-у.

6.6.1 Вероватноћа преживљавања популације

Од проверених 21 сценарија анализе вијабилности популације, ни у једном случају није добијена позитивна стопа ни детерминистичког ни стохастичког раста, што значи да би чак и популације које опстају за време од 50 година симулираних у анализи, на крају изумрле. У чак 16 сценарија је постојала

висока вероватноћа (> 80%) нестајања популација у року од 50 година, а само у два случаја је та вероватноћа била < 20%.

6.6.2 Величина популације

У анализираним сценаријима, величине популација су показале континуирани пад у 17 случајева. Четири преостала сценарија су она у којима је предвиђена суплементација популације са осам младунаца годишње, при чему се позитивна стопа раста добија само за време трајање суплементације.

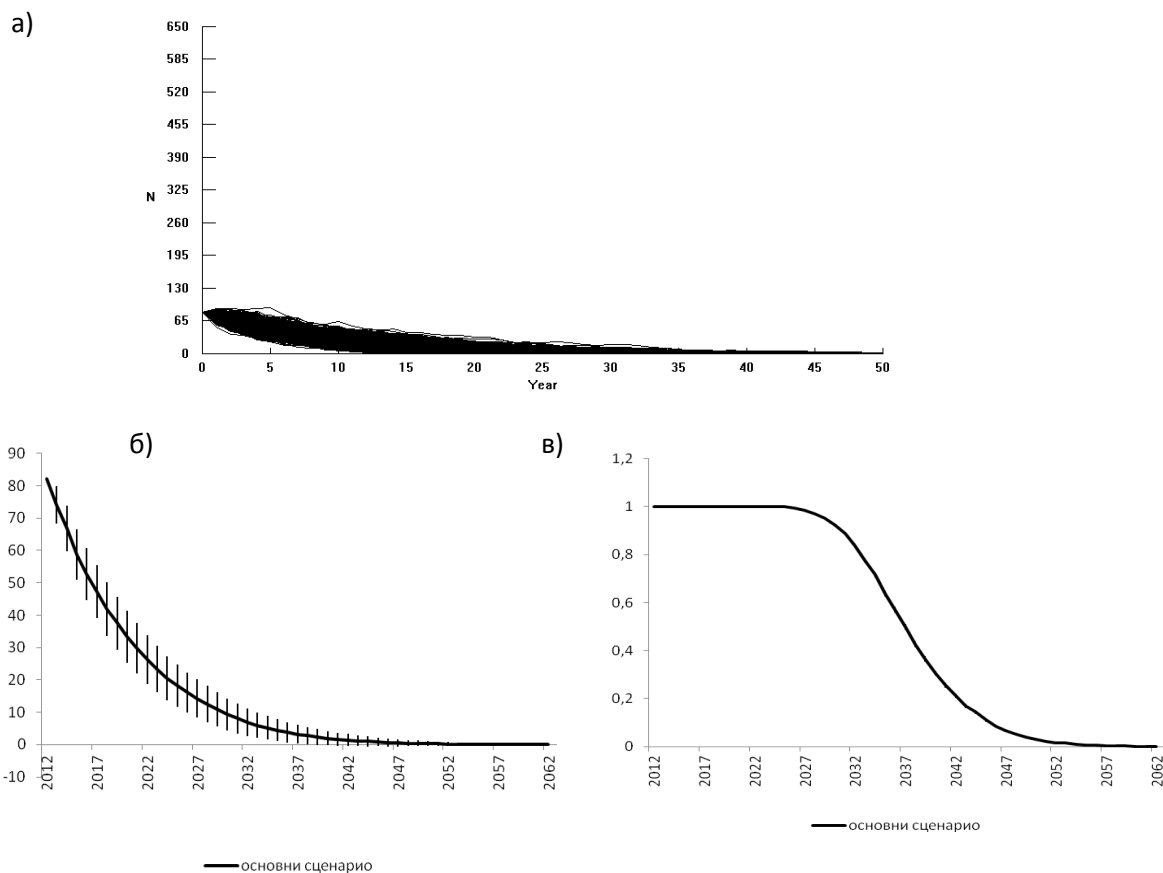
Основни сценарио (Слика 18) указује на веома извесно нестајање беле кање из Македоније у периоду наредних 50 година ($PE = 1$, $SE = 0,0005$), са медијалним временом до прве екстинкције од 25 година и средњим временом од 26,1 године ($SE = 0,13$, $SD = 5,83$). Према овоме сценарију, чак 1999 популација од улазних 2000 је изумрло. Негативна стохастичка стопа раста ($stoc-r = -0,127$) је конзистентна са уоченим дугорочним падом популације.

За 39 година (три генерације беле кање, Agudo и сар. (2011)) вероватноћа опстанка популације ($P_{(survive)}$) је само 2%.

6.6.3 Сензитивност симулација

Прва група сценарија која проверавају осетљивост модела и тестирају различите циљеве заштите, односи се на сценарије који разматрају промене у продуктивности популације, у позитивном или у негативном смислу. Очигледно је (Табела 7, Слика 19) да промене у параметрима гнежђења, нарочито ако су мале, имају само мали утицај на опстанак популације и на њену бројност за период од 50 година (биолошке вредности након 40 и 50 година од почетка симулације износе једна или ниједна преживела птица). Ако се продуктивност популације знатно повећа (за 30%) значајно се мења вероватноћа тоталне екстинкције за период од 30 година и продужава се медијално време до прве екстинкције за шест година (Табела 8). Пад продуктивности популације од 10% не уноси драстичну промену у средњем и медијалном времену до прве екстинкције, а пад од 30% резултује скраћењем времена до прве екстинкције за 3-4 године (Табела 8).

statistics: r= -0.125, SD(r)= 0.169, PE= 1,00, N= 2, H= 63



Слика 18. VORTEX симулације (а), највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) (б) и вероватноћа преживљавања популације (в) беле кање у Македонији са улазним параметрима основног сценарија. Стандардне грешке за вероватноћу опстанка су јако мале да би се виделе на графику.

Табела 7. Укупни очекивани број преживелих јединки беле кање и вероватноћа опстанка популације у периодима од 10 година, уз промене параметара продуктивности.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
Основни сценарио	26,34	1	6,87	0,8365	1,42	0,2105	0,19	0,016	0,02	0,0005
- 10% продуктивности	23,64	0,9995	5,54	0,758	0,98	0,1515	0,12	0,0115	0,01	0,0005
- 30% продуктивности	19,44	0,9985	3,69	0,605	0,48	0,0505	0,04	0,0015	0	0,0005
+ 10% продуктивности	29,06	1	8,43	0,8815	1,92	0,295	0,28	0,029	0,03	0,001
+ 30% продуктивности	35,63	1	12,37	0,9495	3,63	0,504	0,79	0,1155	0,11	0,01

N(all) – највероватнији укупни број преживелих јединки у датој години;

P(surv.) – вероватноћа опстанка популације у датој години.

Табела 8. Детерминистичке и стохастичке стопе раста популације, вероватноћа изумирања популације и медијално и средње време до прве екстинкције беле кање, уз промене параметара продуктивности.

Сценарио	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	MedianTE	MeanTE
Основни сценарио	-0,113	-0,127	0,168	1	25	26,1
- 10% продуктивности	-0,125	-0,135	0,17	1	24	24,7
- 30% продуктивности	-0,15	-0,151	0,168	1	22	22,2
+ 10% продуктивности	-0,103	-0,119	0,166	0,999	27	27,5
+ 30% продуктивности	-0,082	-0,104	0,164	0,99	31	31,1

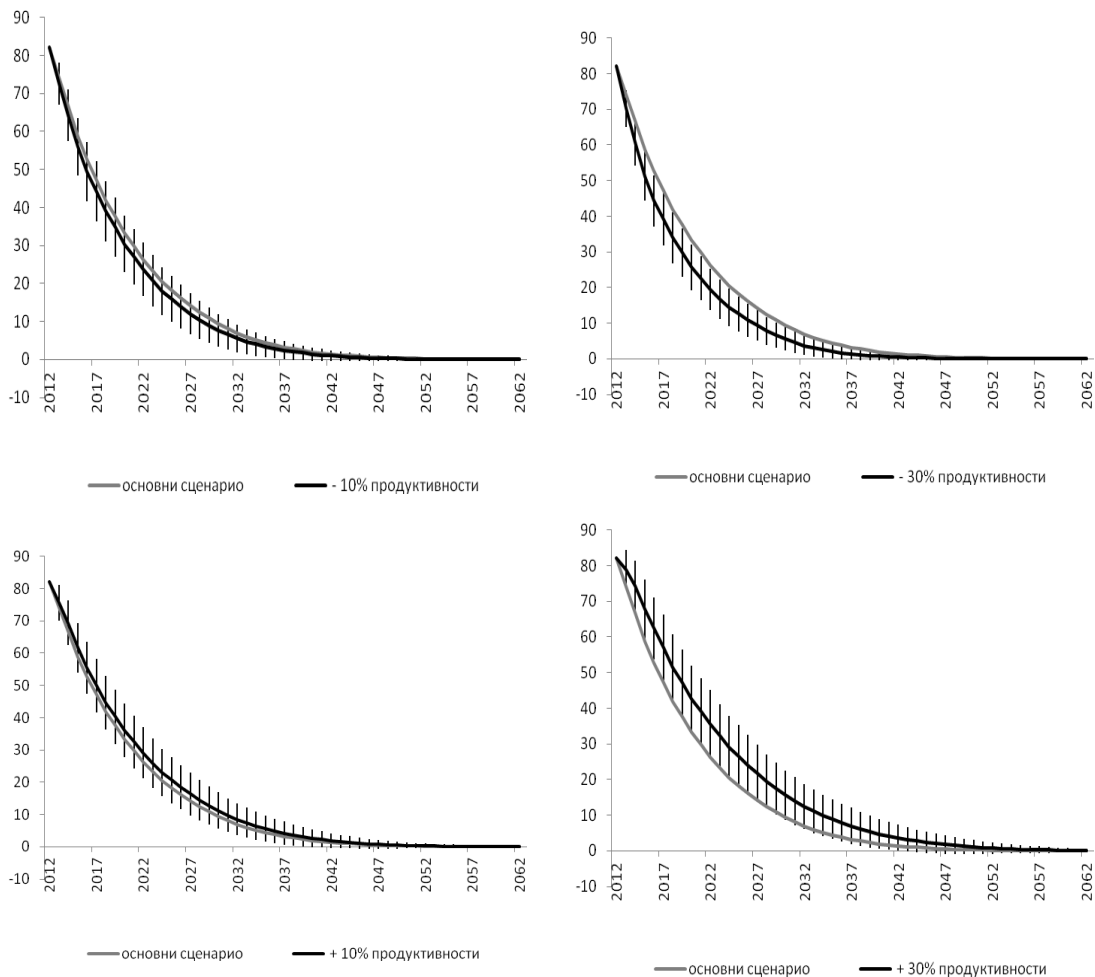
Det-r – детерминистичка стопа раста популације

Stoc-r – стохастичка стопа раста популације

SD(r) – стандардна девијација стохастичке стопе раста популације

MedianTE – највероватније медијално време до прве екстинкције симулираних популација

MeanTE – највероватније средње време до прве екстинкције симулираних популација



Слика 19. Највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) беле кање у Македонији са променама продуктивности популације у односу на основни сценарио.

Друга група сценарија разматра само промене у стопама морталитета. Јасно се уочава (Табеле 9 и 10, Слика 20) да морталитет знатно више утиче на судбину популације, како у позитивном, тако и у негативном смислу. Мало снижење морталитета за све узрасне категорије резултује већом вероватноћом опстанка популације (0,59, скоро три пута већа него код основног сценарија) за период од 30 година, и продужава медијално време до прве екстинкције за седам година. И у овом случају средњи процењени број преживелих јединки је веома мали (само четири птице). Тако, на крају периода од 50 година, вероватноћа преживљавања хипотетичке популације са наведеним параметрима остаје практично нула. Ако се морталитет смањи само код субадултних и адултних јединки (тј. јединки које могу бити предмет заштите у подручјима гнезђења), вероватноћа опстанка популације за првих 30 година пада на 0,44.)

Табела 9. Укупни очекивани број преживелих јединки беле кање и вероватноћа опстанка популације у периодима од 10 година, уз промене параметара морталитета. Ознаке као у Табели 7.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
Основни сценарио	26,34	1	6,87	0,8365	1,42	0,2105	0,19	0,016	0,02	0,0005
- 10% морталитета										
субадулта и адулта	32,19	1	10,69	0,938	2,96	0,441	0,64	0,083	0,11	0,0135
- 10% укупног морталитета	35,5	1	13,37	0,9705	4,21	0,59	0,99	0,144	0,18	0,026
- 30% морталитета										
субадулта и адулта	45,54	1	22,39	0,997	10,12	0,8875	3,87	0,5235	1,24	0,171
- 30% укупног морталитета	58,93	1	39,71	1	25,21	0,992	14,89	0,906	7,94	0,707
+ 10% укупног морталитета	19,11	0,997	3,39	0,55	0,4	0,049	0,03	0,002	0	0
+ 30% укупног морталитета	10,72	0,978	0,91	0,136	0,05	0,0015	0	0	0	0

Оптимистичнији резултати се добијају уз већу редукцију (30%) морталитета свих узрасних категорија, и тај сценарио указује на вероватноћу (од око 70%) опстанка популације за наредних 50 година (уз само око осам преживелих јединки). Поново, ако се ова редукција односи само на субадулте и адулте, сценарио указује да ће преостати само једна јединка, са вероватноћом од само око 17%. Ипак, у поређењу са основним сценаријом, медијално време

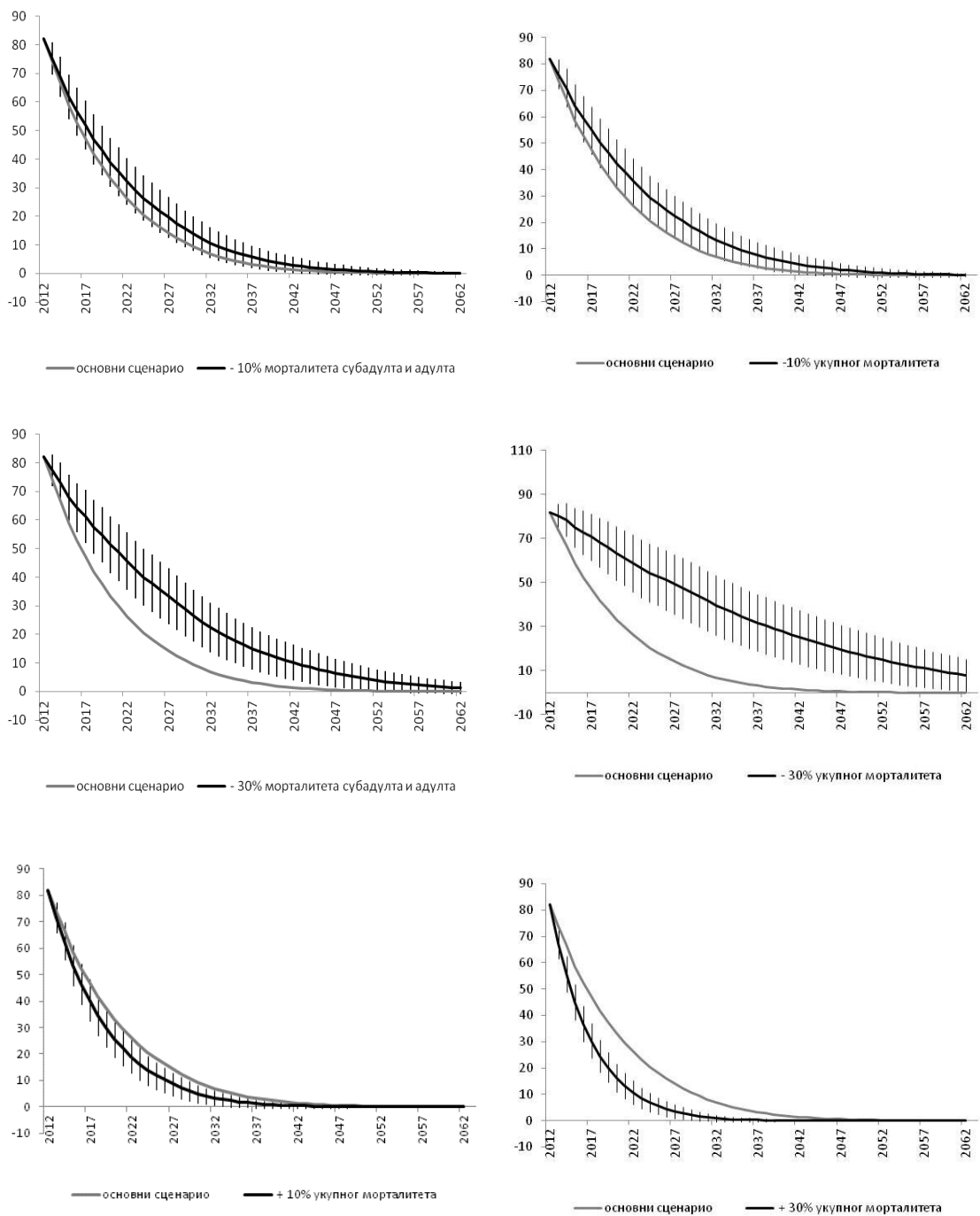
нестајања је знатно дуже (41 година за 10% редукције морталитета), или до екстинкције не долази у првих 50 година симулације (за 30% редукције морталитета).

Табела 10. Детерминистичке и стохастичке стопе раста популације, вероватноћа изумирања популације и медијално и средње време до прве екстинкције беле кање, уз промене параметара морталитета. Ознаке као у Табели 8.

Сценарио	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	MedianTE	MeanTE
Основни сценарио	-0,113	-0,127	0,168	1	25	26,1
- 10% морталитета субадулта и адулта	-0,093	-0,108	0,162	0,987	30	30
- 10% укупног морталитета	-0,083	-0,1	0,16	0,974	32	32,2
- 30% морталитета субадулта и адулта	-0,061	-0,078	0,148	0,829	41	38,7
- 30% укупног морталитета	-0,031	-0,052	0,119	0,293	0	42,8
+ 10% укупног морталитета	-0,145	-0,155	0,178	1	21	21,5
+ 30% укупног морталитета	-0,204	-0,204	0,191	1	16	16,7

Ова група сценарија истовремено разматра могућност да су улазни параметри основног сценарија потцењени. Симулације указују на редукцију медијалног времена до прве екстинкције за четири, односно девет година у зависности од пораста морталитета (за 10% и 30% респективно), уз скоро сигурну вероватноћу изумирања популације већ за 30 година.

Сценарија која комбинују претходне параметре, посматрана само у позитивном смеру (Табела 11), дају најпозитивније резултате за опстанак популације. Комбинација са мањим повећањем продуктивности популације и мањом редукцијом морталитета кроз све узрасне категорије се суштински не разликује много од основног сценарија (резултује високом вероватоћом нестајања од око 96% у периоду од 50 година). Једино ако се ове вредности драстично промене (за по 30%), резултати указују на преживљавање релативно већег броја јединки за период од 30 и 50 година (68 и 50 птица), али популација и даље остаје у континуираном паду.



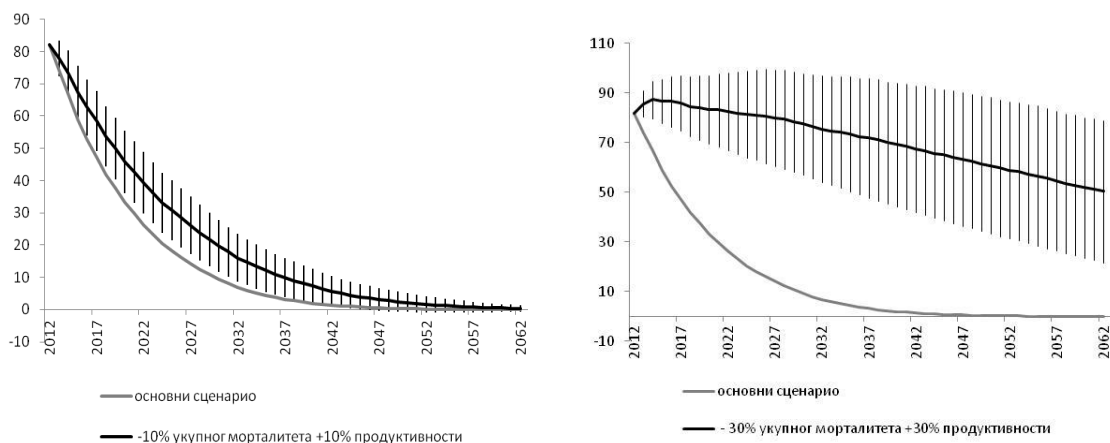
Слика 20. Највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) беле кање у Македонији са променама у стопама морталитета у односу на основни сценарио.

Табела 11. Укупни очекивани број преживелих јединки беле кање и вероватноћа опстанка популације у периодима од 10 година, уз повећање параметара продуктивности и смањење морталитета. Ознаке као у Табели 7.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
Основни сценарио	26,34	1	6,87	0,8365	1,42	0,2105	0,19	0,016	0,02	0,0005
- 10% укупног морталитета										
+10% продуктивности	39,3	1	16,03	0,9785	5,74	0,692	1,63	0,2405	0,35	0,0445
- 30% укупног морталитета										
+30% продуктивности	82,59	1	75,5	1	67,66	1	58,99	0,998	50,41	0,9885

Табела 12. Детерминистичке и стохастичке стопе раста популације, вероватноћа изумирања популације и медијално и средње време до прве екстинкције беле кање, уз повећање параметара продуктивности и смањење морталитета. Ознаке као у Табели 8.

Сценарио	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	MedianTE	MeanTE
Основни сценарио	-0,113	-0,127	0,168	1	25	26,1
- 10% укупног морталитета						
+10% продуктивности	-0,073	-0,093	0,156	0,956	34	34,1
- 30% укупног морталитета						
+30% продуктивности	0,001	-0,014	0,076	0,012	0	45,3



Слика 21. Највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) беле кање у Македонији уз повећање параметара продуктивности и смањења морталитета у односу на основни сценарио.

Како су све раније симулације показале јасан негативан тренд популација, разматрана је и опција суплементације, преко ослобађања четири или осам младунаца годишње.

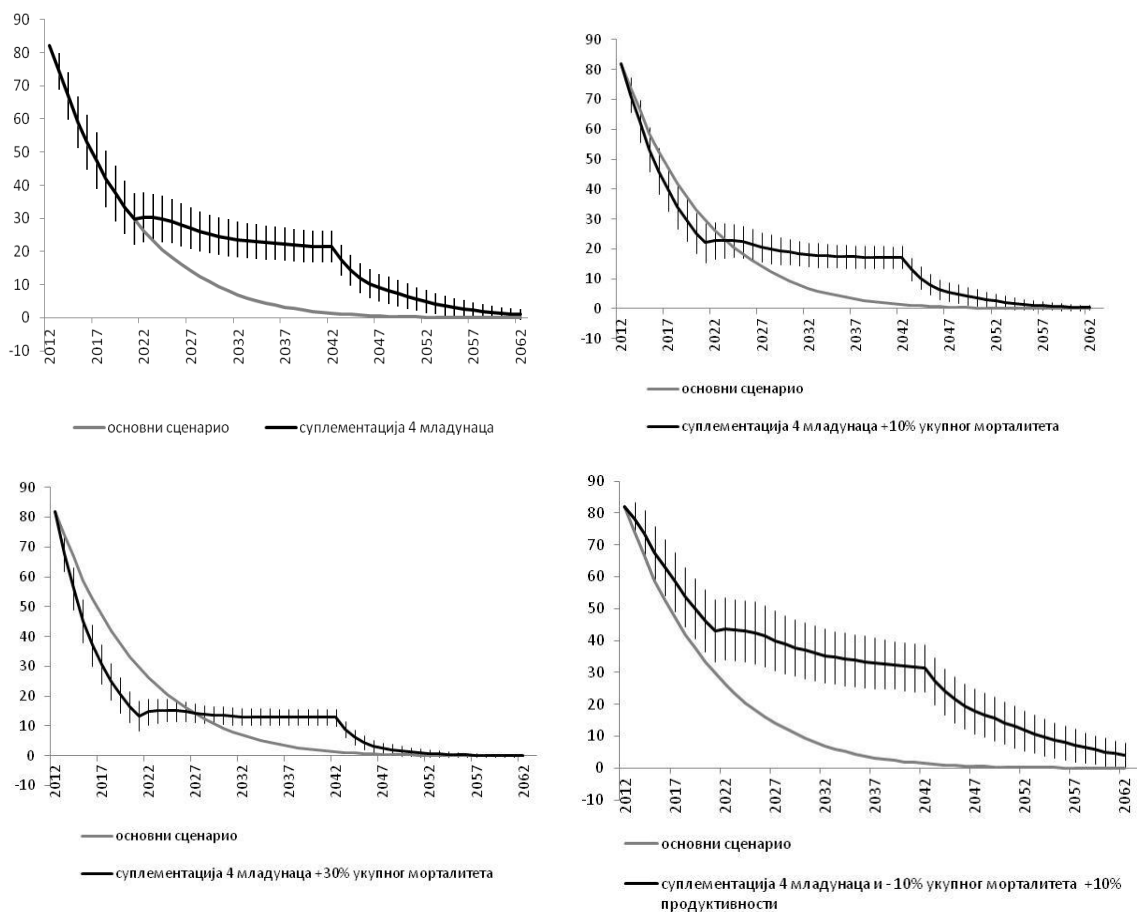
Сценарија која разматрају суплементацију популације (Табеле 13, 14, 15 и 16, Сlike 22 и 23) јасно указују на то да ће популације опстати све док траје програм суплементације (првих 30 година), чак и при малом броју ослобођењих младунаца и уз знатно повећане стопе морталитета у односу на основни сценарио. Просечни процењени број преживелих јединки за овај период је око два пута већи између сценарија са високом (+30%) стопом морталитета и сценариом у којем је продуктивност популације мало (+10%) виша, а морталитет мало (-10%) нижи.

Табела 13. Укупни очекивани број преживелих јединки беле кање и вероватноћа опстанка популације у периодима од 10 година, уз суплементацију четири младунаца, редукцију морталитета и повећање продуктивности популације. Ознаке као у Табели 7.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
Основни сценарио	26,34	1	6,87	0,8365	1,42	0,2105	0,19	0,016	0,02	0,0005
Суплементација 4 младунаца	30,35	1	23,59	1	21,38	1	4,86	0,7035	0,97	0,1445
Суплементација 4 младунаца +10% укупног морталитета	22,81	1	18,08	1	17,22	1	2,58	0,4405	0,35	0,035
Суплементација 4 младунаца +30% укупног морталитета	14,74	1	13,13	1	12,92	1	0,82	0,1055	0,06	0,0025
Суплементација 4 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	43,73	1	35,27	1	31,41	1	11,76	0,945	4,05	0,5515

Табела 14. Детерминистичке и стохастичке стопе раста популације, вероватноћа изумирања популације и медијално и средње време до прве екстинкције беле кање, уз суплементацију четири младунаца, редукцију морталитета и повећање продуктивности популације. Ознаке као у Табели 8.

Сценарио	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	MedianTE	MeanTE
Основни сценарио	-0,113	-0,127	0,168	1	25	26,1
Суплементација 4 младунаца	-0,113	-0,074	0,159	0,856	44	42,4
Суплементација 4 младунаца +10% укупног морталитета	-0,145	-0,081	0,176	0,965	40	39,8
Суплементација 4 младунаца +30% укупног морталитета	-0,204	-0,091	0,209	0,998	35	35,8
Суплементација 4 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	-0,073	-0,06	0,135	0,449	0	45,2

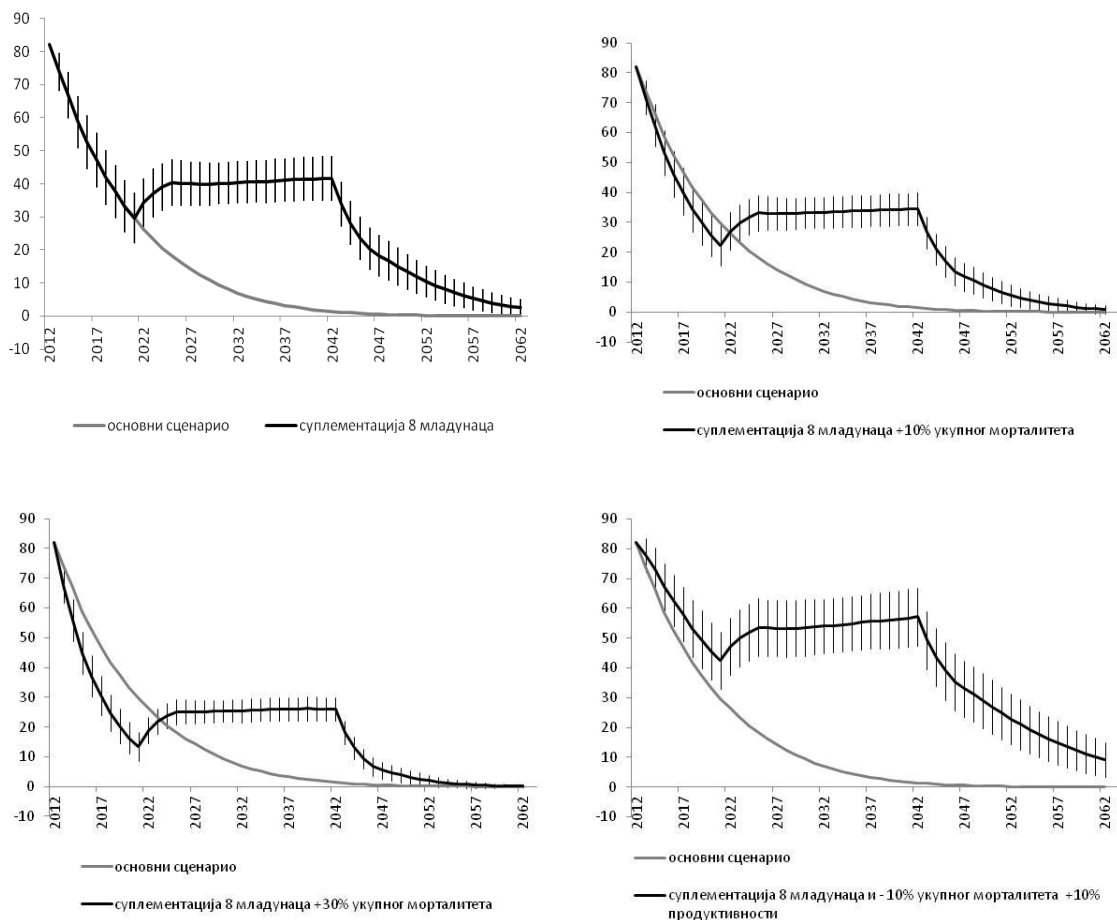


Табела 15. Укупни очекивани број преживелих јединки беле кађе и вероватноћа опстанка популације у периодима од 10 година, уз суплементацију осам младунаца, редукцију морталитета и повећање продуктивности популације. Ознаке као у Табели 7.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
Основни сценарио	26,34	1	6,87	0,8365	1,42	0,2105	0,19	0,016	0,02	0,0005
Суплементација 8 младунаца	34,23	1	40,45	1	41,6	1	10,36	0,9565	2,48	0,4045
Суплементација 8 младунаца +10% укупног морталитета	27,09	1	33,28	1	34,49	1	5,65	0,771	0,89	0,1235
Суплементација 8 младунаца +30% укупног морталитета	18,84	1	25,47	1	26,08	1	1,97	0,337	0,15	0,0075
Суплементација 8 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	47,18	1	54,03	1	57,14	1	22,78	0,999	9,16	0,864

Табела 16. Детерминистичке и стохастичке стопе раста популације, вероватноћа изумирања популације и медијално и средње време до прве екстинкције беле кађе, уз суплементацију осам младунаца, редукцију морталитета и повећање продуктивности популације. Ознаке као у Табели 8.

Сценарио	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	MedianTE	MeanTE
Основни сценарио	-0,113	-0,127	0,168	1	25	26,1
Суплементација 8 младунаца	-0,113	-0,065	0,154	0,596	49	45,6
Суплементација 8 младунаца +10% укупног морталитета	-0,145	-0,073	0,175	0,877	44	43,2
Суплементација 8 младунаца +30% укупног морталитета	-0,204	-0,084	0,217	0,993	39	39
Суплементација 8 младунаца и - 10% укупног морталитета +10% продуктивности	-0,073	-0,047	0,122	0,136	0	47,4

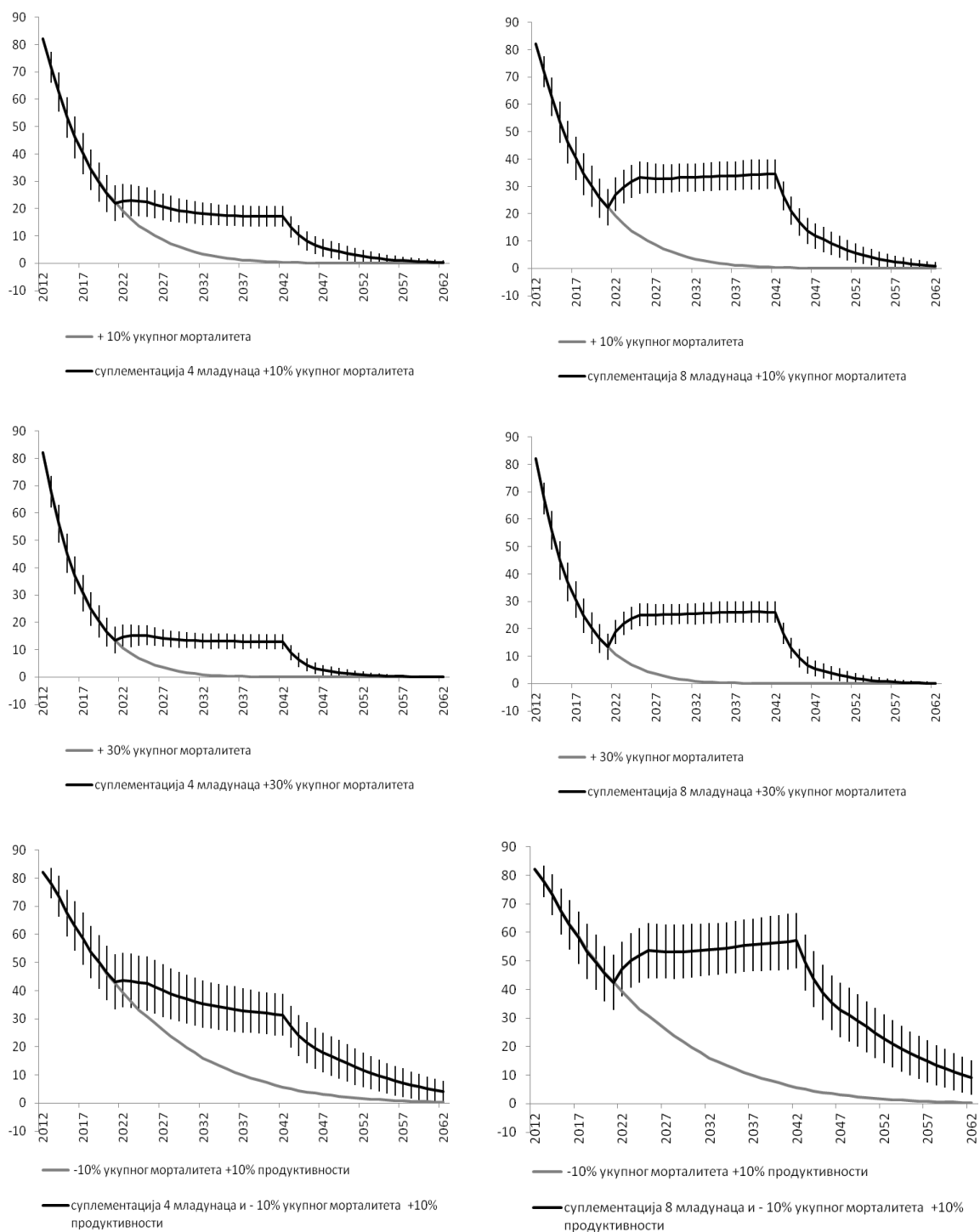


Слика 23. Највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) и вероватноћа преживљавања популације беле кање у Македонији уз суплементацију осам младунаца, редуkcију морталитета и повећање продуктивности популације, у односу на основни сценарио.

И поред тога што након престанка програма суплементације у свим случајевима популација по истеку периода симулације (50 година) нестаје или достиже веома малу бројност, постоји велика разлика у средњем броју преживелих јединки на крају периода од 30 година између сценарија које разматрају суплементацију, и сценарија са истим тим вредностима за морталитет и продуктивност без суплементације (Табела 17).

Табела 17. Поређење укупног очекиваног броја преживелих јединки беле кађе и вероватноће опстанка популације у периодима од 10 година, код сценарија који мењају продуктивност и морталитет, са и без суплементација. Ознаке као у Табели 7.

Сценарио	2022		2032		2042		2052		2062	
	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)	N(all)	P(surv.)
+ 10% укупног морталитета	19,11	0,997	3,39	0,55	0,4	0,049	0,03	0,002	0	0
суплементација 4 младунаца										
+10% укупног морталитета	22,81	1	18,08	1	17,22	1	2,58	0,4405	0,35	0,035
суплементација 8 младунаца										
+10% укупног морталитета	27,09	1	33,28	1	34,49	1	5,65	0,771	0,89	0,1235
+ 30% укупног морталитета	10,72	0,978	0,91	0,136	0,05	0,0015	0	0	0	0
Суплементација 4 младунаца										
+30% укупног морталитета	14,74	1	13,13	1	12,92	1	0,82	0,1055	0,06	0,0025
Суплементација 8 младунаца										
+30% укупног морталитета	18,84	1	25,47	1	26,08	1	1,97	0,337	0,15	0,0075
- 10% укупног морталитета										
+10% продуктивности	39,3	1	16,03	0,9785	5,74	0,692	1,63	0,2405	0,35	0,0445
Суплементација 4 младунаца										
и - 10% укупног морталитета +10%										
продуктивности	43,73	1	35,27	1	31,41	1	11,76	0,945	4,05	0,5515
Суплементација 8 младунаца										
и - 10% укупног морталитета +10%										
продуктивности	47,18	1	54,03	1	57,14	1	22,78	0,999	9,16	0,864



Слика 24. Највероватнији број преживелих јединки (са стандардном девијацијом) и вероватноћа преживљавања популације беле кање у Македонији код сценарија који мењају продуктивност и морталитет, са и без суплементације.

7 Дискусија

7.1 Историјска и рецентна дистрибуција беле кање у Македонији

Реконструкција ареала и броја територија белих кања у Македонији показује да је врста у прошлости била много бројнија и шире распрострањена (Grubač и сар. 2013). И поред тога што је јасно да је увек била знатно бројнија у нижим и топлијим деловима земље, постоје подаци о њеном гнежђењу и на планинама – Karaman (1949) наводи гнездо високо на Јакупици, Matvejev (1955) ју је нашао на Пелистеру, а Димовски (1957) је навео да ју је често виђао на Осоговским планинама. У том периоду сточни фонд у земљи је био знатно већи (Velevski и сар. 2003), а доступност хемијских препарата знато мања. Grubač и сар. (2013) наводе да су укупно прикупили податке за 166 територија активних макар повремено у периоду 1905.-2011., што нам даје основу да закључимо да је капацитет пре 1950-их вероватно износио око 250-300 парова, и да величина популације беле кање у Македонији није била много мања од те вредности.

До почетка 1980-их, бројност је пала на око 140 парова, при чему је већи број територија био груписан у кластере, али је још увек постојало пуно територија изван тих језгара ареала (Grubač и сар. 2013). Такве територије су опстајале вероватно под утицајем измењене субмедитеранске климе (клисуре Црног Дрима и Треске, планина Галичица, ниски делови планине Јабланице) и топлије континенталне климе (долина Радике), подручја која су добро познати рефугијални центри у Македонији (Ем и сар. 1985).

Током 1980-их година, популација беле кање је пала за око 40 парова, а многе удаљеније територије и много малих кластера су потпуно нестали (Grubač и сар. 2013). Сличан тренд нестајања изолованих територија је забележен и на Апенинском полуострву (северније групе парова су брже нестале, Liberatori & Penteriani 2001), на Сицилији (парови који су насељавали мања погодна подручја су брже нестајали, Sarà & Di Vittorio 2003) и у Шпанији (Carrete и сар. 2007). На Сицилији је ова појава објашњена узнемиравањем са стране људи, али је вероватно да је механизам идентичан оном у Шпанији - великим утацајем филопатрије и присуства конспецифичних јединки приликом избора територије

код беле кање. До почетка нашег истраживања, популација беле кање у Македонији је пала на само око 40 парова.

7.2 Густина популације

Процена густине гнежђења беле кање је претстављала практичан проблем истраживачима широм њеног ареала. И поред тога што је бела кања солитарна врста (Donazar 1993), локално може гнездити у веома великим густинама (и до 1 пар/10 км² па и до 7 парова на 1 км² Cortés-Avizanda и сар. 2009). За процену густине гнежђења на већој скали, Seballos & Donazar (1989) су користили квадрате од 20x20 км на подручју од 10000 км², и приказали су густине као минимални и максимални број парова по квадрату. Margalida и сар. (2007) су искористили регионалну политичку поделу (*comarques*) да би приказали густине као број парова на 10 км². Оба приступа сматрамо практичним за приказивање релативне густине, без узимања у обзир потребе врсте за налажење хране, али то онемогућава компарацију са другим резултатима. Покушаји процене еколошке густине код лешинара нису непознате. Fernandez и сар. (1998) су са циљем прерачунавања еколошке густине колонијалних белоглавих супова, да би прерачунали површину коју они користе, искористили радијус од 25 км око колонија као потенцијалну границу кретања јединки у колонијама. Да би прерачунали густину гнежђења орла брадана на шпанским Пиринејима, Margalida и сар. (2003) су користили површину читавог погодног станишта за ову врсту. Зато, сматрамо да би приступ дефинисања кластера у овом раду, који се заснива на просечном радијусу кретања врсте око њеног гнезда, и исцртавање минималних конвексних полигона око тих кластера као границе еколошког простора који птице користе, у будућности пружио стандардизованији начин за приказивање густине не само код беле кање, него и код других врста које селективно користе расположиви простор, али су при томе тачне границе тог простора непознате.

Значајне разлике у густинама гнежђења (дистанце до најближе суседне територије) унутар кластера територија белих кања у Македонији на које је указао Mann-Whitney U-test се морају тумачити уз опрез. Небалансирана величина

узорака између кластера C1 (централни и јужни део Македоније, 2003., 30 територија) и C3 (јужни део Македоније, 2011., 13 територија) вероватно утиче на резултат. Ранија анализа истих територија која је користила Kruskal-Walace ANOVA-у и укључивала и стање из 1983. године је показала да разлике између ова два кластера нису значајне (Grubač и сар. 2013). Тако, гледајући ширу слику, може се закључити да су се највећи пад популације и највеће промене у густини гнезђења беле кање у Македонији десиле пре почетка нашег истраживања. До сличног закључка су дошли и Liberatori & Penteriani (2001) – разматрајући пад густине популације од 1970. до 1999. године, нису нашли значајан пад густине. Ово се може објаснити и различитом методологијом прерачунавања густине, јер су поменути аутори у обзир узели и дистанце између различитих делова ареала, које су већ биле велике у 1970-им годинама. Друга могућност је да птице које улазе у гнездећу популацију у Македонији позитивно бирају територије на југу земље, на основу присуства конспецифичних јединки, као и већем броју погодних места за гнезђење. Оба фактора су значајна за објашњење густине гнезђења и опстанак територија (Ceballos & Donazar 1989; Carrete и сар. 2007). У сваком случају, поређење броја парова на 100 км² јасно указује на смањење густине гнезђења у Македонији за око 21% у периоду од осам година (2003.-2011.). Сличност просечне дистанце до најближе територије у Македонији за 1983. годину (Grubač и сар. 2013) са вредностима из Бугарске из касних 1960-их до раних 1980-их година (Baumgart 1991) указују на то да се бела кања у том периоду гнездила у великим густинама вероватно широм Балканског полуострва. Просечна дистанца до најближе територије у већем кластеру из 2011. године је упоредива са резултатима које Liberatori & Penteriani (2001) наводе за Јонски део ареала (регион Калабрије, Апенинско полуострво) за период 1970.-1990. (који је тада насељавао највећи део полуострвске популације), Сицилију (1980.-2002., Sarà & Di Vittorio 2003), француске Пиринеје (Braillon 1979, 1987) и Каталонију (Marco & García 1981). Ово сугерише да је до пада македонске (и балканске) популације дошло око две декаде касније него у осталим европским земљама, где је врста била честа, али не постоје прецизни подаци о дистанцама до најближе територије из ранијих периода за поменута подручја да би се урадило детаљније поређење.

7.3 Фактори који утичу на опстанак територија

На први поглед се види разлика између наших резултата, код којих се значајан утицај параметара бележи углавном у радијусима ближе гнездима (1 или 2,1 км), и резултатима који су добили Carrete и сар. (2007), где су сви параметри били значајни на нивоу највећег радијуса (8 км). По томе су наши резултати блискији налазима Mateo-Tomás & Olea (2010) који су такође нашли да детаљнија резолуција боље објашњава факторе који утичу на локалну екстинкцију територија.

Када се погледају првих 16 фактора које модели изабиру као најзначајније за опстанак територија (слика 10 у резултатима), јасно се види доминација природних фактора – само четири од најзначајнијих фактора су директно повезани са човековим присуством и активностима – број становника у најближем селу, дистанца од гнезда до најближег објекта, покривност најближег окружења гнезда пољопривредним културама и густина неасфалтираних путева у широј околини гнезда. Од ових, само један пролази проверу стабилности селекције од стране модела – близина људских објеката. Најзначајније факторе није нарочито тешко објаснити у светлу биологије и екологије беле кање. Територије код којих су гнезда имала североисточну оријентацију су доминирала у узорку, што се повезује с тим да кања за гнежђење бира места која нису изложена директном сунцу у најтоплијем периоду дана. Ова оријентација гнезда само делимично одговара ранијим налазима (Ceballos & Donazar 1989; Vlachos и сар. 1998; Liberatori & Penteriani 2001; García-Ripollés & López-López 2006) где је забележена углавном јужна и источна експозиција. Само у три случаја парова који су опстајали у периоду 2003.-2011. су места гнежђења била оријентисана ка југозападу (тј. директно изложена сунцу), при чему код два од њих само гнездо је дубоко завучено у пукотини те није никада изложено сунцу, а додатно једна од тих територија је на највећој регистрованој надморској висини у земљи (1090 м). Ипак, северна експозиција места за гнежђење се јасно избегава, што указује на то да кање ипак бирају позиције да сунце осветли место гнежђења или током јутра или током поподнева, што омогућује сунчање младунцима пре полетања. У ефикасном трагању за пленом, кањама је потребан терен који није обрастао

шумском и жбунастом вегетацијом, те је зато пад вероватноће да ће територија бити заузета ако покровност шумом расте, разумљив. Са друге стране, присуство жбуња повољно утиче на дистрибуцију и бројност природног плена белих кања, па функција опстанка територије белих кања у Македонији расте са процентом покровности терена жбунастом вегетацијом. Liberatori & Penteriani (2001) су нашли већи проценат станишта под шумом у околини активних гнезда белих кања, али апсолутне вредности (око 27% покровности код активних наспрам око 22% код изумрлих) вероватно укључују и шумска и жбунаста станишта, које смо ми раздвојили, па можемо претпоставити да је зато опстанак територија и у њиховом случају био позитивно корелисан са покровношћу жбунасте вегетације .

Два фактора се односе на укупну дужину стена у истом том радијусу, и на висину стене које кање бирају за гнежђење. Вероватноћа опстанка територија белих кања се скоро равномерно повећава са дужином расположивих стена. Овај фактор је већ описан као кључан за објашњење густине популација белих кања у Шпанији (Ceballos & Donazar 1989; Donazar и сар. 1989), и може се повезати са већом могућношћу проналажења одговарајућих места за гнезда, али и већом вероватноћом за присуство конспецифичних парова (видети даље). Liberatori & Penteriani (2001) су такође нашли да су више и дуже стене чешће биране за гнежђење беле кање на Апенинском полуострву, и приписали то избегавању директног убијања током 20-ог века. Узимајући у обзир приближно бимодалну функцију избора висине стене у Македонији, нисмо сигурни да иста претпоставка важи и за Македонију, али се у сваком случају не слаже са ситуацијом на Сицилији, где кање бирају ниже стене и имају нижа гнезда (Sarà & Di Vittorio 2003). У сличном смеру је и закључак Ceballos & Donazar (1989) да је бела кања отпорна на узнемиравање од стране људи, што су поткрепили подацима о чешћем избору гнезда при дну долина у Навари (северна Шпанија). Популација беле кање у том региону од 1980.-1984. (када су ова истраживања рађена) до скоро је била прилично стабилна (и можда још увек јесте), односно бележила је само мањи пад од око 3% (Donazar 2004). Управо обрнуто, највећи број неактивних територија у Македонији је био повезан са ниским стенама, што је ближе налазима Liberatori & Penteriani (2001) да беле кање траже безбедније стене за гнездо. Mateo-Tomás & Olea (2010) су нашли позитивну зависност између дужине стене и вероватноће да

је територија дуже активна. Зато, сматрамо да је овај избор локално-специфичан, и да зависи од атропогеног притиска. Повећање вероватноће опстанка територије са повећањем дистанце до најближе активне суседне територије је свакако артефакт пада густине популације. За ову варијаблу се не треба сматрати да има некакву казуалну везу са опстанком територија. Варијабла „група парова“ јасно указује на то да су неки региони Македоније неповољније за опстанак територија, а издвајање ове варијабле као значајне се вероватно дугује томе да су нека подручја више подложна факторима које модел недовољно прецизно мери, или које нисмо уопште унели као варијабле. Груписање несталих територија у „вруће тачке нестајања“ је већ познато за Шпанију (Carrete и сар. 2007) и објашњено је учесталом употребом отровних мамаца, и сматрамо да исти разлог стоји и иза бржег нестајања територија у неким регионима Македоније (видети даље). Већа је вероватноћа да се територије задрже у регионима који су у мало широј околини гнезда релативно равнији (са мањом флукуацијом нагиба), што се поново може лако повезати са начином на који кање траже храну – једрећи релативно ниско изнад тла. Већ је сугерисано да у случају да је терен превише неравномеран, енергетске потребе птица би могле бити превисоке (Bergier & Cheylan 1980). Ово није у сагласности са резултатима Ceballos & Donazar (1989) и Mateo-Tomás & Olea (2010), који су нашли да се чешће биране стене налазе у неравнијем окружењу и да територије које се налазе у таквом окружењу имају мању вероватноћу да буду напуштене. Разлике се вероватно могу објаснити присутношћу самих стена. Дистанца до најближег људског објекта има негативни утицај на опстанак територије када је иста мања од око 1000 м, што указује на то да издвојени објекти, који су по правилу везани са нерутинским активностима на које се кање теже могу привићи, имају већи негативни утицај. Модел није разликовао између различитих типова објеката, између којих би неки (као што су то бачила) могли позитивно утицати на опстанак кање, јер су предвидљиви извор хране. Ипак, код таквих је објеката употреба отровних мамаца у Македонији честа (ауторови подаци).

Следећих седам параметара статистички модел не бира као стабилне у објашњавању и предикцији опстанка територије, вероватно због малог

статистичког узорка (односно, због великог броја разматраних варијабли). Ипак, били су изабрани као важнији процедуром RandomForest:

- максимална дужина стене – очекује се да доприноси опстанку територије тако што омогућује већи број места за гнездо и да редукује узнемиравање са стране људи слично као и висина стене; јавила се као фактор опстанка територије и на Италијанском полуострву (Liberatori & Penteriani 2001) и у северној Шпанији (Mateo-Tomás & Olea 2010)

- укупна дужина стена у 2,1 км радијусу – што утиче на опстанак територије исто као и укупна дужина свих стена у радијусу од 1 км, и, како је већ речено, у складу је са литературним подацима.

- индекс изолације као значајан параметар који утиче на опстанак територија белих кања, такође не пролази селекцију стабилности. У Шпанији је индекс изолације био један од важнијих параметара, и показао је да беле кање избегавају подручја изолованија од осталих парова приликом избора територије (Carrete и сар. 2007). Нестабилност овог параметра у нашем узорку се можда може објаснити опстанком неколико удаљених територија, али и чињеници да је много парова нестајало чак и из подручја са густом популацијом. То се свакако може повезати са релативно бржим интензитетом нестајања кања из неких подручја где су у прошлости биле много бројније (Мариово, подручје Демир Капије и Тиквеш), односно указује на концентрацију негативних фактора у тим регионима.

- избегавање стена за гнезда у зависности од већег броја становника у најближем насељеном месту је у складу са резултатима Ceballos & Donazar (1989) и Sarà & Di Vittorio (2003), који су такође нашли да бела кања избегава људска насеља.

- присутност пољопривредних површина у најближој околини гнезда, што би могло негативно утицати на опстанак територије због узнемиравања, мањег броја стоке у тим стаништима (као на Сицилији, Sarà & Di Vittorio 2003) и контаминације пестицидима. Овај фактор је имао негативан утицај на опстанак територија и у Шпанији (Carrete и сар. 2007).

- индекс примарне продукције, чији утицај може бити како позитиван, тако и негативан. Индекс примарне продукције у Шпанији је позитивно повезан

за опстанком територија, што се доводи у везу са већом учесталашћу присуства природног плена белих кања (Carrete и сар. 2007).

- густина неасвалтираних путева у радијусу од 8 км, што имплицира осетљивост кања ка људским активностима на њеној територији, и могућу фрагментацију станишта повезану са пробијањем путева.

Одабир ових параметара од стране модела не значи да су они кључни за опстанак територије беле кање, него да најбоље описују разлике између „изумрлих“ и активних територија. То значи да остали параметри имају или минимални утицај или мање-више исти утицај и на активне и на „изумрле“ територије. Наши резултати се наизглед не слажу са налазима Sarà & Di Vittorio (2003) за Сицилију, да беле кање избегавају урбанизована подручја, а бирају територије са доминацијом медитеранске вегетације и пољопривредног земљишта. Овакво неслагање резултата се може објаснити разликама у методолошком приступу двеју студија – ми нисмо користили случајне локалитете за квантификацију срединских фактора, него смо изабрали „изумрле“ територије кање, од којих се већина свакако налазила даље од урбаних центара.

Carrete и сар. (2007) и Mateo-Tomás & Olea (2010) су нашли да инциденти тровања имају веома велики утицај на опстанак територија. Наш модел овај параметар није приказао, због два могућа разлога: (1) тровање није тако озбиљан проблем за белу кању у Македонији – наши резултати са терена указују да се углавном дешава пре него што беле кање заузму територије у пролеће, или пре него што започну инкубацију, па је могућа брза замена партнера уколико бар једна птица преживи (што се код беле кање догађа веома брзо, Donazar 2004), или (2) да је број инцидената о којима имамо податке за период 1986.-2011. веома мали (29 регистрованих случајева тровања лешинара, уз потпуно отсуство интензивног праћења ситуације у периоду 1991.-2002.). Додатно, инциденти тровања могу истовремено утицати на птице из два или више парова, у којим случајевима се њихов утицај не може издвојити као мање или више важан за појединачне парове. Поново би требало поменути инцидент из 1993. године на сметлишту код Неготина, где је одједном страдало 60-70 јединки, које су могле долазити из различитих делова Македоније (па и шире), и сасвим је логично да нити један модел не може исправно приказати ефекат оваквог инцидента.

Сточарство се није појавило као значајан фактор за избор територија у нашим анализама, што је у сагласности са налазима Ceballos & Donazar (1989) да не постоји директна веза између расположивости трофичких ресурса и густине гнежђења беле кање. Такође, Sarà & Di Vittorio (2003) су закључили да није било великих разлика у броју стоке у два региона која су поредили, при чему у једном од њих (долина Ното) кање потпуно одсуствују. Међутим, њихов модел је изабрао густину оваца и коза када је требао да направи разлику између „изумрле“ и активне територије, односно сугерисао је да је бројност ових врста значајна за опстанак територије. Carrete и сар. (2007) су нашли да сточарство има мали утицај на процес нестајања територија белих кања. То су објаснили могућим методолошким пропустом (недовољна прецизност података), или због могуће пластичности белих кања у исхрани, са укључивањем већег броја дивљих врста када број стоке опадне. У овом смислу, каснија моделирања (Margalida & Colomer 2012) су показала да редукција броја стоке до одређене мере не утиче на тренд популације беле кање у северној Шпанији. То је у сагласности и са налазима Milchev и сар. (2012) да редукција сточарства вероватно није допринела локалном ишчезавању белих кања из источних делова Бугарске. Овај „хаос“ значења сточарства за опстанак територија белих кања је само површан: Liberatori & Penteriani (2001) су закључили да број стоке није пресудан за опстанак територије, него начин њеног чувања, што се показало важним и за североисточну Шпанију (Mateo-Tomás & Olea 2010), односно да је за опстанак територија кање од кључног значаја очување екстензивног сточарства. Овце и козе се по правилу чувају екстензивно, што објашњава њихово значење за опстанак територија белих кања на Сицилији (а која су у просеку на већој надморској висини од случајно изабраних територија, Sarà & Di Vittorio (2003), што је вероватно повезано са већим потенцијалима пашњака на вишој надморској висини на овом Медитеранском острву). Узимајући у обзир да су овце само ретко присутне у ниским деловима Македоније током периода одгоја младунаца белих кања, да се краве углавном чувају на фармама, и да је број коза свуда релативно мали, наши се резултати могу протумачити у истом смислу – утицај говедарства је само делимичан и у зависности од типа чувања стада, а утицај овчарства и козарства је минималан, због премештања оваца из зимских (низијских) на летње (планинске)

пашњаке (даље од већине територија кања). Козе су присутне у веома малом броју на читавој територији Македоније, па је њихов утицај на опстанак територија незнатан.

Пад бројности угинулих животиња вероватније има више утицаја на параметре гнежђења популације, него на њен тренд. Али, диверзитет у исхрани значајно утиче на продуктивност популације белих кања (Margalida и сар. 2012а). Релативно велики број трупова угинулих животиња и количина кланичног отпада доступна у Македонији, заједно са природним пленом, вероватно омогућава довољну количину хране за белу кању, што се одражава релативно високим успехом гнежђења.

Фрагментација станишта и редукција диверзитета станишта су били један од важнијих фактора који су утицали на опстанак територија кања у Шпанији (Carrete и сар. 2007). Ни један, ни други фактор нису били значајни у нашем моделу, што се може објаснити концентрацијом белих кања у одређеним подручјима Македоније (па фрагментација подједнако утиче на више парова истовремено) и релативно малом узорку. Такође, не знамо какав је степен фрагментације и диверзитет македонских станишта у односу на шпанске, што теоријски може утицати на резултат. Како се фрагментација станишта и близина инфраструктурних објеката у нашем моделу нису показали као значајни фактори повезани са негативним антропогеним утицајем, а под претпоставком мање-више подједнаке доступности природних извора хране за све парове, остаје отворена могућност да стохастички процеси знатно утичу на опстанак територија. То су пре свега директно убијање адултних птица (што нисмо забележили у најскорије време, мада је било често у даљој прошлости (Трпков 1987), а било је најмање осам случајева и у скоријој прошлости (Grubač и сар. 2013), конкуренције са другим врстама (забележили смо један случај да је пар белих кања променио територију, након што је њихово гнездо заузела велика ушара *Bubo bubo*), тровање оловном сачмом (ловна сезона на пернату дивљач се отвара у августу, док су кање још увек на територијама, мада је у Македонији регистрован само један случај сатуризма грабљивице, ауторови подаци), страдање на електричним водовима (које нисмо забележили у скорије време, мада постоји један ранији случај – Grubač и сар. 2013) и свакако смртност изван територија гнежђења.

Утицај стохастичких догађаја у процесу екстинкције територија кање у истом смислу дискутују и Carrete и сар. (2007).

За период од 2003.-2011. године регистровани су случајеви нестајања четири пара беле кање на њиховим територијама, при чему је у једном случају доказано, а у другом се сумња (на основу пронађених мртвих белоглавих супова), да је узрок смрти тровање. У истом периоду, забележена су и три већа и неколико мањих инцидената тровања белоглавих супова и орла крсташа *Aquila heliaca*. Такође, забележена је и читава серија тровања овчарских и ловачких паса или тровања куне *Martes foina* у близини насељених места, бачила и пчелињака. Сматрамо да су доступне информације само мањи део инцидената који укључују тровање дивљих и домаћих животиња, и да је то само наставак већ дужег времена присутне праксе у Македонији. Прве пријављене акције тровања вукова су из година одмах након другог светског рата (Наумов 1981). Конфликт између вука и човека у Македонији постоји од када постоји и само сточарство (Lescureux & Linnell 2010), и пракса постављања отровних мамаца се сматра за један од већих разлога за историјски, али и скорашњи пад популације лешинара у Македонији и на Балкану (Handrinos 1985; Grubač 1989; Grubac 1991, 2000; Xirouchakis и сар. 2000; Sabočanec и сар. 2005; Kurtev и сар. 2007; Marinković и сар. 2007; Muzinic & Bednarz 2007). Од почетка 1990-их година до данас, број сточног фонда, а нарочито бројност крупне стоке и оваца у Македонији је у опадању (Velevski и сар. 2003; Државен завод за статистика на Република Македонија 2010, 2013). Паралелно, а почев од оквирно 1965. године, популација вука у Македонији изгледа да расте (необјављени подаци Министарства за пољопривреду, шумарство и водопривреду Републике Македоније), што само повећава конфликт са све малобројнијим сточарима. Пад сточног фонда (и зато, пад у потенцијалном извору хране) и пад величине популације белоглавог супа (необјављени подаци Б. Грубача, Т. и Е. Лисичанца, Б. Делова и М. Велевског) је вероватно повећао ризик проналажења тела затрованих животиња (уобичајено коришћене као мамац за карниворе) од стране беле кање.

Падови популације беле кање широм њеног ареала су већ корелисане са повећањем сличних ризика. Cortés-Avizanda и сар. (2009) су приписали рањивост беле кање на отровне мамце паду популације кунића *Oryctolagus cuniculus*

(примарни извор хране беле кање у подручју северне Шпаније) услед зечје хеморагичне грознице. Након пада популације кунића, птице су вероватно биле принуђене да прошире круг трагања за храном у пољопривредним подручјима и по ловиштима, тако повећавајући ризик од тровања. У Македонији заштићена подручја у ареалу дистрибуције беле кање немају ренцдерску службу која би превентивно деловала против криволова и постављања отровних мамаца, па је тако ризик од тровања подједнако велики унутар и изван граница заштићених подручја. Велики пад популације беле кање у Индији Cuthbert и сар. (2006) су приписали већој изложености беле кање телима домаћих животиња третираним диклофеном. Диклофен је главни узрок драстичног пада популације супова *Gyps spp.* у Азији (Green и сар. 2004; Oaks и сар. 2004; Shultz и сар. 2004; Swan и сар. 2006), и овај антиинфламаторни лек који се користи у ветеринарској медицини доводи до отказивања функције бубрега код супова. Cuthbert и сар. (2006) сматрају да је велика бројност супова онемогућавала белим кањама лак приступ лешевима животиња третираним диклофеном, тако објашњавајући одлагање (од скоро 10 година) почетка опадања бројности популације белих кања. Сценарио сличан индијском је прикладан и за ситуацију у Македонији. Комбинација пада бројности домаћих животиња, повећан број отровних мамаца намењен вуковима и псима и опадајућа популација белоглавих супова су вероватно повећали ризик тровања белих кања. При томе, могуће је да екстремно високе стопе морталитета нису једина последица тровања. Margalida и сар. (2012a) су указали на могућност да тровање такође утиче на репродуктивне параметре (смањује успех гнежђења), преко регрутације мање искусних јединки, које заузимају места отрованих искуснијих јединки у гнездећој популацији. Такав сценарио је потпуно могућ и у Македонији, јер су инциденти тровања углавном регистровани пре почетка сезоне гнежђења. Птице које су остале без партнера имају довољно времена да нађу замену (што се код грабљивица дешава за период од једне до неколико недеља,, Newton 1998), што редукује сумњу истраживача на тровање. У недостатку програма маркирања, овај ефекат остаје непотврђен у Македонији.

Губици јединки изван територије гнежђења су вероватно имали значајан негативан утицај (30-50% од свих губитака) на тренд македонске популације за време истраживања. Пад беле кање у Грчкој и Бугарској је већ повезан са

смањеном стопом преживљавања за време миграције и у подручјима презимљавања (Vlachos и сар. 1998; Kurtev и сар. 2007). Тачни путеви миграције балканских птица су слабо познати, и подаци доступни до данас доказују миграцију преко Босфора и Дарданела, али и преко Пелопонеза и Крита (Meuburg и сар. 2004; Lucia и сар. 2011, непубликовани подаци Бугарског друштва за заштиту птица (БДЗП), Грчког орнитолошког друштва (HOS) и Македонског еколошког друштва, такође видети www.lifeneophron.eu). Подручја презимљавања су централно-источни делови субсахарске Африке (углавном Чад, Судан и северни Камерун (Meuburg и сар. 2004), непубликовани подаци БДЗПа и HOS-a, www.lifeneophron.eu, видети и Gradev и сар. 2012). Миграција беле кање кроз Турску није безбедна због ризика тровања и контаминације (Vaassen 2003; Vaassen & Aykurt 2003). Не може се закључити да ли птице које гнезде у Македонији страдају дуж путева миграције у регионима удаљенијим од места гнежђења, или у суседним балканским државама, где се отровни мамци такође често користе (подаци БДЗПа, Фонд за дивљу флору и фауну – Бугарска, HOS-a и WWF-Грчка), и тако остају недетектоване мониторингом гнездећих територија. Према подацима из периода истраживања, тровања у Македонији се углавном дешавају од фебруара до почетка априла, када беле кање још нису присутне на територијама гнежђења или још нису почеле гнездити. Зато је вероватно теже пронаћи отроване птице (на супрот Шпанији, где је највећи број тровања забележен у априлу, мају и јуну, а много отрованих птица је налажено на или у близини гнезда, Hernández & Margalida 2009). Да би се одговорило на ово питање, потребна су хитна истраживања у циљу идентификације могућих „понора“ популације дуж путева миграција и у подручјима презимљавања.

Претпостављајући стабилну старосну структуру популације, такође је могуће да се констатовани губици код адултних птица након једне или више година неуспешног гнежђења (или без покушаја гнежђења), могу приписати и природном морталитету услед старости. Утицај старости на успех гнежђења (старије јединке имају мањи број потомака) је сугерисан код неких грабљивица (Newton 1979) и других кичмењака (Skalski и сар. 2005).

Наши резултати указују на ограничења чак и најсавременијих статистичких модела да довољно прецизно дефинишу узроке нестајања врсте ако је њена бројност у наглom опадању, и ако је преостао само мали број јединки на које подједнако снажно као детерминистички фактори, могу утицати и стохастични фактори. Ови резултати указују на потребу да се детерминистички фактори који утичу на бројност и дистрибуцију врста морају одредити док је врста још увек релативно честа, и има стабилну популацију.

7.4 Параметри репродукције

Параметри репродукције беле кање у Македонији одговарају већ раније публикованим вредностима (Liberatori & Penteriani 2001; García-Ripollés & López-López 2006; Kurtev и сар. 2007; Iñigo и сар. 2008; Mateo-Tomás и сар. 2010) (Табела 18).

Табела 18. Параметри репродукције беле кање у различитим регионима и периодима у Европи

Регион	Период	% гнездеће популације	% успешних парова	Продуктивност	Успех гнежђења	Стопа пролетања	Референца
Апенинско полуострво	1984-1999	65,1 (126)	49,2 (62)	0,63 (126)	0,99±0,66	1,27±0,45 (62)	Liberatori & Penteriani 2001
ЈЗ и СИ Кантабријске планине, Шпанија	2008			1,04 (33)	1,10 (33)	1,17 (33)	Mateo-Tomás и сар. 2010
Кастелон, Шпанија	2003-2005			0,91±0,08 (11±1)	0,76±0,07 (11±1)	1,20±0,09 (11±1)	García-Ripollés & López-López 2006
Навара, Шпанија	1983-1985	79,2 (72)	76,4 (55)	0,81 (117)		1,29 (79)	Donázar and Ceballos 1988
Сеговија, Шпанија		84,5 (129)	67,9 (74)	0,86 (129)		1,5,(74)	Fernández 1994 Donázar и сар. 2002
Каталонија, Шпанија			91,4 (35)			1,75(32)	C.R.P.R. 1984 по

Табела 18. Параметри репродукције беле кање у различитим регионима и периодима у Европи - продужетак

Регион	Период	% гнездеће популације	% успешних парова	Продуктивност	Успех гнежђења	Стопа пролетања	Референца
							Donázar & Ceballos 1988
Провенс (Француска)	1979-1983	82,8 (71)	88,7 (53)	0,87-0,92 (71)	1,18-1,26 (55)	1,32-1,40 (47)	Bergier 1985
Француски Пиринеји	1988-1995					1,26	Carlou 1998
Пиринеји				1.10 (117)		1.26 (27)	Brailon 1979
Транскавказје	1978-1983 и 1989-1991	85,1±0,08 (83)	64,8±0,06 (54)	0,71± 0,14 (57)	0,85±0,24 (71)	1,09±1,18 (54)	Abuladze & Shergalin 1998
Дадија (Грчка)	1984-1997		83,9 (93)			1,59 (78)	Vlachos и cap. 1998
Бугарска	1960их-1980их					1,54 (24)	Baumgart 1991
Бугарска	2004-2007		57% (186)			1,34 (106)	Kurtev и cap. 2007
Португал			86% (14)			1,42 (12)	Vasconcelos 1987
Дуоро (Португал)		86,6% (31)	88,4% (26)	0,78 (31)		1,10 (23)	Espinha de Almeida 1995 по Donázar и cap. 2002
Канарска острва	1998-2001	78,6 (42)	51,1 (47)	0,48 (44)		1,22 (27)	Donázar и cap. 2002
Македонија	2006-2011	90±6% (138)	70%±9% (96)	0,84±0,20 (138)	0,93±0,2 (122)	1,19±0,16 (96)	ова студија

Средње вредности ± SD; величина узорка је у загради.

Повећање продуктивности и успеха гнежђења забележено током 2010. и 2011. године се делимично може приписати нестајању негнездећих парова и парова са нижим просечним успехом гнежђења. Доступност хране је сматрана једним од главних фактора који утичу на репродуктивни успех у Италији (Liberatori & Penteriani 2001; Sarà & Di Vittorio 2003) и у северној Шпанији, где су

забележени нарочито ниски репродуктивни параметри (Cortés-Avizanda и сар. 2009).

7.5 Фактори који утичу на продуктивност

Фактори који знатно утичу на репродуктивни успех македонске популације белих кања су углавном природни. Не треба заборавити да је пре свега само присуство беле кање условљено углавном нешто другачијим факторима (видети Резултате и раније у дискусији), и да је релативни удео већине ових фактора на продуктивност сасвим мали. Раст продуктивности са растом средњег нагиба терена вероватно је повезан са мањом приступачношћу терена за људе, па су те територије квалитетније. Seballos & Donazar (1989) су нашли да кање чешће бирају територије у неприступачнијим долинама, што се доводи у везу са узнемиравањем. Људски утицај је био један од главних фактора који је доводио до пропадања легла на Апенинском полуострву, преко убијања, крађе јаја и унемиравања (Liberatori & Penteriani 2001). Диверзитет станишта у најужем радијусу око гнезда у нашим резултатима је негативно корелисан са продукцијом, што се може објаснити узроцима који доводе до тог диверзитета. Веће учешће станишта која су непогодна за трагање за храном око гнезда, као што су то шуме или пољопривредно земљиште, могли би да објасне овај резултат. Неочекивано, продуктивност белих кања у Македонији пада са повећањем индекса примарне продукције. Grande и сар. (2009) су нашли да овај индекс позитивно утиче на опстанак младунаца, и повезали су тај феномен са претпостављеном већом доступношћу хране у критичним периодима развоја младунаца. У недостатку бољег објашњења, морамо претпоставити да начин на који се овај индекс прерачунава (бујнија вегетација диже вредности индекса, Osborne и сар. 2001) није довољно осетљив да раздвоји тип вегетације (отворена травната насупрот жбунасте и шумске). У комбинацији са резултатима негативног утицаја веће покривности жбуњем на избор територија на истом радијусу, то имплицира да је овај индекс вероватно повољан параметар само до неке одређене вредности. Нису нам доступни оригинални (некориговани) подаци Carrete и сар. (2007) и Grande и сар. (2009) да бисмо проверили валидност ове хипотезе.

Пад продуктивности са кратком дистанцом од гнезда до суседне долиנסке стране (нижа продуктивност све док дистанца не превазиђе 500 м) је могуће објаснити само узнемиравањем, пре свега од стране људи. Беле кање су изразито осетљиве на присуство човека на истој висини као гнездо или изнад гнезда (укључујући и истраживача, безбедна дистанца је око 600 м, Zuberogoitia и сар. 2008) што резултира прекидом инкубације док се људи не удаље, за које време може доћи до угинућа ембриона у јајету или до предације (углавном од стране гаврана *Corvus corax*). Zuberogoitia и сар. (2008) су нашли да је чак 42% од покушаја гнежђења у њиховом истраживаном подручју (Бискај, северна Шпанија) било негативно афектовано узнемиравањем.

Беле кање у Македонији ређе започињу гнежђење на отвореним полицама. Поред неповољних временских прилика којима су потенцијално били изложени сви парови који су имали незаштићено гнездо, код неких од њих су могући додатни утацај имали и узнемиравање и изолација територија (што индиректно може указивати на старост птица, коју нисмо могли мерити, а имајући у виду да младе птице за гнежђење бирају територије са већим конспецифичном присуством у околини (Carrete и сар. 2007), а не треба заборавити ни већу могућност испадања младунаца из гнезда. Постоји негативна корелација продуктивности са повећањем бројем несталих територија кања у ширем окружењу, што јасно указује на то да је квалитет читавог тог ширег подручја нижи, у односу на парове који имају већу продуктивност (видети и утицај групе територија на опстанак територија). Додатно, овај ефекат се може протумачити и претпоставком Margalida и сар. (2012а) да у подручја где је већи антропогени притисак који доводи до нестајања парова (на пример, инциденти тровања), такође већи и број младих и неискусних птица у паровима, који вероватно имају нижи успех гнежђења.

Раст продуктивности са присуством четинара је знатно теже објаснити, и дугује се пре свега једном увек успешном пару у чијем је ширем радијусу присутно 29% мешаних и четинарских шума (код осталих парова, ако оваквих шума и има, не заузимају више од 1-6% шире територије). До које мере птице тог пара користе територију под четинарским шумама је нејасно, те појављивање овог типа станишта као значајног може бити артефакт претпоставци да птице

подједнако користе територију унутар предефинисаних радијуса, и малом узорку за наше анализе. Ако се овај пар не разматра у анализи, код већине осталих парова четинари су присутни углавном као резултат акције пошумљавања у задњих 50-ак година, те сасвим сигурно нису део примарног станишта белих кања.

7.6 Фактори који утичу на успех гнежђења

Само три од осам најзначајнијих фактора који утичу на продуктивност, утичу и на успех гнежђења белих кања, што се свакако мора узимати у обзир приликом тумачења резултата, знајући високи проценат успешних парова у популацији. И поред тога што су кањама за гнежђење неопходне стене, изгледа да ако њихова (ортогонална пројекција) површина расте, успех гнежђења опада. Процент овог типа станишта је јако мали (максимум 3%), па је потпуно могуће да се дугује и артефакту мапирања станишта, и не верујемо да утиче на укупну количину хране, која би била главни узрок пада функције гнездовог успеха.

Лако је претпоставити како зависи успех гнежђења од броја становништва у најближем насељеном месту, и са укупним бројем људи унутар радијуса од 2.1 км око гнезда. Нисмо никада забележили узимање јаја или младунаца кање из гнезда од стране локалног становништва (мада је то била честа појава у прошлости, подаци Т. Лисичанеца, Б. Грубача и аутора), али присуство људи у близини гнезда у критичном периоду може довести до остављања нечуваних јаја или младунца у гнезду, што резултира предацијом код ове врсте (најчешћи предатори јаја и младунаца су гавран, сури орао, велика ушара, Tella & Mañosa 1993; Liberatori & Penteriani 2001) као и код грабљивица уопште (Newton 1979). То се повезује и са негативном корелацијом са бројем људи у најближем насељеном месту до гнезда, чије би учестало присуство у околини гнезда могло утицати на прекид инкубације. Од 10 покушаја гнежђења за која знамо период пропадања, осам је било у периоду док су кање имале младунце, а за бар шест од њих знамо или сумњамо да је разлог био предација младунаца. Ипак, на одсуство адултних кања са гнезда у великој мери утиче и доступност хране, тј. време потребно да исту пронађу. Дистанца до најближег хранилишта је била један од

главних фактора који је објаснио успех гнежђења Апенинске популације белих кања, који је растао са смањењем исте (Liberatori & Penteriani 2001). Резултати утицаја оријентације гнезда се директно могу повезати са доминантим правцима ветра (северним и северозападним, и јужним и југоисточним, насупрот доминантно североисточне и југозападне експозиције гнезда). Релативни значај овог фактора је свакако веома мали (1,9% од анализиране варијабилности), те се овај резултат мора узети са резервом. Коначно, опадање успеха гнежђења са густином неасфалтираних путева повезујемо са повећаним узнемиварањем, али могуће и са редукцијом природних извора хране услед фрагментације станишта и повећаним људским присуством.

7.7 Анализа вијабилности популације (PVA)

Анализа вијабилности македонске популације беле кање ја користила улазне параметре који су забележени у природи или се наводе у литератури. Осетљивост модела је тестирана на основу могућих демографских параметара (продуктивност и морталитет) и узимајући у обзир реалне активности у циљу заштите. Са оваквим улазним параметрима, није нађен ни један сценарио који предвиђа раст популације беле кање у Македонији. Мере заштите имплементирани у периоду 2003.-2011., чак и да се наставе у будућности истим интензитетом, нису довољне да се заустави нестајање врсте из Македоније. Напомињемо да се нумерички резултати добијени PVA моделима требају узети са резервом, односно да је важније какви су релативни резултати између различитих сценарија, а не апсолутне добијене цифре (Morris & Doak 2002). Према основном сценарију, популација беле кање ће (скоро сигурно) нестати у следећих 50 година, али средње и медијално време до прве екстинкције указују да би популација могла нестати за два пута краћи период. Слична сценарија са негативним трендовима су добијена за популацију у долини Ебро у Шпанији (Grande 2006), три од пет анализираних региона у Шпанији (García-Ripollés & López-López 2011) и Италији (Andreotti & Leonardi 2009), сви користећи стопе морталитета нађене у долини Ебра (Grande 2006; Grande и сар. 2009). Треба напоменути да стопе преживљавања које су García-Ripollés & López-López (2011) навели у Табели 1 у

њиховом раду не одговарају вредностима датим у извору кога наводе (тј. ниже су од њих), што ако није само техничка грешка може компромитовати њихове закључке о тренду остале две субпопулације из Шпаније које показују позитивну стопу раста. Време за које је македонска популација пала за око 40% (око девет година) је много краће него период за који је популација у долини Ебра (Шпанија) пала за око 40% (25 година, Grande 2006). При томе, спорији реалан пад у односу на брзину пада очекивану на основу Vortex симулације, аутор је објаснио имиграцијом јединки из суседних подручја, што је доприносило релативној перзистентности популације. Имајући у виду континуирани пад свих субпопулација на Балкану, овакав сценарио за Македонију једноставно није могућ. Како су стопе репродукције македонске популације генерално сличне онима забележеним у Шпанији (García-Ripollés & López-López 2006; Grande 2006; Cortés-Avizanda и сар. 2009; Mateo-Tomás и сар. 2010), овако брз пад македонске популације се вероватно може објаснити сличним или још вишим стопама морталитета, и зато би се основни сценарио који користи те параметре могао сматрати оптимистичним. Требало би обратити пажњу да уколико су стопе морталитета заиста више од оних у Шпанији, онда је и иницијална популација у симулираним сценаријима такође мања (јер је била добијена на основу посматраног броја младунаца за период 2006.-2011., и њиховог претпостављеног опстанка користећи параметре из Шпаније), што неминовно води ка још краћем времену до прве екстинкције.

Резултати анализе вијабилности македонске популације беле кање су у сагласности са ранијим студијама (Grande 2006; García-Ripollés & López-López 2011) који су такође показали да је морталитет знатно важнији фактор у популационој динамици беле кање у односу на продуктивност популације. Ово је потпуно очекивани резултат, како за белу кању, тако и за све врсте за сличном животном историјом – дуго време до почетка репродукције јединки, ниска продуктивност и дуг животни век (Lebreton & Clobert 1991; Stearns 1992; Newton 1998).

Неколико фактора би могло да доведе до виших стопа морталитета белих кања из Македоније у односу на шпанску субпопулацију из долине Ебра:

i) Ризици дуж миграционих путева. Изразито висок ризик од тровања постоји на више сметлишта на којима се окупљају беле кање у Турској (И. Ангелов, Софија, усмено саопштење, Vaassen 2003; Vaassen & Aykurt 2003). Могуће је да друга, још увек непозната места проузрокују континуирано висок морталитет, слично електричном воду у Судану који убија велики број белих кања годишње вероватно још од 1950-их (Angelov и сар. 2013). До сада не постоје студије које нуде било какав доказ у овом смеру. Додатни проблем који би нарочито могао бити значајан за неискусне младе птице током њихове прве миграције је избор миграторног пута. И поред тога што већина сателитски праћених белих кања са Балкана бира источнији и безбеднији пут преко Босфора и Дарданела (Meuburg и сар. 2004, www.lifeneophron.eu), једина два праћена младунца са централног Балкана (један из Македоније и један из Грчке) су неуспешно покушали да пређу Медитеран преко Пелопонеза (непубликовани подаци БДЗП-а, НОС-а и МЕД-а). Познато је да младе беле кање које мигрирају преко Сицилије за Африку при њиховој првој миграцији следе адултне птице, бирајући безбеднију руту преко острва Маретимо, уместо да директно прелете за Африку и вероватно уче ову руту од адулата (Agostini и сар. 2004). И поред тога што постоје само прелиминарне информације доступне за миграцију белих кања преко централног-источног Медитерана (Lucia и сар. 2011), чини се да су младе беле кање које покушавају прећи Медитеран преко Крита и мањих острва бројније од адулата (осам младих наспрам две адултне птице у 2008. години и четири младе наспрам једног адулта у 2009. години), који вероватно бирају безбеднији кружни пут, па су тако младунци изложени већем ризику неуспешног преласка мора. Могућности младих птица из Македоније да приликом прве миграције следе одрасле јединке су се драстично смањиле након пада популације и престанка окупљања у премиграторну групу на сметлишту код Неготина на Вардару (Grubač и сар. 2013). Показано је да високе стопе смртности негнездећих јединки у подручјима презимљавања или дисперзије могу значајно да допринесу паду популације и да то може објаснити мистериозни пад гнездеће популације којој очито не прете директне мере угрожавања (Penteriani и сар. 2005). Код белих кања у Шпанији, важну улогу у преживљавању негнездећих јединки имају

muladares-и (места на којима се одлажу тела животиња са фарми, Donazar и сар. 1996).

ii) Фактори у подручјима презимљавања – генерално погоршавање стања животне средине у западној Африци иницирано троструким повећањем људске популације током задње три декаде је утицало на многе грабљивице и друге велике птице, и пад њихових популација је релативно добро документован (Rondeau & Thiollay 2004; Thiollay 2006a, 2006b; Anadón и сар. 2010). Фактори који утичу на пад популација вероватно укључују доступност хране (општи пад бројности сисара и побољшана ветеринарска пракса), тровање, директно убијање и употреба лешинара у људској исхрани и обредима. Бројност беле кање у западној Африци је опала за 86% (Rondeau & Thiollay 2004; Thiollay 2006b – и поред тога што аутори нису могли да разликују резидентне јединке од миграторних). Опште узев, показано је да су транс-сахарске селице имале мањи пад популације (Anadón и сар. 2010), што је објашњено краћим периодом изложености факторима угрожавања у регионима презимљавања. Ипак, Sanderson и сар. (2006) су нашли да је тренд транс-континенталних миграната изразито негативнији него код миграната на кратке дистанце и резидентне врсте из Европе. Такође, веће птице и грабљивице су доживеле мањи пад бројности популација у заштићеним подручјима (Thiollay 2006a, 2007a) и у мање модификованим подручјима са мањом људском популацијом (Thiollay 2007a; Anadón и сар. 2010). Такав пад бројности је објашњен повећаним ловним притиском на дивљач због меса (Thiollay 2006b), за који је нађено да је знатно мањи у заштићеним подручјима (Brashares и сар. 2001).

Региони презимљавања белих кања из Македоније нису познати, мада се вероватно не разликују пуно од оних где зимују птице из Бугарске и Грчке. Та подручја се налазе источније од подручја на коме зимују птице из Француске, Шпаније и Италије (Meuburg и сар. 2004; Seccolini и сар. 2009; García-Ripollés и сар. 2010; Carrete и сар. 2013), при чему је пад бројности лешинара документован и за централне делове Сахела (Thiollay 2001, 2007b). На основи расположивих података, можемо закључити и да источнији делови субсахарске Африке (потенцијална места презимљавања белих кања са Балкана) нису много безбеднији – тако на пример, познати су ефекти употребе фурадана на популацију

супова у Кенији (Otieno и сар. 2010) и генерални пад грабљивица за око 40% у периоду 2001.-2003., при чему је популација лешинара пала за 70% (Ogada & Keesing 2010), или генерални пад лешинара *Necrosyrtes monachus* у Источној Африци (Ogada & Vuij 2011). Заштићена подручја у регионима западне Африке у којима беле каће презимљавају проглашена су на малим територијама и са недовољном имплементацијом мера заштите (Rondeau & Thiollay 2004; Thiollay 2006a). Зато би проглашење нових заштићених подручја у регионима где презимљавају птице за Балкана требало позитивно утицати на њихов опстанак (мада, бројност лешинара је пала за око 62% и у резервату Масаи Мара у Кенији за период од око 15 година, при чему је бела каћа била потпуно одсутна у последњим цензусима, Virani и сар. 2011). Како успех преживљавања белих каћа у подручјима презимљавања такође зависи и од примарне продукције (Grande 2006; Grande и сар. 2009), на шта се не може утицати мерама заштите, вероватно неће бити лако имплементирати исте.

Четири значајнија тренда (групе) се могу издвојити из резултата добијених PVA симулацијама.

1. Сценарио који знатно одлаже неизбежно (30% редукције стопе морталитета свих узрасних категорија) допушта да отприлике половина садашње популације преживи током следећих 25 година, али би то захтевало велике напоре да би се контролисали неприродни фактори морталитета, не само на територијама гнежђења, него и у подручјима зимовања и дуж миграторних путева. Узимајући у обзир екологију врсте (транс-сахарски мигрант), та редукција морталитета би подразумевала значајну међународну координацију, рад и ресурсе. Уколико се мере заштите усмере само ка субадултним и адултним јединкама у периоду гнежђења (тј. јединке које гнезде или траже територије за гнежђење у Македонији), популација која преостаје на крају овог 25-годишњег периода је још једном преполовљена. На основу досадашњег искуства из земаља које спровode интензивније мере заштите, негативни тренд се може локално зауставити или чак обрнути. Након престанка убијања на Апенинском полуострву, популација беле каће се стабилизовала (Liberatori & Penteriani 2001), а након смањења узнемиравања и убијања, Сицилијанска популација је почела да расте (Sarà & Di Vittorio 2003). Ипак треба напоменути да након периода стабилизације и/или

повећања, италијанска популација је недавно наставила да опада, како на полуострву тако и на Сицилији (Andreotti & Leonardi 2009). У неким подручјима Шпаније (Национални парк Барденас и Кантабријске планине), где су ниске стопе тровања и убијања (Cortés-Avizanda и сар. 2009; Mateo-Tomás и сар. 2010) такође је забележен раст популација. Формирање заштићених подручја не само у Македонији, него и у Бугарској и Грчкој, где је формирана мрежа Натура 2000 према директивама о птицама и стаништима, није се показало као ефективна мера за заустављање пада популације (подаци БДЗП-а и НОС-а). Такође, успостављање хранилишта за лешинаре је устаљена пракса за смањивање морталитета у регионима где је висок ризик тровања и контаминације јединки (Gilbert и сар. 2007).

2. Симулације јасно указују на то да се најбољи резултати у ублажавању негативног тренда популације могу добити реализовањем мера из претходног сценарија усмереним према редукацији морталитета, и спровођењем мера са циљем повећање продуктивности популације за око 30%. Неке од мера потребних за достизање претходног сценарија, нарочито прихрана на хранилиштима, такође се очекује да допринесу повећању продуктивности популације беле кање, као што је то забележено код других облигатних или факултативних некрофага (González и сар. 2006; Oro и сар. 2008), и поред тога што докази за директни позитиван утицај на репродукцију беле кање и даље недостају (Vlachos и сар. 1998). Узнемиравање је један од главних фактора који утиче на продуктивност популације беле кање (Zuberogoitia и сар. 2008), а фрагментација станишта и редукација диверзитета станишта утичу на избор територије белих кања и њен опстанак (Carrete и сар. 2007). Редукација узнемиравања и очување станишта би се могли обезбедити формирањем нових заштићених подручја у циљу очувања ове врсте, чија је популација у Македонији углавном изван граница постојећих заштићених подручја (Velevski и сар. 2010).

3. Посебна пажња је посвећена сценаријима који разматрају програм узгајања белих кања у заробљеништву. При томе, треба увек узимати у обзир да је најбољи начин суплементације популације грабљивица редукација морталитета адултних птица, параметар који се често не може променити, па је продуктивност параметар који је лакше мењати (Negro и сар. 2007). Није изненађење што, према

урађеној симулацији, акције суплементације без ефективних *in situ* акција за редукцију морталитета и повећање бројности не би довеле до жељеног ефекта. Резултати јасно показују да популација не може постићи вијабилност ако проблеми који утичу на њу нису ублажени, добро позната чињеница која се треба имати у виду пре сваког програма реинтродукције (те зато и суплементације) (Griffith и сар. 1989; Cade & Temple 1995). Шта више, у разматраним сценаријима који не укључују друге мере заштите популације, када програм суплементације заврши, популација за 50 година поново достиже скоро исти ниво као и када се суплементација не спроводи. Програми узгајања у заточеништву су по правилу веома скупи (у Европи процена трошкова постоји само за орла брадана, из програма реинтродукције у Алпима, Frey 1998), и то је важан фактор који би се требао размотрити пре почетка оваквог програма, који не би смео бити прекинут када се једном формира матично јато. У случају беле кање, додатни проблем је и јако мала популација у заробљеништву која би могла формирати матично јато (укупно 73 јединке номинотипске подврсте *Neophron percnopterus percnopterus* се чува по Европским зоо-вртovima, и имају изузетно мали успех размножавања, Pithart 2010). У овом тренутку, изузев пара белих кања које се чува у зоо-врту у Палићу и који се успешно размножава, и две птице у Софијском зоо-врту (С. Николов, усмено саопштење), нису познате друге птице балканског порекла које би могле ући у такав програм одгоја у заробљеништву. Ако се разматра ослобађање младунаца одгојених у заробљеништву, треба знати да парови белих кања у природи изгледа лако усвајају „туђе“ младунце (Ceballos & Donazar 1990; Di Vittorio и сар. 2006), као и да „hacking“ техника такође даје добре резултате (Ceccolini & Cenerini 2005). Ти младунци су способни да започну и успешно заврше миграцију чак и када потичу од родитеља са различитим географским пореклом (Ceccolini & Cenerini 2005; Ceccolini и сар. 2009), вероватно учећи миграторне руте тако што следе адултне птице (Agostini и сар. 2004). За сада се није разматрало узимање младунаца из дивље популације у циљу формирања матичног јата, али све птице које су нађене повређене у природи и за које би се сматрало да нису способне да саме преживе, би требале ући у такво јато. Детаљно планирање програма суплементације би морало размотрити ослобађање адултних уместо јувенилних јединки (или, ослобађање јединки различитих старосних

класа), јер се код дугоживећих врста очекује да се на тај начин добију бољи резултати (Sarrazin & Legendre 2008). Ризици да се ослобођене адултне птице слабије сналазе у средини због дужег времена проведеног у заточеништву постоје, али је успех гнежђења прве генерације рођене у природи код белоглавих супова био добар (Sarrazin & Legendre 2008). Због већег броја непознатих основних демографских параметара приликом разматрања оваквих сценарија (стопе репродукције и преживљавања белих кања у заробљеништву, стопе репродукције и преживљавања ослобођених младих и адултних птица), такву анализу овом приликом нисмо радили, јер превазилази циљеве овог рада, и коси се са првим принципом предострожности када се ради PVA (Morris & Doak 2002).

4. Четири сценарија разматрају ефекте могућег погоршања ситуације, подизањем стопе морталитета код свих узрасних класа (два сценарија) и редукације фертилитета. Повећање стопе морталитета је могући резултат уколико се инфраструктурно-развојни пројекти у Македонији спровode без пажљивог разматрања њиховог утицаја на животну средину и без имплементације мера ублажавања њихових ефеката. У Македонији су за сада пројектоване четири фарме ветрогенератора у регионима где беле кање траже храну, и у којима су раније и гнездиле, али ниједна од њих није у ризичном радијусу од познатих гнезда - 15 км од центра њихових територија (Carrete и сар. 2009). Друге промене коришћења земљишта које би могле још више погоршати квалитет територија беле кање су интензивна пољопривреда (хомогеност станишта), као и фрагментација и урбанизација, за које је доказано да негативно утичу на селекцију територија беле кање (Liberatori & Penteriani 2001; Sarà & Di Vittorio 2003; Carrete и сар. 2007). Контрола предатора на ловиштима је вероватно главни узрок тровања белих кања у Шпанији, и спроводи се углавном у месецима април, мај и јун (Hernández & Margalida 2009). Ако се ова пракса пренесе и у Македонију, то би могло довести до појаве и другог пика у коришћењу отровних мамаца (поред садашњег од фебруара до раног априла), и знатно би више утицала на популацију белих кања. García-Ripollés & López-López (2011) су такође показали да чак и мање повећање броја инцидената тровања има значајан ефекат на тренд популације. И поред тога што у Македонији не постоје подаци који

указују на контаминацију полутантима, у будућности би се требао размотрити њихов ефекат на гнездеће параметре беле кање (Lemus и сар. 2008, 2009).

Сви ови фактори би могли резултирати не само бржим изумирањем врсте у Македонији, него би могли угрозити и евентуални програм суплементације, како то резултати показују (Слика 24).

Садашњи закон о заштити природе у Македонији (Службен весник на РМ 67/2004, 14/2006, 84/2007, 35/2010, 47/2011, 148/2011, 59/2012) не предвиђа основу за развој акционог плана на националном нивоу који ће наметнути обавезне циљеве заштите беле кање (или било које друге угрожене врсте). Додатно, у недостатку националне црвене књиге и чак црвене листе, мало је вероватно да ће национално финансирање бити доступно за хитне мере заштите. Узимајући у обзир резултате о редукцији обима присуства (енгл. *extend of occurrence*) врсте у Македонији и насељеног подручја (енгл. *area of occurrence*), период и брзину пада популације, преосталу величину популације, највероватнију судбину врсте за три генерације (P_{survive} за 39 година = 2%) и негативан тренд на Балкану, бела кања се мора сматрати **критично угроженом** врстом у Републици Македонији (CR A2a+4a;C1+2a(i,ii);E) (IUCN 2012b; IUCN Standards and Petitions Subcommittee 2013).

Предикције које произилазе из анализа вијабилности популације се требају сматрати конзервативним, јер један кључни параметар – стопа морталитета – је узет из популације која опада знатно нижом стопом (Grande 2006). По једном од могућих сценарија, у коме је морталитет за 30% виши него онај за долину реке Ебро у Шпанији (и који је коришћен у овим симулацијама), популација нестаје за средње време од око 17 година, период превише кратак за имплементацију ефективног програма суплементације, узимајући у обзир укупну ситуацију у Македонији. Из тог разлога, хитна је потреба прикупљања података о националној или регионалној стопи морталитета кроз различите старосне класе белих кања. Како су садашњи програми прстеновања у Македонији, Грчкој и Бугарској фокусирани само на ограничени број младунаца у гнездима, значајно време може бити изгубљено док се те јединке не укључе у гнездећу популацију, и не пропрати се њихов обрт. Неинвазивне DNA технике о индивидуалној идентификацији постоје (Rudnick и сар. 2005) и оне потенцијално омогућавају праћење смењивања јединки у паровима за много краће време. Узимајући у обзир

непосредан ризик од екстинкције за македонску популацију, хитна имплементација оваквог мониторинга је неопходна. Као резултат тога, ова анализа вијабилности популације би се требала поновити на регионалном нивоу, након добијања података о стопама преживљавања и дисперзији врсте, заснованим на комбинацији резултата започетог прстеновања, сателитског праћења птица углавном из Бугарске и Грчке и DNA-fingerprinting-a. Будуће студије би такође требале покушати показати постоје ли неке стопе дисперзије између преосталих балканских субпопулација, и да ли је већ дошло до инбридинга у тим субпопулацијама, и укључити ове резултате у побољшану PVA. Наравно, треба проверити и повезаност турске (малоазијске) субпопулације (која је такође у опадању, Iñigo и сар. 2008) са балканским субпопулацијама, због могућих емиграција и имиграција.

Принципи предострожности када се ради PVA сугеришу да је боље проценити ризик квази-екстинкције, него тоталне екстинкције (Morris & Doak 2002). Слеђење ове премисе у нашем раду је било немогуће, јер је праг квази-екстинкције истраживана популација вероватно одавно прешла.

Узимајући у обзир сличан пад популације беле кање и у осталим земљама Балкана, ови налази вероватно имају и регионални значај.

7.8 Импликације за заштиту

Неки од наших резултата се могу искористити за развијање стратегија за заштиту беле кање у Македонији. Груписање територија у кластере и неслучајна дистрибуција гнезда унутар кластера омогућују идентификацију најзначајнијих подручја за врсту и њихово проглашење заштићеним. Само шест од преосталих парова гнезде унутар граница данашњих заштићених подручја (по један у споменицима природе „Демиркапијска клисура“, „Кањон Матка“ и „Кањон Градешничке реке“, и три у строгом природном резервату „Тиквеш“). Најзначајнија подручја за белу кању у Македонији, узимајући у обзир садашње и прошло распрострањење врсте, су већ идентификована унутар мреже значајних подручја за птице (Velevski и сар. 2010). Проглашење нових заштићених подручја, према националном законодавству, или са процесом приближавања земље ЕУ, са

успостављањем мреже Натура 2000, је потребно као први корак да би се обезбедила будућност врсте. Ипак, проглашење заштићених подручја до данас није спречило драстични пад бројности у регионима Демир Капије и Тиквеша, и сигурно неће бити довољна мера ако није пропраћено специфичнијим активностима управљања. Формирање заштићених подручја и у Бугарској и у Грчкој, где је формирана мрежа Натура 2000 према директивама о птицама и стаништима, такође се није показало као ефективна мера за заустављање пада популације (подаци БДЗП-а и НОС-а). Разлог томе су свакако детаљи управљања тим подручјима. Активна контрола отровних мамаца је потребна не само у њиховим границама и непосредном окружењу, него и у незаштићеним подручјима у којима кање и белоглави супови гнезде и траже храну. То што су нестајања територија груписана, указује на то да би се и акције заштите требале усмерити приоритетно ка неким подручјима, пре свега Мариово и Демир Капија.

Ово би подразумевало успостављање ефикасне ренџерске службе у заштићеним подручјима од значаја за лешинаре, и њихову координацију са државним агенцијама надлежним за спровођење закона о животној средини, природи, ловству и ветеринарству, које такође морају појачати контролу над продајом пестицида. Наши теренски подаци из анкета и неколико доступних токсиколошких анализа указују да је метомил (карбамат) најчешће злоупотребљаван пестицид у скоријим инцидентима тровања. Још увек не постоји национални протокол нити за теренску нити за лабораторијску процедуру у случајевима тровања. Без јасних процедура, не може се очекивати да ће се ризик тровања лешинара и дивљих врста уопште смањити, па је потребно прихватање модела из земаља Европске уније.

Наши резултати указују на то да се управљањем станишта (одржавањем мозаичне структуре предела, са само парцијалним присуством жбунасте вегетације) унутар заштићених подручја може допринети побољшању (или, макар одржавању) продуктивности беле кање. Потребно је спречити конверзију земљишта у обрадиве површине у непосредној близини гнезда белих кања. Такође, узимајући у обзир факторе узнемиравања на које модели указују (одабир територија даље од људских насења, места за гнежђење којима се не моће лако прићи, дистанцу до најближег објекта и густину мреже неасфалтираних путева),

потребно је водити рачуна о развоју инфраструктуре уз њено детаљно планирање у околини свих територија кање, и избегавати градњу објеката унутар 1 км радијуса од активних и недавно напуштених места гнежђења (за које се може очекивати да би била прва заузета у случају раста популације, Carrete и сар. 2007). Унутар заштићених подручја, око сваког гнезда би се требала успоставити зона без приласка људи у 500-600 метара радијуса од гнезда.

Резултати наше студије даље указују на то да вероватно неће бити довољно да се успори пад популације мерама заштите усмереним само ка преживљавању субадултних и адултних јединки, и поред тога што је добро познато да код дугоживећих грабљивица морталитет адулата има знатан утицај на опстанак популације, која да би била стабилна, мора имати низак морталитет адулата (Oro и сар. 2008; Hernández & Margalida 2009; Ortega 2009).

Код белих кања у Шпанији, важну улогу у преживљавању негнездећих јединки имају *muladares*-и (места на којима се одлажу тела животиња са фарми) (Dopázar и сар. 1996). Како би се повећала стопа преживљавања негнездећих јединки, могло би се показати корисним подстаћи формирање негнездећих јата (енгл. *roosts*), преко редовне допреме већих количина хране око којих би се птице окупљале. Вероватно најбољи ефекти би се постигли ако се такви локалитети изаберу у близини ранијих места окупљања, при чему се на њима мора обављати редован мониторинг како се не би десио катастрофалан инцидент тровања.

При томе, показано је да велика хранилишта могу довести до дугорочног ризика по популације преко супресије успеха гнежђења услед већих популационих густина (Carrete и сар. 2006b) и ризика од акумулације антибиотика који потичу од животиња гајених на фармама (Lemus и сар. 2008). Такође, груписање већег броја јединки на једном месту повећава ризик од масовног тровања (Oro и сар. 2008), што се једном већ догодило у Македонији 2011. године, и резултирало је смрћу три адултне беле кање. Зато, слажемо се са Hernández & Margalida (2009), да ако се допунска прихрана парова планира као стратегија за заштиту врсте, иста би се требала усмерити ка индивидуалним паровима, без формирања великог хранилишта.

Програм суплементације популације би очекивано донео најбоље резултате за заштиту кање. Број ослобођених младунаца (8 наспрам 4) знатно

утиче на коначан резултат. Ако се повеже са успешним мерама усмереним ка само мањој редукацији морталитета и само мањем повећању продуктивности популације, програм суплементације са осам младунаца годишње обезбеђује раст популације све док се исти спроводи, на тај начин омогућујући спровођење ефикаснијих акција на терену и нудећи дужи временски период за опште побољшање ситуације у животној средини. Зато је неопходно хитно почети са развојом програма за суплементацију беле кање, који би се за потпуни успех морао спроводити не само у Македонији, него и на целом Балканском полуострву. Акције суплементације без ефективних *in situ* акција за редукацију морталитета и повећање бројности, не би довеле до жељеног ефекта.

Потребно је добро предвидети све ризике који могу довести до повећања стопе морталитета белих кања у Македонији, што би драстично убрзало време нестајања врсте. То обухвата инвестиције у енергетском сектору, као што су фарме ветрогенератора (за које је радијус ризика одређен на 15 км око гнезда белих кања, Carrete и сар. 2009), хидроелектране, рудници угља, и инфраструктури (путеви и железнице), али и неконтролисани развој алтернативног туризма, што би могло да утиче на напуштање територија и да редукује продуктивност популације због повећања узнемиравања (Zuberogoitia и сар. 2008). Боља имплементација санитарних регулатива у Македонији такође може резултовати смањеним бројем угинулих животиња на терену, за шта се зна да негативно утиче на популације лешинара уопште (Margalida и сар. 2007, 2010, 2012a; Margalida & Colomer 2012). Слични ризици могу произаћи и из прекида актуелних мера заштите (одржавање хранилишта) због финансијских потешкоћа. Промене које се одвијају на пољу управљања ловиштима у Македонији (концесије се сада такође издају приватним компанијама, уместо једино локалним ловачким удружењима и јавном предузећу „Македонске шуме“) у комбинацији са изразито слабиим спровођењем закона о контроли коришћења отровних мамаца, може повећати ризик контроле предатора употребом таквих мамаца.

Заштита беле кање у подручјима зимовања је такође значајан фактор њеног опстанка. Прво, још и даље постоји хитна потреба за боље разумевање миграторних путева и подручја презимљавања белих кања из Македоније. Познато је да су веће птице и грабљивице доживеле мањи пад бројности

популација у заштићеним подручјима у Африци (Thiollay 2006a, 2007a) и у мање модификованим подручјима са мањом људском популацијом (Thiollay 2007a; Anadón и сар. 2010). Зато би проглашење нових заштићених подручја у регионима где презимљавају птице за Балкана требало позитивно утицати на њихов опстанак.

8 Закључци

- Ареал дистрибуције беле кађе у Македонији се смањио за 32,4% у периоду 2003.-2011. године, што је само континуитет смањења ареала који је започео 1980-их година, и износи најмање 54% у периоду 1983.-2011.
- Смањење ареала је било праћено смањењем и распадом кластера у којима су беле кађе биле груписане, и нестајање изолованих парова и мањих кластера. Од једног већег кластера и седам изолованих парова у 2003. години, на крају истраживаног периода (2011.), су преостала два мања кластера и четири изоловане територије.
- Број парова беле кађе у Македонији је за период 2003.-2011. пао од око 40 на само 22 пара, што је пад за 42%, и само је наставак негативног тренда забележеног још од раних 1980-их година.
- Просечна дистанца до најближег суседног пара у кластеру се повећала од 4149,87 на 7231,74 м, што је статистички значајна разлика. Следствено, густина парова у (већим) кластерима је пала од 0,76 на 0,60 парова/км².
- Просечни удео гнездећих парова у популацији за период 2006.-2011. је износио 90%, просечна продуктивност 0,84 младунца по пару, успех гнежђења 0,93 младунаца по гнездећем пару и стопа пролетања 1,19 младунаца по успешном пару.
- Постоји значајна разлика између најуспешнијих и најмање успешнијих парова у популацији у односу на просечни број младунаца које годишње подигну, и најуспешнији парови су 10,3 пута успешнији од најмање успешних.
- Фактори који су највише утицали на опстанак територија белих кађа у Македонији су оријентација гнезда, покровност територије унутар радијуса од 1 км од гнезда жбунастом вегетацијом, дужина стена у радијусу од 1 км, покровност шумама у истом радијусу, највиша висина стене на којој се налази гнездо, дистанца до најближег суседног пара, географско подручје у коме се налази пар, неравномерност нагиба терена унутар 2,1 км око гнезда и дистанца до најближег објекта.

- Најзначајнији фактори угрожавања по популације беле кање су, на бази индиректних доказа, тровање, могуће убијање и узнемиравање на гнежђењу.
- Фактори који су утицали на продуктивност популације су средњи нагиб терена у радијусу од 2,1 км, диверзитет станишта у радијусу од 1 км око гнезда, индекс примарне продукције у радијусу од 1 км, дистанца до наспрамне долињске стране, тип гнезда, број напуштених територија кање у радијусу од 8 км од гнезда, покровност четинарима у радијусу од 8 км око гнезда и индекс изолације гнезда.
- Фактори који су деловали на успешност гнежђења парова у популацији су средњи нагиб терена у радијусу од 2,1 км од гнезда, диверзитет станишта у радијусу од 1 км од гнезда, покровност стенама у радијусу од 8 км од гнезда, индекс примарне продукције у радијусу од 1 и 2,1 км око гнезда, број људи у најближем селу, оријентација гнезда и дистанца до најближег неасфалтираног пута.
- PVA анализа је показала да са садашњим стопама продуктивности популације и са стопама морталитета нађеним за шпанску популацију (једини доступни), највероватни исход популације је њено потпуно нестајање у периоду од 25-50 година.
- Продуктивност минимално утиче на судбину популације, док је морталитет најзначајнији фактор.
- На основу редукције ареала беле кање у Македонији (обим присуства (енгл. *extend of occurrence*) и насељеног подручја (енгл. *area of occurence*), брзину пада популације и њену тренутну величину, вероватноћу за екстинкцију врсте за три генерације и негативан тренд на Балкану уопште, бела кања је критично угрожена врста у Републици Македонији (CR A2a+4a;C1+2a(i,ii);E).
- Мере заштите усмерене само према гнездећој популацији и негнездеће јединке присутне на територији гнежђења највероватније неће бити довољне да зауставе даљи пад популације.

- Развојни пројекти, промене у начину управљања ловиштима и развоју алтернативног туризма би могле да имају даљег негативног утицаја на стопе преживљавања и продуктивност популације.
- Суплементација популације са осам младунаца годишње обезбеђује раст популације све док програм суплементације траје, и зато би се такав програм морао спроводити заједно са мерама *in-situ* заштите. Потребно је започети планирање програма суплементације популације у Македонији и на нивоу Балканског полуострва.
- Мере заштите беле кађе би се требале фокусирати на проглашење нових заштићених подручја у најзначајним регионима за врсту, и прихватање мера управљања које би елиминисале најважније факторе угрожавања (редукцију узнемиравања, избегавање конверзије земљишта, и повећање доступности хране за већину парова).
- Императив је потпуна елиминација отровних мамаца из подручја у којима се срећу бела кађа и остали лешинари, и значајна редукција овог проблема на нивоу земље.
- Централизована прихрана би се требала спроводити само у циљу подстицања јединки да формирају премиграторна јата и на тај начин побољшају изгледе младунаца за успешну миграцију. Прихрана за побољшање продукције и редукцију ризика од тровања би се требала спроводити локализовано, за сваки пар који треба заштитити, при чему приоритет треба дати продуктивнијим паровима.
- Потребна су даља истраживања која би одговорила на питања контаминације белих кађа пестицидима и антибиотцима, која би идентификовала путеве миграције и подручја зимовања у Африци, која би одредила локалне или регионалне стопе морталитета, и која би пропратила обрт гнездећих јединки у популацији. Као други приоритет, потребна су даља истраживања која би утврдила стопе емиграције и имиграције и повезаност језгара беле кађе на Балкану и у Турској.
- Заштита подручја зимовања беле кађе би позитивно утицала на опстанак јединки из свих старосних класа, па је међународна сарадња неопходна како би се заштитила бела кађа на Балкану.

9 Поговор

Резултати и дискусија ове дисертације отварају непропорционално више питања, него што су затворили од када је рад на њој започет. Јасно је да постоји потреба за даља хитна истраживања беле кање на Балкану, а преко ње и за постављање и дефинисање смерова у заштити природе у региону. Али, најгласније питање, које се само намеће, и које се понавља са сваком следећом страницом ове тезе, је „можемо ли спасити белу кању од сигурног нестајања у Македонији и на Балкану?“

„Не постоје безнадежни случајеви, постоје само људи без наде и скупи случајеви“, још је давно написао Soulé (1987). Тривијални су примери калифорнијског кондора и маурицијуске ветрушке. Принципи конзервационе биологије су јасно дефинисани последњих 30-40 година. Али, изгледа да су их у Македонији ретко читали, а још ређе примењивали. Напис Братислава Грубача у „Политици“ из 1985. године је ставио крај организованом коришћењу отрова за уништавање вукова у Македонији. На нестајање беле кање се први осврнуо Трпков (1987), али негово упозорење да је њена бројност почела да опада након 1963. године изгледа да нико није узео озбиљно, вероватно због тога што тај став није јасно аргументован. У мојој фијоци стоји копија дописа из 1993. године којом Томе Лисичанец обавештава надлежне службе, тада Републички завод за заштиту природе Македоније, о дератизацији која је однела животе 60-70 белих кања код Неготина. Значење тог инцидента за будућност белих кања није препознао нико од тадашњих доносиоца одлука. Могуће и зато што је у том периоду процес „**балканизације**“ (да, постоји званични термин у Оксфордском речнику) добијао на интензитету. Исти Soulé (1987) јасно наводи да потешкоће спашавања угрожених врста неће бити биолошке, него пре свега економске и институционалне. Трошкови за основни мониторинг бројности беле кање у Македонији износе око 3000 еура годишње. То је 3000 еура више него што у овом тренутку надлежне службе у Македонији имају у свом оперативном годишном буџету. Континуирана али ниска, или дисконтинуирана али висока финансирања међународних организација и институција не могу спасити кању од нестајања. Све је до приоритета државних институција. А институције чине људи, стручњаци

и политичари подједнако, који су се показали да су и те како подложни балканизацији. Ситуација би, бар у теорији, требала бити мало боља у Бугарској и у Грчкој, где важе мало виши стандарди о заштити природе него у Албанији, Босни и Херцеговини, Македонији, Србији и Црној Гори. Али, бела кања нестаје и тамо – очигледно је да и тамо политичке институције недовољно слушају научне институције. Ипак, задњих 10-ак година види се помак напред, искорак изван балканизације. Зато ми је нарочито драго што сам се морао захвалити свим оним људима на почетку дисертације, великом броју њих из невладиног сектора. Наш приоритет треба бити убеђивање политичких институција на сарадњу какву данас имамо међу стручњацима и активистима. Не кажем да та сарадња увек иде без потешкоћа, али никада није из фокуса испустила зајднички циљ. Знање о случају заштите беле кање на Балкану је ту – некомплетно, али сасвим довољно за њено очување. Па, ако мора, нека то буде и скуп случај.

10 Референце

- Abuladze, A., and J. Shergalin. 1998. The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the former USSR. In: R. D. Chancellor, B.-U. Meyburg, and J. J. Ferrero J. J., (eds.) Holarctic Birds of Prey. pp. 183-198. ADENEX-WWGBP
- Agostini, N., G. Premuda, U. Mellone, M. Panuccio, D. Logozzo, E. Bassi, and L. Cocchi. 2004. Crossing the sea en route to Africa: autumn migration of some Accipitriformes over two Central Mediterranean islands. *Ring* **26**:71–78.
- Agudo, R., C. Rico, F. Hiraldo, and J. A. Donazar. 2011. Evidence of connectivity between continental and differentiated insular populations in a highly mobile species. *Diversity and Distributions* **17**:1–12.
- Agudo, R., C. Rico, C. Vilà, F. Hiraldo, and J. A. Donazar. 2010. The role of humans in the diversification of a threatened island raptor. *BMC evolutionary biology* **10**: 384.
- Akçakaya, H. R. 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins*:23–38.
- Akçakaya, H. R., and P. Sjögren-Gulve. 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* **48**: 9–21.
- Anadón, J. D., J. A. Sánchez-Zapata, M. Carrete, J. A. Donazar, and F. Hiraldo. 2010. Large-scale human effects on an arid African raptor community. *Animal Conservation* **13**: 495–504.
- Andreotti, A., and G. Leonardi. 2009. Piano d'azione nazionale per il Capovaccaio (*Neophron percnopterus*). 121 pp. Min. Ambiente - ISPRA.
- Angelov, I., I. Hashim, and S. Oppel. 2013. Persistent electrocution mortality of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* over 28 years in East Africa. *Bird Conservation International* **23**:1–6.
- Armstrong, D. P., and P. J. Seddon. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:20–25.

- Banzhaf, W. 1931. Ein Beitrag zur Avifauna Mazedoniens. *Journal für Ornithologie* **79**:319–323.
- Baumgart, W. 1991. Über die Geier Bulgariens. A. Der Schmutzgeier (*Neophron percnopterus*). *Beiträge zur Vogelkunde* **37**:1–48.
- Beaumont, N. J., M. C. Austen, J. P. Atkins, D. Burdon, S. Degraer, T. P. Dentinho, S. Derous, P. Holm, T. Horton, and E. Van Ierland. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* **54**:253–265.
- Becker, N., M. Inbar, O. Bahat, Y. Choresh, G. Ben-Noon, and O. Yaffe. 2005. Estimating the economic value of viewing griffon vultures *Gyps fulvus*: a Travel Cost Model study at Gamla Nature Reserve, Israel. *Oryx* **39**:429–434.
- Beissinger, S. R., and M. I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *The Journal of wildlife management* **63**: 821–841.
- Bergier, P. 1985. The Breeding of the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Provence (S.E. France) from 1979 to 1983. *Bulletin of the World Working Group for Birds of Prey* **2**: 77–78.
- Bergier, P., and G. Cheylan. 1980. Status, succès de reproduction et alimentation du vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) en France méditerranéenne. *Alauda* **48**: 75–97.
- Beyer, H. L. 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- Bibby, C. 2002. Why conserve bird diversity? In: Norris, K. and Pain, D. (eds.) *Conserving Bird Biodiversity: General principles and their application*. Cambridge University Press, 348 pp.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International.

- BirdLife International. 2008. *Neophron percnopterus*. IUCN (2011): IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 13 June 2012.
- Blockstein, D. E. 2002. How to lose your political virginity while keeping your scientific credibility. *BioScience* **52**:91–96.
- Bodenstein, G., and B. Kroymann. 1967. Die Ergebnisse der Mazedonien-Excursion der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern im Mai/Juni 1966. *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **8**:134–157.
- Boyce, M., S. Rushton, and T. Lynam. 2007. Does modelling have a role in conservation? In: Macdonald, D. and Service, K. (eds.) *Key topics in conservation biology*. Pp. 134-144. John Wiley & Sons, 329 pp.
- Braillon, B. 1979. Le percnoptère dans les Pyrénées françaises. *Cahiers Université Pau Pays de l'Adour* **1**:319–329.
- Braillon, B. 1987. La nidification du Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) sur le versant nord des Pyrénées. Un suivi d'ensemble commencé il y a 27 ans. *Acta Biologica montana* **7**:101–113.
- Brashares, J. S., P. Arcese, and M. K. Sam. 2001. Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **268**: 2473–2478.
- Breiman, L. 2001. Statistical modeling: The two cultures. *Statistical Science* **16**: 199–231.
- Brook, B. W., M. A. Burgman, H. R. Akcakaya, J. J. O'Grady, and R. Frankham. 2002. Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. *Conservation Biology* **16**: 262–263.
- Brown, D. 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl* **26**: 102–103.
- Brown, D., and P. Rothery. 1978. Randomness and local regularity of points in a plane. *Biometrika* **65**: 115–122.
- Brussaard, L., P. C. De Ruiter, and G. G. Brown. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, ecosystems & environment* **121**: 233–244.

- Bühlmann, P., and T. Hothorn. 2007. Boosting algorithms: Regularization, prediction and model fitting. *Statistical Science* **22**: 477–505.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer. 528 pp.
- Bustamante, J. 1996. Population viability analysis of captive and released Bearded Vulture populations. *Conservation Biology* **10**:822–831.
- Bustamante, J. 1997. Predictive models for Lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation* **80**:153–160.
- Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species reintroductions: the case of bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation* **1**: 229–238.
- Buston, P. M., and J. Elith. 2011. Determinants of reproductive success in dominant pairs of clownfish: a boosted regression tree analysis. *Journal of Animal Ecology* **80**: 528–538.
- Cade, T. J., and S. A. Temple. 1995. Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis* **137**: 161–172.
- Carlón, J. 1998. Resurgence of Egyptian Vultures in western Pyrenees, and relationship with Griffon Vultures. *Brit. Birds*. **91**: 409–416.
- Carrete, M., J. A. Sánchez-Zapata, J. L. Tella, J. M. Gil-Sánchez, and M. Moleón. 2006a. Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* **112**: 680–690.
- Carrete, M., J. A. Donazar, and A. Margalida. 2006b. Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* **16**: 1674–1682.
- Carrete, M., G. R. Bortolotti, J. A. Sánchez-Zapata, A. Delgado, A. Cortés-Avizanda, J. M. Grande, and J. A. Donazar. 2013. Stressful conditions experienced by endangered Egyptian vultures on African wintering areas. *Animal Conservation* **16**: 353–358.

- Carrete, M., J. M. Grande, J. L. Tella, J. A. Sánchez-Zapata, J. A. Donazar, R. Díaz-Delgado, and A. Romo. 2007. Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* **136**: 143–154.
- Carrete, M., J. A. Sánchez-Zapata, J. R. Benítez, M. Lobón, and J. A. Donazar. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* **142**: 2954–2961.
- Ceballos, O., and J. A. Donazar. 1990. Parent-offspring Conflict during the Post-fledging Period in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* (Aves, Accipitridae). *Ethology* **85**:225–235.
- Ceballos, O., and J. A. Donazar. 1989. Factors influencing the breeding density and nest-site selection of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal of Ornithology* **130**: 353–359.
- Ceccolini, G., and A. Cenerini. 2005. Techniques of release for Egyptian vulture in Italy. www.capovaccaio.it/sito2/italiano/publications.htm.
- Ceccolini, G., A. Cenerini, and A. Aebischer. 2009. Migration and wintering of released Italian Egyptian Vultures *Neophron percnopterus*. First results. *Avocetta* **33**: 71–74.
- Chaudhry, M. J. I., D. L. Ogada, R. N. Malik, M. Z. Virani, and M. D. Giovanni. 2012. First evidence that populations of the critically endangered Long-billed Vulture *Gyps indicus* in Pakistan have increased following the ban of the toxic veterinary drug diclofenac in south Asia. *Bird Conservation International* **22**: 89–397.
- Cortes-Avizanda, A., P. Almaraz, M. Carrete, J. A. Sanchez-Zapata, A. Delgado, F. Hiraldo, and J. A. Donazar. 2011. Spatial heterogeneity in resource distribution promotes facultative sociality in two trans-Saharan migratory birds. *PloS one* **6**: e21016.
- Cortés-Avizanda, A., O. Ceballos, and J. A. Donazar. 2009. Long-term trends in population size and breeding success in the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Northern Spain. *Journal of Raptor Research* **43**: 43–49.

- Cracraft, J., F. K. Barker, M. Braun, J. Harshman, G. J. Dyke, J. Feinstein, S. Stanley, A. Cibois, P. Schikler, P. Beresford, J. Garcia-Moreno, M. D. Sorenson, T. Yuri, D. P. Mindell. 2004. Phylogenetic relationships among modern birds (Neornithes): Toward an avian tree of life. In: Cracraft J, Donoghue MJ (eds). *Assembling the Tree of Life* 468–489. Oxford University Press, 592 pp.
- Cramp, D., and K. E. L. Simmons. 1980. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Cuthbert, R., R. E. Green, S. Ranade, S. Saravanan, D. J. Pain, V. Prakash, and A. A. Cunningham. 2006. Rapid population declines of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) and red-headed vulture (*Sarcogyps calvus*) in India. *Animal Conservation* **9**: 349–354.
- Danko, S., and P. Szilard. 1971. Ornithologische Beobachtungen in Mazedonien, mit besonderer Berücksichtigung der Greifvögel. *Ornithologische Mitteilungen* **23**: 9–18.
- De Groot, R. S., M. A. Wilson, and R. M. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics* **41**: 393–408.
- De Pablo, F. 2002. La situación del Alimoche *Neophron percnopterus* en las islas Baleares. *Anuari Ornithologic de les Balears* **17**: 53–57.
- De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* **88**: 243–251.
- De'ath, G., and K. E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* **81**: 3178–3192.
- Di Vittorio, M., S. Falcone, N. Diliberto, G. Cortone, B. Massa, M. Sarà, and F. Sergio. 2006. Successful fostering of a captive-born Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Sicily. *Journal of Raptor Research* **40**:247–248.
- Dickinson, E. C. (Ed.). 2003. *The Howard and Moore Complete Checklist of Birds of the World*. Princeton University Press.

- Donázar, J. A. 1993. Los buitres Ibéricos: biología y conservación. J.M. Reyero. 260 pp.
- Donázar, J. A. 2004. Alimoche Común *Neophron percnopterus*. Pages 129–131 in A. Madroño, C. González, and J. C. Atienza (eds). Libro rojo de las aves de España. Dirección General para la Biodiversidad and SEO BirdLife, Madrid.
- Donazar, J. A., and O. Ceballos. 1990. Post-fledging dependence period and development of flight and foraging behaviour in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. *Ardea* **78**: 387–394.
- Donázar, J. A., and O. Ceballos. 1989. Growth rates of nestling Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* in relation to brood size, hatching order and environmental factors. *Ardea* **77**:217–226.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, and C. Fernández. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. In: Meyburg, B.-U & R. D. Chancellor (eds.). *Raptors in the modern world*: 545–552. WWGBP: Berlin, London & Paris
- Donázar, J. A., O. Ceballos, and J. L. Tella. 1994. Copulation behaviour in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. *Bird study* **41**: 37–41.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, and J. L. Tella. 1996. Communal roosts of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*): dynamics and implications for the species conservation. *Biology and Conservation of Mediterranean Raptors*. Monograph **4**: 189–202.
- Donázar, J. A., A. Cortés-Avizanda, and M. Carrete. 2010. Dietary shifts in two vultures after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation. *European Journal of Wildlife Research* **56**: 613–621.
- Donázar, J. A., and C. Fernández. 1990. Population trends of the griffon vulture *Gyps fulvus* in Northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation* **53**: 83–91.
- Donázar, J. A., F. Hiraldo, and J. Bustamante. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* **30**: 504–514.

- Donázar, J. A., A. Margalida, M. Carrete, and J. A. Sánchez-Zapata. 2009. Too sanitary for vultures. *Science* **326**: 664–664.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, C. J. Palacios, L. Gangoso, J. A. Godoy, O. Ceballos, F. C. Hiraldo, and N. Capote. 2002. Description of a new subspecies of the Egyptian vulture (Accipitridae: *Neophron percnopterus*) from the Canary Islands. *Journal of Raptor Research* **36**: 17–23.
- Donázar, J. A., C. J. Palacios, L. Gangoso, O. Ceballos, M. J. González, and F. Hiraldo. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation* **107**: 89–97.
- Efron, B., T. Hastie, I. Johnstone, and R. Tibshirani. 2004. Least angle regression. *The Annals of statistics* **32**: 407–499.
- Eldredge, N. 2001. The sixth extinction. American Institute of Biological Sciences, Washington, DC [http://www.lli-manassas.org/uploads/Documents/classes/The%20Sixth%20Extinction%20\(ActionBioscience\).pdf](http://www.lli-manassas.org/uploads/Documents/classes/The%20Sixth%20Extinction%20(ActionBioscience).pdf).
- Elith, J., C. H., Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz and N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129–151.
- Elith, J., J. R. Leathwick, and T. Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* **77**: 802–813.
- Ellner, S. P., and J. Fieberg. 2003. Using PVA for management despite uncertainty: effects of habitat, hatcheries, and harvest on salmon. *Ecology* **84**: 1359–1369.
- Elorriaga, J., I. Zuberogoitia, I. Castillo, A. Azkona, S. Hidalgo, L. Astorkia, F. Ruiz-Moneo, and A. Iraeta. 2009. First Documented Case of Long-Distance Dispersal in the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal of Raptor Research* **43**: 142–145.

- Elorza, M. 1990. Restos de aves en los yacimientos prehistóricos vascos: estudios realizados. *Munibe Antropologia-Arkeologia*: **42**: 263–267.
- ET SpatialTechniques. 2004. ET GeoWizards 9.1. <http://www.ian-ko.com>.
- Feduccia, A. 1974. Another Old World vulture from the New World. *The Wilson Bulletin* **86**: 251–255.
- Ferguson-Lees, J., and D. A. Christie. 2001. *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Harcourt. 994 pp.
- Fernandez, C., P. Azkona, and J. A. Donazar. 1998. Density-dependent effects on productivity in the Griffon Vulture *Gyps fulvus*: the role of interference and habitat heterogeneity. *Ibis* **140**: 64–69.
- Fieberg, J., and S. P. Ellner. 2000. When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* **81**: 2040–2047.
- Forsman, D. 1999. *The raptors of Europe and the Middle East: a handbook of field identification*. T & AD Poyser, London. 589 pp.
- Frey, H. 1998. Estimation of the costs for captive bred bearded vultures within the framework of the European bearded vulture project. *Bearded Vulture Reintroduction into the Alps Annual Report*. pp 75–77.
- Frey, H., and W. Walter. 1989. The reintroduction of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* into the Alps. In: Meyburg, B.-U & R. D. Chancellor (eds.). *Raptors in the modern world*, pp. 341–344 WWGBP, Berlin, London & Paris.
- Friedman, J., T. Hastie, and R. Tibshirani. 2000. Additive logistic regression: a statistical view of boosting. *The annals of statistics* **28**: 337–407.
- Gangoso, L., and C. J. Palacios. 2005. Ground nesting by Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Journal of Raptor Research* **39**: 186–187.
- García-Ripollés, C., and P. López-López. 2006. Population size and breeding performance of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) in Eastern Iberian Peninsula. *Journal of Raptor Research* **40**: 217–221.
- García-Ripollés, C., and P. López-López. 2011. Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in

- Spain using a population viability analysis. *Journal of Ornithology* **152**: 879–888.
- García-Ripollés, C., P. López-López, and V. Urios. 2010. First description of migration and wintering of adult Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* tracked by GPS satellite telemetry. *Bird Study* **57**: 261–265.
- Gavashelishvili, L. 2005. Vultures of Georgia and the Caucasus. Georgian Centre for the Conservation of Wildlife and Buneba Print Publishing. 93 pp.
- Gilbert, M., R. T. Watson, S. Ahmed, M. Asim, and J. A. Johnson. 2007. Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* **17**: 63–77.
- González, L. M., A. Margalida, R. Sánchez, and J. Oria. 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation* **129**: 477–486.
- Gradev, G., V. García, I. Ivanov, P. Zhelev, and E. Kmetova. 2012. Data from Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*) tagged with GPS/GSM Transmitters in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica Suppl* **4**: 141–146.
- Grande, J. M. 2006. Factores limitantes antrópicos y naturales de poblaciones de aves carroñeras: el caso del Alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Valle del Ebro. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Grande, J. M., D. Serrano, G. Tavecchia, M. Carrete, O. Ceballos, R. Díaz-Delgado, J. L. Tella, and J. A. Donazar. 2009. Survival in a long-lived territorial migrant: effects of life-history traits and ecological conditions in wintering and breeding areas. *Oikos* **118**: 580–590.
- Green, R. E., I. Newton, S. Shultz, A. A. Cunningham, M. Gilbert, D. J. Pain, and V. Prakash. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology* **41**: 793–800.
- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter, and C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* **245**: 477–480.

- Griffiths, C. S., G. F. Barrowclough, J. G. Groth, and L. A. Mertz. 2007. Phylogeny, diversity, and classification of the Accipitridae based on DNA sequences of the RAG-1 exon. *Journal of Avian Biology* **38**: 587–602.
- Grubac, B. 2000. The present status of vultures Aegypiinae in Central Balkans. In: *Actas del II congreso internacional sobre Aves Carroñeras, 1997*. pp. 93–103. Cañizares-Solán de Cabras, Cuenca.
- Grubac, B. R. 1991. Situation actuelle des Vautors (Aegypiinae) en Macedoine. Pages 139–145. *Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras, at Aedanat-Coda-Icona, Madrid*.
- Grubač, B. R. 1989. The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Macedonia. Pages 331–333 in Meyburg, B.-U. & R. D. Chancellor (eds.). *Raptors in the Modern World*. WWGBP, Berlin, London & Paris
- Grubač, B., M. Veleviski, and V. Avukatov. 2013. Long-term population decline and recent breeding performance of the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Macedonia. *North-Western Journal of Zoology*: in press.
- Handrinos, G. 1985. The status of vultures in Greece. *Conservation Studies on Raptors, International Council for Bird Preservation, Technical Publication* **5**: 103–115.
- Handrinos, G., and T. Akriotis. 1997. *The Birds of Greece*. C. Helm.
- Hanski, I. 2004. Metapopulation theory, its use and misuse. *Basic and Applied Ecology* **5**: 225–229.
- Hernández, M., and A. Margalida. 2009. Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain. *European Journal of Wildlife Research* **55**: 415–423.
- Hothorn, T., J. Müller, B. Schröder, T. Kneib, and R. Brandl. 2011. Decomposing environmental, spatial, and spatiotemporal components of species distributions. *Ecological Monographs* **81**: 329–347.
- Iankov, P. 1983. Un percnoptère d’Egypte (*Neophron percnopterus*) en Bulgarie se sert d’instruments. *Alauda* **51**: 228.

- Iñigo, A., B. Barov, C. Orhun, and U. Gallo-Orsi. 2008. Action plan for the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the European Union. BirdLife International & European Commission, Brussels.
- IUCN. 2012a. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2012b. Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional and national levels: Version 4.0. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN Species Survival Commission. 2012. IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. IUCN, Geneva, Switzerland.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 10. IUCN.
- Johnson, J. A., Lerner H. R. L., Rasmussen P. C. & Mindell D. P. 2006. Systematics within *Gyps* vultures: a clade at risk. *BMC Evolutionary Biology* **6**:65.
- Kalaber, L. 1971. Observatii ornitologice in Macedonia (R.S.F. Jugoslavia). *Museum Bruckenthal (Hermannstadt, Rumänien)* **16**: 315–333.
- Karaman, S. L. 1949. Ornithofauna of the Skopska Kotlina basin. *Larus* **3**: 155–220.
- Kéry, M. 2010. Introduction to WinBUGS for Ecologists: A Bayesian Approach to Regression, ANOVA and Related Analyses. Academic Press.
- Kolčakovski, D., and I. Milevski. 2012. Recent Landform Evolution in Macedonia. In: D. Lóczy, M. Stankoviansky, and A. Kotarba (eds). *Recent Landform Evolution: The Carpatho–Balkan–Dinaric Region*. pp 413–442. Springer Science and Business Media B.V, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- Kostin, Y. V. 1983. *Birds of the Crimea*. Nauka, Moscow.
- Kurtev, M., P. Iankov, and I. Angelov. 2007. National Action plan for Conservation of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Bulgaria. Bulgarian Society for Protection of Birds, Sofia.
- Lacy, R. C., J. Borbat, and M. P. Pollak. 2009. *Vortex: A stochastic simulation of the extinction process*. Version 9.99. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois.

- Lebreton, J. D., and J. Clobert. 1991. Estimation of demographic parameters in bird populations. In: M. Perrins, J. D. Lebreton, G. J. M. Hirons (eds). *Bird population studies: relevance to conservation and management*. pp 75–104. Oxford University Press, Oxford
- Lemus, J. Á., G. Blanco, B. Arroyo, F. Martínez, and J. Grande. 2009. Fatal embryonic chondral damage associated with fluoroquinolones in eggs of threatened avian scavengers. *Environmental Pollution* **157**: 2421–2427.
- Lemus, J. Á., G. Blanco, J. Grande, B. Arroyo, M. García-Montijano, and F. Martínez. 2008. Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS One* **3**: e1444.
- Lerner, H. R. L., and D. P. Mindell. 2005. Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **37**: 327–346.
- Lescureux, N., and J. D. Linnell. 2010. Knowledge and perceptions of Macedonian hunters and herders: The influence of species specific ecology of bears, wolves, and lynx. *Human Ecology* **38**: 389–399.
- Levin, S. A., S. R. Carpenter, H. C. J. Godfray, A. P. Kinzig, M. Loreau, J. B. Losos, B. Walker, and D. S. Wilcove. 2009. *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press.
- Liberatori, F., and V. Penteriani. 2001. A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* **101**: 381–389.
- Link, W. A., E. Cam, J. D. Nichols, and E. G. Cooch. 2002. Of BUGS and birds: Markov chain Monte Carlo for hierarchical modeling in wildlife research. *The Journal of wildlife management* **66**: 277–291.
- Linnell, J. D., J. E. Swenson, and R. Andersen. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity and Conservation* **9**: 857–868.

- López-López, P., J. Benavent-Corai, C. García-Ripollés, and V. Urios. 2013. Scavengers on the Move: Behavioural Changes in Foraging Search Patterns during the Annual Cycle. *PLoS ONE* **8**: e54352.
- Losey, J. E., and M. Vaughan. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* **56**: 311–323.
- Lucia, G., N. Agostini, M. Panuccio, U. Mellone, G. Chiatante, D. Tarini, and A. Evangelidis. 2011. Raptor migration at Antikythira, in southern Greece. *British Birds* **104**: 266.
- Macdonald, D., and K. Service. 2007. *Key Topics in Conservation Biology*. John Wiley & Sons, 329 pp.
- Makatsch, W. 1950. *Die Vogelwelt Macedoniens*. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G., Leipzig.
- Malez, V. 1988. Prilog poznavanju pleistocenskih sokolovki (Falconidae) u Hrvatskoj. *RAD Jugoslovenske akademije znanosti i umetnosti, Razred za prirodne znanosti* **23**: 7–37.
- Marco, J., and D. García. 1981. Situation actuelle des populations de nécrophages (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus*, et *Neophron percnopterus*) en Catalogne. *Rapaces méditerranéens* **1**: 119–129.
- Margalida, A., J. R. Benítez, J. A. Sánchez-Zapata, E. Ávila, R. Arenas, and J. A. Donazar. 2012a. Long-term relationship between diet breadth and breeding success in a declining population of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus*. *Ibis* **154**: 184–188.
- Margalida, A., M. Carrete, J. A. Sánchez-Zapata, and J. A. Donazar. 2012b. Good news for European vultures. *Science* **335**: 284–284.
- Margalida, A., and M. À. Colomer. 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific Reports* **2**: 753
- Margalida, A., J. A. Donazar, M. Carrete, and J. A. Sánchez-Zapata. 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology* **47**: 931–935.

- Margalida, A., D. Garcia, J. Bertran, and R. Heredia. 2003. Breeding biology and success of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the eastern Pyrenees. *Ibis* **145**: 244–252.
- Margalida, A., D. García, and A. Cortés Avizanda. 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded vultures, Egyptian vultures and Eurasian griffon vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal biodiversity and conservation* **30**: 189–200.
- Margalida, A., S. Mañosa, L. Mariano González, E. Ortega, R. Sánchez, and J. Oria. 2008. Breeding of non-adults and effects of age on productivity in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ardea* **96**: 173–180.
- Marinković, S., L. Orlandić, B. Micković, and B. Karadžić. 2007. Census of vultures in Herzegovina. *Vulture News* **56**: 14–28.
- Markandya, A., T. Taylor, A. Longo, M. N. Murty, S. Murty, and K. Dhavala. 2008. Counting the cost of vulture decline—An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecological Economics* **67**: 194–204.
- Mateo-Tomás, P., and P. P. Olea. 2010. Diagnosing the causes of territory abandonment by the Endangered Egyptian vulture *Neophron percnopterus*: the importance of traditional pastoralism and regional conservation. *Oryx* **44**:424–433.
- Mateo-Tomás, P., P. P. Olea, and I. Fombellida. 2010. Status of the Endangered Egyptian vulture *Neophron percnopterus* in the Cantabrian Mountains, Spain, and assessment of threats. *Oryx* **44**: 434–440.
- Matvejev, S. D. 1955. Le crâne à bec rouge (*Pyrrhocorax pyrrhocorax docilis* Gm.) en Yougoslavie. *Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium* **4**: 1–22.
- McCoy, N. H., and S. Atwood. 2005. Flaws in Orr's laws (and the paradigm that produced them): an abbreviated response. *Conservation Biology* **19**: 1318.
- McCullagh, P., and J. A. Nelder. 1989. *Generalized Linear Models*, Second Edition. Chapman & Hall.
- Meinshausen, N., and P. Bühlmann. 2010. Stability selection. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* **72**: 417–473.

- Mendelssohn, H., and Y. Leshem. 1983. Observations on reproduction and growth of Old World vultures. In: Wilbur S. R. & Jackson J. A. (eds.). Vulture biology and management. pp. 214-241. University of California Press.
- Meyburg, B. U., M. Gallardo, C. Meyburg, and E. Dimitrova. 2004. Migrations and sojourn in Africa of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) tracked by satellite. *Journal of Ornithology* **145**: 273–280.
- Micholitsch, A. 1957. Ornithologische Beobachtungen in Jugoslawien (Mazedonien). *Larus* **11**: 37–58.
- Milchev, B., N. Spassov, and V. Popov. 2012. Diet of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) after livestock reduction in Eastern Bulgaria. *North-Western Journal of Zoology* **8**: 315–323.
- Miller, P. S., and R. C. Lacy. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley, MN.
- Moilanen, A., and I. Hanski. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* **79**: 2503–2515.
- Morris, W., F., and D. F. Doak. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA.
- Murphy, M. A., J. S. Evans, and A. Storfer. 2010. Quantifying *Bufo boreas* connectivity in Yellowstone National Park with landscape genetics. *Ecology* **91**: 252–261.
- Muzinic, J., and J. C. Bednarz. 2007. Poisoning of seventeen Eurasian griffons (*Gyps fulvus*) in Croatia. *Journal of Raptor Research* **41**: 239–242.
- Negro, J. J., J. M. Grande, J. L. Tella, J. Garrido, D. Hornero, J. A. Donázar, J. A. Sanchez-Zapata, J. R. Benítez, and M. Barcell. 2002. An unusual source of essential carotenoids: A yellow-faced vulture includes ungulate faeces in its diet for cosmetic purposes. *Nature* **416**: 807–808.
- Negro, J. J., J. H. Sarasola, and J. H. Barclay. 2007. Augmenting wild populations and food resources. In: D. M. Bird, K. L. Bildstein, D. R. Barber, and A.

- Zimmerman (eds). Raptor research and management techniques. pp 401-410. Hancock House Publishers, Surrey, B.C. Canada and Blaine, WA U.S.A.
- Newton, I. 1979. Population Ecology of Raptors. A & C Black.
- Newton, I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press.
- Newton, I., M. Marquiss, D. N. Weir, and D. Moss. 1977. Spacing of sparrowhawk nesting territories. *The Journal of Animal Ecology* **46**: 425–441.
- Niestle, A. 1952. Huit jours dans la gorge Babuna. *Nos Oiseaux* **21**: 64–66.
- Oaks, J. L., M. Gilbert, M. Z. Virani, R. T. Watson, C. U. Meteyer, B. A. Rideout, H. L. Shivaprasad, S. Ahmed, M. J. I. Chaudhry, and M. Arshad. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* **427**: 630–633.
- Ogada, D. L., and R. Buij. 2011. Large declines of the Hooded Vulture *Necrosyrtes monachus* across its African range. *Ostrich* **82**: 101–113.
- Ogada, D. L., and F. Keesing. 2010. Decline of raptors over a three-year period in Laikipia, central Kenya. *Journal of Raptor Research* **44**: 129–135.
- Ogada, D. L., F. Keesing, and M. Z. Virani. 2012. Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1249**: 57-71
- Orabi, P. 2011. Synthèse de l'évolution de la population du Vautour percnoptère en France. *Percnoptère info* **12-13**: 2–3.
- Oro, D., A. Margalida, M. Carrete, R. Heredia, and J. A. Donazar. 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS One* **3**:e4084.
- Orr, D. W. 2004. Orr's Laws. *Conservation Biology* **18**:1457–1460.
- Ortega, E. Mañosa S. Margalida A. Sánchez R. Oria J. & González L. M. 2009. A demographic description of the recovery of the vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Oryx* **43**: 113–121.

- Osborne, P. E., J. C. Alonso, and R. G. Bryant. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* **38**: 458–471.
- Otieno, P. O., J. O. Lalah, M. Virani, I. O. Jondiko, and K.-W. Schramm. 2010. Carbofuran and its toxic metabolites provide forensic evidence for Furadan exposure in vultures (*Gyps africanus*) in Kenya. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* **84**: 536–544.
- Parra, J. & T. J. L. 2004. The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* **14**: 33–41.
- Patterson, B. R., and D. L. Murray. 2008. Flawed population viability analysis can result in misleading population assessment: A case study for wolves in Algonquin park, Canada. *Biological Conservation* **141**: 669–680.
- Pavokovic, G., and G. Susic. 2006. Population viability analysis of (Eurasian) griffon vulture *Gyps fulvus* in Croatia. In: Houston, D. C. & Piper S. E. (eds.) *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. Pp. 75-86. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pp.
- Pearce, D., and D. Moran. 1994. *The economic value of biodiversity*. Earthscan Publications Limited, London.
- Pedrini, P., and F. Sergio. 2001. Density, productivity, diet, and human persecution of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the central-eastern Italian Alps. *Journal of Raptor Research* **35**: 40–48.
- Penteriani, V., F. Otalora, F. Sergio, and M. Ferrer. 2005. Environmental stochasticity in dispersal areas can explain the “mysterious” disappearance of breeding populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**: 1265–1269.
- Pimentel, D., C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, J. Flack, Q. Tran, T. Saltman, and B. Cliff. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* **47**: 747–757.

- Piper, S. E. 2004. Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. In: A. Monadjem, M. D. Anderson, S. E. Piper, and A. F. Boshoff (eds.) *The Vultures of Southern Africa—Quo Vadis?* Pp. 59–62 Birds of Prey Working Group, Johannesburg.
- Pithart, K. 2010. Egyptian vulture. In: D. De Man, W. van Lint, A. Garn, and C. Henke, editors. *EAZA Yearbook 2007-2008*. pp. 132–135 EAZA Executive Office, Amsterdam.
- Porter, R. F., and A. S. Suleiman. 2012. The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* on Socotra, Yemen: population, ecology, conservation and ethno-ornithology. *Sandgrouse* **34**: 44–62.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ridgeway, G. 2006. Generalized boosted regression models. Documentation on the R Package “gbm”, version **1**:7.
- Rockwood, L. L. 2009. *Introduction to Population Ecology*. John Wiley & Sons. 339 pp
- Roff, D. A., and D. J. Fairbairn. 2007. The evolution of trade-offs: where are we? *Journal of Evolutionary Biology* **20**: 433–447.
- Rondeau, G., and J. M. Thiollay. 2004. West African vulture decline. *Vulture News* **51**: 13–33.
- Rudnick, J. A., T. E. Katzner, E. A. Bragin, O. E. Rhodes, and J. A. Dewoody. 2005. Using naturally shed feathers for individual identification, genetic parentage analyses, and population monitoring in an endangered Eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population from Kazakhstan. *Molecular Ecology* **14**:2959–2967.
- Sabočanec, R., D. Konjević, E. Srebočan, and Z. Petrinc. 2005. Fatal poisoning of a Griffon vulture (*Gyps fulvus*) with methomyl. *European Journal of Wildlife Research* **51**:210–212.

- Sanderson, F. J., P. F. Donald, D. J. Pain, I. J. Burfield, and F. P. J. Van Bommel. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* **131**: 93–105.
- Sarà, M., and M. Di Vittorio. 2003. Factors influencing the distribution, abundance and nest-site selection of an endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Sicily. *Animal Conservation* **6**: 317–328.
- Sarrazin, F., and S. Legendre. 2008. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology* **14**: 488–500.
- Schapiro, R. E. 2003. The boosting approach to machine learning: An overview. In: Denison, D.D., Hansen, M.H., Holmes, C.C., Mallick, B., Yu, B. (Eds.) *Nonlinear Estimation and Classification*, pp. 149–172. Springer Verlag
- Schaub, M., R. Zink, H. Beissmann, F. Sarrazin, and R. Arlettaz. 2009. When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology* **46**: 92–100.
- Seddon, P. J., D. P. Armstrong, and R. F. Maloney. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* **21**: 303–312.
- Seibold, I., and A. J. Helbig. 1995. Evolutionary history of New and Old World vultures inferred from nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **350**: 163–178.
- Seoane, J., J. Viñuela, R. Díaz-Delgado, and J. Bustamante. 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation* **111**: 401–414.
- Shultz, S., H. S. Baral, S. Charman, A. A. Cunningham, D. Das, G. R. Ghalsasi, M. S. Goudar, R. E. Green, A. Jones, and P. Nighot. 2004. Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **271**: 458–460.

- Skalski, J. R., K. E. Ryding, and J. Millsbaugh. 2005. *Wildlife Demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data*. Academic Press.
- Sokal, R. R., and F. J. Rohlf. 2012. *Biometry, Fourth Edition*. W. H. Freeman, 937
- Soulé, M. E. 1987. Where do we go from here? In: M. E. Soulé (ed.) *Viable Populations for Conservation*. pp 175–184. Cambridge University Press.
- Stearns, S. C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press, New York.
- Steenhof, K., and I. Newton. 2007. Assessing Nesting Success and Productivity. in D. M. Bird, K. L. Bildstein, D. R. Barber, and A. Zimmerman (eds.). *Raptor research and management techniques*. pp. 181–192. Hancock House Publishers, Surrey, B.C. Canada and Blaine, WA U.S.A.
- Stojković, B., and N. Tucić. 2012. *Od molekula do organizma*. JP Službeni Glasnik, Beograd.
- Stoyanova, Y., N. Stefanov, and J. K. Schmutz. 2010. Twig Used as a Tool by the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal of Raptor Research* **44**:154–156.
- Stresemann, E. 1920. *Avifauna Macedonica*. Die ornithologischen Ergebnisse der Forschungsreisen, unternommen nach Mazedonien durch Prof. Dr. Doflein und Prof. L. Müller-Mainz in den Jahren 1917 und 1918. Dultz & Co., München.
- Sušić, G., and I. Grbac. 2002. *Želite li stvarnost ili mit? : priča o bjelglavom supu - Do you want reality or myth? : the story of the Eurasian griffon*. Hrvatski Prirodoslovni Muzej, Zagreb.
- Swan, G. E., R. Cuthbert, M. Quevedo, R. E. Green, D. J. Pain, P. Bartels, A. A. Cunningham, N. Duncan, A. A. Meharg, and J. L. Oaks. 2006. Toxicity of diclofenac to *Gyps* vultures. *Biology Letters* **2**: 279–282.
- Tella, J. L., and S. Mañosa. 1993. Eagle Owl predation on Egyptian Vulture and Northern Goshawk: Possible effect of a decrease in European Rabbit availability. *Journal of Raptor Research* **27**: 111–112.
- Terrasse, J.-F., and M. Terrasse. 1961. Impressions ornithologiques en Yougoslavie (1959). *L'Oiseau et R.F.O.* **31**: 53–69.

- Terrasse, J.-F., M. Terrasse, and M. Brosselin. 1969. Avifaune d'un Lac des Balkans: mikra Prespa (Grece). *L'oiseau et R.F.O.* **39**: 187–201.
- Thiollay, J. 2006a. The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas. *Ibis* **148**: 240–254.
- Thiollay, J. 2007a. Raptor declines in West Africa: comparisons between protected, buffer and cultivated areas. *Oryx* **41**: 322.
- Thiollay, J. M. 2001. Long-term changes of raptor populations in northern Cameroon. *Journal of Raptor Research* **35**: 173–186.
- Thiollay, J. M. 2006b. Severe decline of large birds in the Northern Sahel of West Africa: a long-term assessment. *Bird Conservation International* **16**:353–365.
- Thiollay, J. M. 2007b. Raptor population decline in West Africa. *Ostrich-Journal of African Ornithology* **78**: 405–413.
- Thorpe, W. H., Cotton P. T. & Holmes, B. A. 1936. Notes on the birds of Lakes Ochrid, Malik, and Prespa and adjacent parts of Yugoslavia, Albania, and Greece. *Ibis* **6**: 557–597.
- Thouless, C. R., J. H. Fanshawe, and B. C. R. Bertram. 1989. Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* and Ostrich *Struthio camelus* eggs: the origins of stone-throwing behaviour. *Ibis* **131**: 9–15.
- Tyberg, T. 2008. Pleistocene birds of the Palearctic. <http://web.telia.com/~u11502098/pleistocene.html>.
- Tyschenkoy, A. A. 2004. Records of some rare bird species in the Dniester region in 2003. *Berkut* **13**: 131–132.
- University of New South Wales. 2013, March 15. Scientists produce cloned embryos of extinct frog. ScienceDaily. <http://www.sciencedaily.com/releases/2013/03/130315151044.htm>.
- Vaassen, E. W. A. M. 2003. Poisoning of vultures in Turkey. *Vulture News* **48**: 61.
- Vaassen, E. W. A. M., and M. A. Aykurt. 2003. Rubbish dumps, their importance for conservation and monitoring of the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. *Vulture News* **48**: 60.

- Vasconcelos, M. 1987. Le dynamique des populations de necrophages (*Gyps fulvus* et *Neophron percnopterus*) au fleuve tejo international. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina **12**: 287–294.
- Vasić, V., B. R. Grubač, G. Sušić, and S. Marinković. 1985. The Status of Birds of Prey in Yugoslavia, with Particular Reference to Macedonia. Pages 45–53. Cambridge.
- Velevski, M., B. Hallmann, B. Grubač, T. Lisičanec, E. Stoyanov, E. Lisičanec, V. Avukatov, L. Božič, and B. Stumberger. 2010. Important Bird Areas in Macedonia: Sites of Global and European Importance. *Acrocephalus* **31**: 181–282.
- Velevski, M., L. Melovski, V. Maletik, and V. Dzabirski. 2003. Food availability for vultures (Aegypiinae) in Macedonia. Macedonian Ecological Society, Skopje.
- Viereck, von M. 1917. Ornithologische Beobachtungen vom Kriegsschauplatz in Mazedonien. *Ornithologische Monatsschrift* **42**: 233–246.
- Virani, M. Z., C. Kendall, P. Njoroge, and S. Thomsett. 2011. Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological Conservation* **144**: 746–752.
- Vlachos, C. G., N. K. Papageorgiou, and D. E. Bakaloudis. 1998. Effects of the feeding station establishment on the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Dadia Forest, North Eastern Greece. In: Chancellor, R.D., B.-U. Meyburg & J.J. Ferrero, (eds.) *Holarctic Birds of Prey*. pp: 197-207. ADENEX-WWGBP.
- Whitfield, D. P., A. H. Fielding, D. R. A. McLeod, and P. F. Haworth. 2004. The effects of persecution on age of breeding and territory occupation in golden eagles in Scotland. *Biological Conservation* **118**: 249–259.
- Wilson, E. O. 1998. *Consilience: the unity of knowledge*. Vintage Books.
- Wink, M. 1995. Phylogeny of Old and New World Vultures (Aves: Accipitridae and Cathartidae) inferred from nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome *b* gene. *Z. Naturforsch* **50**: 868–882.

- Wink, M., and H. Sauer-Gürth. 2004. Phylogenetic relationships in diurnal raptors based on nucleotide sequences of mitochondrial and nuclear marker genes. In: Chancellor, R.D., B.-U. Meyburg (eds.). *Raptors Worldwide*. pp 483–498. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin
- Wood, S. N. 2006. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC.
- World Health Organisation. 2005. *Ecosystems and human well-being: health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Health Organisation, Geneva, Switzerland.
- Xirouchakis, S., G. Andreou, and G. Arnellos. 2000. The impact of poisoned baits set for vermin on the population of vultures in Crete (Greece)-Incidences of secondary poisoning during 1990-1999. *Vulture news* **42**: 13–24.
- Yosef, R., and D. Alon. 1997. Do immature Palearctic Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* remain in Africa during the northern summer? *Vogelwelt* **118**: 285–290.
- Zhurminsky, S. D., and V. F. Tsurkanu. 2001. Birds and reptiles of Lower Reut River and their environment. Pages 102–103 *Geoecological and bioecological problems of Northern Black Sea Region*. Proceedings of international conference. Tiraspol.
- Zubarovsky, V. M. 1977. *Fauna of Ukraine. Birds of Prey*. Naukova dumka, Kiev.
- Zuberogoitia, I., J. Zabala, J. A. Martínez, J. E. Martínez, and A. Azkona. 2008. Effect of human activities on Egyptian vulture breeding success. *Animal Conservation* **11**: 313–320.
- Гашевски, М. 1978. Основни хидрографски карактеристики на речната мрежа на Македонија. *Географски разгледи* **15/16**: 29–38.
- Димовски, А. С. 1957. Птици на Осогово Планина. *Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium* **5**: 33–59.

- Државен завод за статистика на Република Македонија. 2010. Сточарство, 2007 и 2008 година. Државен завод за статистика на Република Македонија, Скопје.
- Државен завод за статистика на Република Македонија. 2012. Статистички годишник на Република Македонија 2012. Државен завод за статистика на Република Македонија, Скопје.
- Државен завод за статистика на Република Македонија. 2013. Сточарство, 2011. Државен завод за статистика на Република Македонија, Скопје.
- Ем, Х., С. Цеков, and Р. Ризовски. 1985. Рефугијална шумска вегетација во СР Македонија. Прилози **6**: 5–20.
- Лазаревски, А. 1993. Климата во Македонија. Култура, Скопје.
- Наумов, В. 1981. Акције смањивања броја вукова на Косову у раздобљу 1947-80. Природа Косова, 59–72.
- Трпков, Б. 1987. Ретки и загроени видови птици од родовите *Gypaetus*, *Gyps*, *Aegypius* и *Neophron* на подрачјето на Македонија и Југославија. Шумарски преглед **7-12**: 55–66.
- Филиповски, Ѓ., Р. Ризовски, and П. Ристевски. 1996. Карактеристики на климатско-вегетациско-почвените зони (региони) во Република Македонија. Македонска академија на науките и уметностите, Скопје.

11 Прилози

11.1 Фотографски прикази карактеристичних станишта беле кање у Македонији



Таорска клисура, северно од Велеса. Фото М. Велевски



Клисура реке Брегалнице, централна Македонија. Фото М. Велевски



Демиркапијска клисура, јужна Македонија. Фото М. Велевски



Бошавија, јужна Македонија. Фото М. Велевски

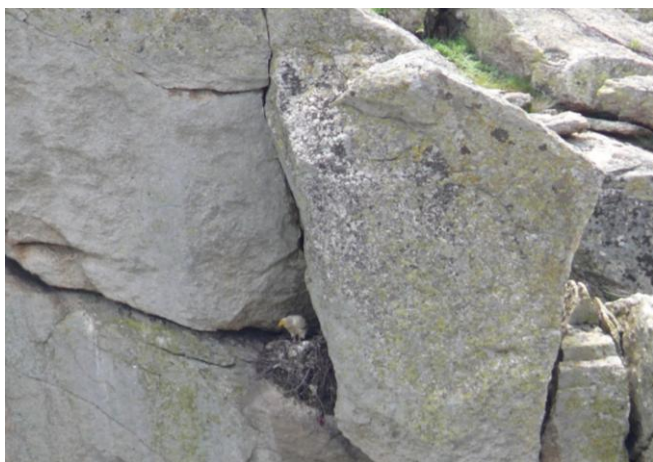


Тиквешко језеро, јужна Македонија. Фото М. Велевски

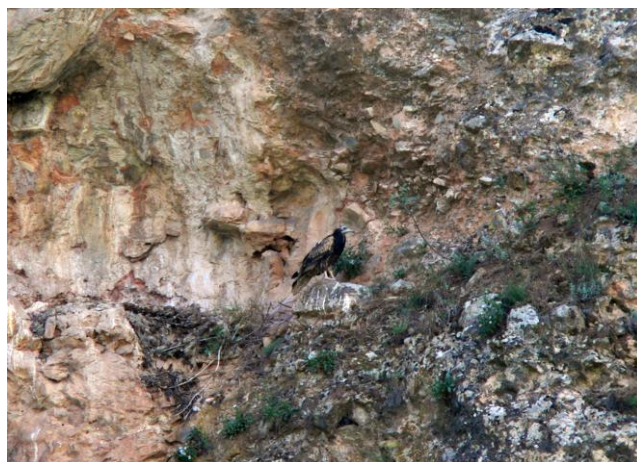


Мариово, јужна Македонија. Фото М. Велевски

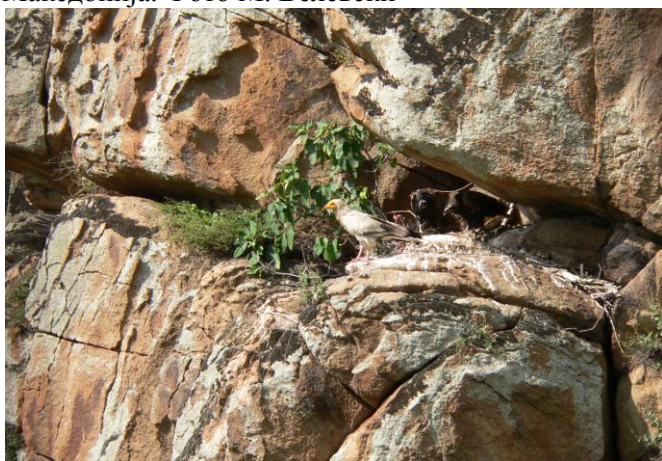
11.2 Фотографски прикази типова гнезда беле кање



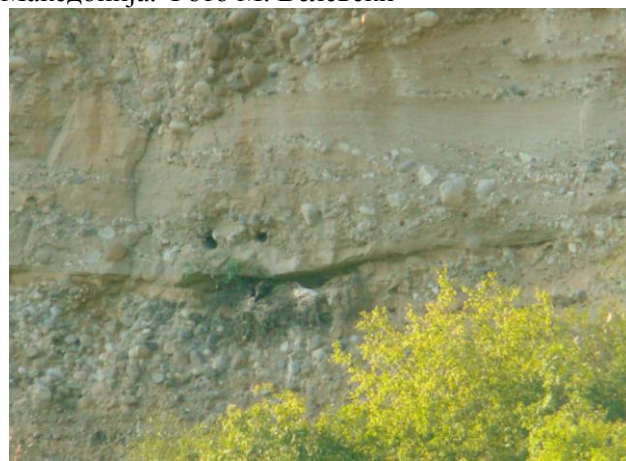
Гнездо на полици, планина Козјак, северна Македонија. Фото М. Велевски



Гнездо у поткапини, долина реке Раец, јужна Македонија. Фото М. Велевски



Гнездо у пукотини, Мариово, јужна Македонија. Фото М. Велевски



Гнездо у пукотини, Тиквешија, јужна Македонија. Фото М. Велевски



Гнездо у пећини, река Бабуна, централна Македонија. Фото М. Велевски



Гнездо у пећини, планина Бабуна, централна Македонија. Фото М. Велевски

12 Биографија аутора

Методија Атанас Велевски је рођен 15.02.1977 године у Скопљу, где је завршио основно и средње образовање. У 1995 године је уписао дипломске студије на Институту за биологију при Природно-математичком факултету у Скопљу, које је завршио дипломским радом на тему из орнитологије у 2002 години, просеком 9.00. Још пре почетка студија је развио интерес за проучавање птица, који је оформио за време студија и након тога. За време студија је био активни члан Друштва за проучавању и заштити птица Македоније и Истраживачког друштва студената биологије, чији је претседник био током 1999. године. У 2003. години је почео да ради на пројекту о заштити лешинара Македоније при Македонском еколошком друштву, а од 2006 до 2012 године је био и изврши директор канцеларије Друштва. Ове позиције су га упознале проблемима заштите природе у Македонији у на Балкану. За време студија и раду у Македонском еколошком друштву је вршио фаунистичка и популацијска истраживања птица широм Македоније. У исто време био је члан више стручних или експертских тимова који су радили на пољу очувања биодиверзитета и природе. Докторске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду је уписао школске 2006/2007 године. Од 1996 године до данас је самостојно или у коауторству објавио 19 радова, од којих два на проблематици беле кање, а у конзервацијском смислу највећи допринос има рад о значајним подручјима за птице у Македонији. Поред тога, коаутор је двеју монографија (обрађујући птице) и први аутор две стручно-популарних монографија о птицама Македоније. На националним или међународним конгресима је аутор или коаутор 11 презентација на проблематици из орнитологије или заштите природе. Данас живи и ради у Скопљу.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а **Методија Велевски**

број уписа **JB060190**

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Одлике животне историје и дистрибуције беле кање *Neophron percnopterus* у Републици Македонији

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, 28.06.2013. године



Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора **Методија Велевски**

Број уписа **JB060190**

Студијски програм **Морфологија, систематика и филогенија животиња**

Наслов рада **Одлике животне историје и дистрибуције беле кање *Neorhron persnopterus* у Републици Македонији**

Ментор **Проф. Др. Љиљана Томовић**

Потписани **Методија Велевски**

изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду, 28.06.2013. године



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Одлике животне историје и дистрибуције беле кање *Neophron percnopterus* у Републици Македонији

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, 28.06.2013. године

