



UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA BIOLOGIJU
I EKOLOGIJU



Marija Miličić

**Funkcionalni karakteri i modelovanje distribucije
vrsta osolikh muva (Diptera: Syrphidae)
jugoistočne Evrope u proceni rizika od izumiranja**

-doktorska disertacija-

Novi Sad, 2017.



UNIVERSITY OF NOVI SAD
FACULTY OF SCIENCES
DEPARTMENT OF BIOLOGY AND
ECOLOGY



Marija Miličić

**Functional traits and species distribution modelling
of hoverflies (Diptera:Syrphidae) in Southeast
Europe in assessment of extinction risk**

-PhD thesis -

Novi Sad, 2017.

"It always seems impossible until it's done"

Nelson Mandela

Zahvalnica

Istraživanja obuhvaćena ovom doktorskom disertacijom sprovedena su u Laboratoriji za istraživanje i zaštitu biodiverziteta Departmana za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematičkog fakulteta, Univerziteta u Novom Sadu i Finskom prirodnjačkom muzeju Univerziteta u Helsinkiju.

Imala sam čast i zadovoljstvo da doktorsku disertaciju radim pod mentorstvom dva izuzetna naučnika, koji su bili i ostaće inspiracija za bavljenje naučnim radom. Veliko hvala mentoru dr Anteu Vujić, redovnom profesoru PMF-a u Novom Sadu, na nesebičnoj podršci, pomoći i poverenju ukazanom tokom izrade ove doktorske disertacije. Hvala za energiju, savete i sve što sam naučila tokom prethodnih godina. Ogromnu zahvalnost dugujem mentoru dr Pedru Cardosu, docentu Univerziteta u Helsinkiju koji je svojom ekspertizom u velikoj meri doprineo oblikovanju ovog rada i bio konstantna pomoć i podrška.

Neizmernu zahvalnost dugujem dr Tamari Jurca, za svu pomoć, strpljenje i savete, što je verovala u mene i bila tu kada je najviše trebalo.

Veliko hvala dr Zorici Nedeljković na konstruktivnim sugestijama i korisnim savetima koji su doprineli poboljšanju kvaliteta ovog rada.

Posebno se zahvaljujem dr Andreji Tepavčević za korisne sugestije vezane za statistički deo ove disertacije.

Veliko hvala kolegici Jeleni Ačanski za svu podršku i pomoć, tehničku i kreativnu.

Hvala puno kolegama iz Laboratorije za istraživanje i zaštitu biodiverziteta na prijateljstvu i zajedničkim momentima.

Hvala svim mojim prijateljima na podršci i razumevanju.

Najveće hvala mojim roditeljima za podršku, ljubav i razumevanje koje mi pružaju svih ovih godina.

Novi Sad, 2017.

Marija Miličić

Sadržaj

1.	Uvod	1
1.1.	Ciljevi	3
2.	Opšti deo	4
2.1.	Objekat i područje istraživanja	4
2.1.1.	Osolike muve i njihov značaj	4
2.1.2.	Područje istraživanja.....	6
2.1.3.	Istraživanja osolikih muva na području jugoistočne Evrope	6
2.2.	Klimatske promene	7
2.2.1.	IPCC-Međuvladin panel za klimatske promene	7
2.2.2.	Modeli potencijalne distribucije vrsta.....	8
2.3.	Konzervacioni aspekti.....	9
2.3.1.	Ugroženost biodiverziteta i potreba zaštite.....	9
2.3.2.	Beskičmenjaci u konzervacionim programima.....	10
2.3.3.	Konzervacija osolikih muva	11
2.4.	Funkcionalni pristup u ekologiji	11
2.5.	Ispitivanje efekta klimatskih promena na distribuciju vrsta	12
2.6.	Prioretizacija područja na osnovu modela i retkosti vrsta	12
2.7.	Procena rizika od izumiranja	13
3.	Materijal i metode	14
3.1.	Materijal.....	14
3.1.1.	Analizirani materijal	14
3.1.2.	Podaci o funkcionalnim karakteristikama vrsta	15
3.1.3.	Odabir vrsta korišćenih za ispitivanje efekta klimatskih promena, prioretizaciju područja i za procenu rizika od izumiranja.....	17
3.2.	Metode	17
3.2.1.	Podela na funkcionalne grupe.....	19
3.2.1.1.	Transformacija “sirovih” podataka.....	19
3.2.1.2.	Klaster analiza	19
3.2.1.3.	Evaluacija formiranih grupa	20
3.2.2.	Modelovanje potencijalne distribucije vrsta i procena efekta klimatskih promena	21
3.2.2.1.	Eliminisanje pristrasnosti iz uzorka.....	21
3.2.2.2.	Odabir relevantnih prediktorskih varijabli	21
3.2.2.3.	Kreiranje modela	23
3.2.2.4.	Procena promene veličine areala	24
3.2.2.5.	Evaluacija modela	24
3.2.2.6.	Proporcionalni gubitak areala.....	25
3.2.3.	Prioretizacija područja	26
3.2.3.1.	Ranjivost vrsta.....	26
3.2.3.2.	Potencijalno bogatstvo i retkost vrsta.....	27
3.2.3.3.	Računanje indeksa za prioretizaciju područja	28
3.2.4.	Procena rizika od izumiranja	29
3.2.4.1.	Podaci o karakteristikama vrsta	29
3.2.4.2.	Statističke analize	29
3.2.4.2.1.	Linearni model	30
3.2.4.2.2.	Modeli sa mešovitim efektom (<i>mixed effect models</i>).....	30
4.	Rezultati	32
4.1.	Funkcionalne grupe	32
4.1.1.	Funkcionalni karakteri i njihova korelacija	32
4.1.2.	Klasifikacija funkcionalnih grupa.....	34
4.1.3.	Udeo funkcionalnih karaktera po grupama.....	38
4.1.4.	Procena korektnosti klasifikacije	42
4.2.	Funkcionalna karakterizacija i modeli potencijalne distribucije odabranih vrsta.....	44

4.3.	Efekat klimatskih promena na distribuciju vrsta osolikih muva.....	93
4.3.1.	Modeli potencijalne distribucije	93
4.3.2.	Bogatstvo vrsta	97
4.3.3.	Gubitak areala.....	98
4.4.	Prioretizacija područja	99
4.4.1.	Indeks ranjivosti	99
4.4.2.	Retkost i potencijalno bogatstvo vrsta	101
4.4.3.	Konzervacioni indeksi i prioretizacija područja	103
4.5.	Procena rizika od izumiranja	108
4.5.1.	Linearni modeli.....	108
4.5.1.1.	Preliminarni testovi	108
4.5.1.2.	Ispitivanje efekta pojedinačnih funkcionalnih karaktera.....	109
4.5.1.3.	Linearna regresija i best GLM selekcija.....	109
4.5.1.4.	Relativni doprinos funkcionalnih karaktera u modelima	112
4.5.2.	Linearni modeli sa mešovitim efektom (<i>linear mixed effect models</i>).....	114
5.	Diskusija	116
5.1.	Funkcionalne grupe	116
5.1.1.	Značaj funkcionalne klasifikacije	116
5.1.2.	Kvantifikacija i značaj upotrebe relevantnih funkcionalnih karaktera	116
5.1.3.	Sličnosti i razlike između funkcionalnih grupa	119
5.1.4.	Efekat pritiska sredine na funkcionalni diverzitet.....	120
5.2.	Efekat klimatskih promena na distribuciju vrsta osolikih muva.....	121
5.2.1.	Regionalni obrasci promena bogatstva vrsta	121
5.2.2.	Korišćenje zemljišta i drugi faktori koji utiču na odgovor vrsta na klimatske promene ...	122
5.2.3.	Posledice za mutualističke mreže	123
5.2.4.	Konzervacija.....	124
5.3.	Prioretizacija područja	126
5.3.1.	Ranjivost vrsta	126
5.3.2.	Potencijalno bogatstvo i retkost vrsta	126
5.3.3.	Konzervacioni indeksi	127
5.3.4.	Podudaranje sa zaštićenim područjima.....	128
5.4.	Procena rizika od izumiranja	129
5.4.1.	Signifikantni funkcionalni karakteri	129
5.4.1.1.	Larvalno mikrostanište	129
5.4.1.2.	Period letenja.....	130
5.4.1.3.	Dimenzije	131
5.4.1.4.	Visina leta adulta	132
5.4.1.5.	Makrohabitat adulta.....	132
5.4.1.6.	Broj generacija	133
5.4.1.7.	Relativni značaj funkcionalnih karaktera	133
5.4.2.	Prednosti i mane upotrebe funkcionalnog pristupa za procenu rizika od izumiranja ...	134
5.4.3.	Primena u konzervaciji	134
6.	Zaključak	136
7.	Literatura	139
8.	Prilozi	161
8.1.	Prilog 1. Funkcionalni karakteri 572 vrste osolikih muva registrovanih na području jugoistočne evrope.	161
8.2.	Prilog 2. Vrste osolikih muva registrovane u jugoistočnoj evropi korišćene za funkcionalnu klasifikaciju, sa rezultatima pca i klaster analize.	162
8.3.	Prilog 3. Binarne mape povoljnosti staništa za 44 analizirane vrste osolikih muva.	163
9.	Extended abstract in english	185

Lista ilustracija

Slika 1. Izgled adultne jedinke vrste <i>Milesia crabroniformis</i> (Fabricius, 1775) (a) i izgled larve vrste <i>Sphaerophoria scripta</i> (L., 1758) (b).....	4
Slika 2. Rezultati Chattell scree testa korišćenog za odabir relevantnog broja PC osa korišćenih u daljim analizama.	34
Slika 3. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC1 i PC3 osom. Osa PC1 jasno odvaja klaster br.1 od ostalih klastera, dok PC3 osa diferencira treću funkcionalnu grupu.	36
Slika 4. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC4 i PC5 osom. Osa PC4 odvaja klastere 2 i 5, dok osa PC5 razdvaja drugi od četvrtog klastera.	37
Slika 5. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC2 i PC4 osom.	38
Slika 6. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za tip ishrane larve i dužinu trajanja larvalnog razvića u svakoj od funkcionalnih grupa.	39
Slika 7. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za distribuciju i makrohabitat vrsta u svakoj od funkcionalnih grupa.	39
Slika 8. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za larvalno mikrostanište u svakoj od funkcionalnih grupa.	40
Slika 9. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za sposobnost leta, visinu na kojoj vrste lete i toleranciju na ljudski uticaj u svakoj od funkcionalnih grupa.	40
Slika 10. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za toleranciju na plavljenje i broj generacija u toku godine u svakoj od funkcionalnih grupa.	41
Slika 11. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za toleranciju na plavljenje i broj generacija u toku godine u svakoj od funkcionalnih grupa.	41
Slika 12. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za period leta i veličinu tela insekata u svakoj od funkcionalnih grupa.	42
Slika 13. UPGMA dendrogram konstruisan na osnovu kvadrata Mahalanobisovih distanci oslikava sličnost između definisanih funkcionalnih grupa.....	43
Slika 14. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Cheilosia balkana</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	44
Slika 15. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Cheilosia griseifacies</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	45
Slika 16. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Cheilosia lenta</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	46
Slika 17. Mapa potencijalne distribucije podvrste <i>Cheilosia melanura rubra</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	48
Slika 18. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Cheilosia thesalla</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	49
Slika 19. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Chrysotoxum montanum</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	50
Slika 20. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Chrysotoxum tomentosum</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	51
Slika 21. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus armatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	52
Slika 22. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus aurofinis</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	53
Slika 23. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus claripennis</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	54
Slika 24. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus lucidus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	55
Slika 25. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus minotaurus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	56
Slika 26. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Eumerus niveitibia</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	57
Slika 27. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon aerarius</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	58

Slika 28. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon albifasciatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	60
Slika 29. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon ambiguus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	61
Slika 30. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon atricapillatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	62
Slika 31. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon caerulescens</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	63
Slika 32. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon callidus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	64
Slika 33. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon chalybeatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	65
Slika 34. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon chrysotrichos</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	66
Slika 35. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon constans</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	67
Slika 36. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon desuturinus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	68
Slika 37. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon euri</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	69
Slika 38. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon haemorrhoidalis</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	70
Slika 39. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon hoplitis</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	72
Slika 40. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon latifemoris</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	73
Slika 41. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon luteofasciatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	74
Slika 42. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon luteomaculatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	75
Slika 43. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon lydicus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	76
Slika 44. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon megavidus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	77
Slika 45. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon moesiacus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	78
Slika 46. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon neofasciatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	79
Slika 47. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon oromediterraneus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	81
Slika 48. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon papillus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	82
Slika 49. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon rojoi</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	83
Slika 50. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon spineus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	84
Slika 51. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon subnigrum</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	85
Slika 52. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon trebevicensis</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	86
Slika 53. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Merodon virgatus</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	87
Slika 54. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Orthonevra montana</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	88

Slika 55. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Pipiza laurusi</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	89
Slika 56. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Pipizella zloti</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	90
Slika 57. Mapa potencijalne distribucije vrste <i>Riponnensia morini</i> za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.	92
Slika 58. Zastupljenost bioklimatskih varijabli u finalnim modelima za 44 analizirane vrste.....	93
Slika 59. Projektovano potencijalno bogatstvo vrsta osolikih muva JI Evrope za (a) sadašnjost, (b) 2050 (c) 2070 i razlike između (d) 2050 i sadašnjosti i (e) 2070 i sadašnjosti. Svaka ćelija predstavlja ukupan broj vrsta u definisanoj ćeliji. Na mapama razlike svaka ćelija predstavlja razliku u broju vrsta po ćeliji.	97
Slika 60. Broj vrsta osolikih muva u svakoj od kategorija ranjivosti u JI Evropi. Ukupno je analizirano 44 vrste.	99
Slika 61. Mapa (a) potencijalnog bogatstva, (b) maksimalne retkosti i (c) sumirane retkosti vrsta zasnovana na verovatnoći pojave vrsta osolikih muva u JI Evropi.....	102
Slika 62. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći jednostavan indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.....	104
Slika 63. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći Kattan indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.....	105
Slika 64. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći Leroy indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.....	106
Slika 65. Pearsonov koeficijent korelacije između različitih konzervacionih indeksa (pBCC_S i pBCW_S-indeksi računati koristeći jednostavan indeks ranjivosti, pBCC_K i pBCW_K-indeksi računati koristeći Kattan indeks, pBCC_L i pBCW_L-indeksi računati koristeći Leroy indeks).....	107
Slika 66. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za sadašnjost.	112
Slika 67. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za apsolutnu promenu areala za 2050.....	112
Slika 68. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za relativnu promenu areala za 2050.	113
Slika 69. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za apsolutnu promenu areala za 2070.....	113
Slika 70. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za relativnu promenu areala za 2070.	113

Lista tabela

Tabela 1. Devetnaest bioklimatskih varijabli korišćenih za kreiranje modela potencijalne distribucije vrsta.....	22
Tabela 2. Rezultati PCA analize stanja karaktera korišćenih za funkcionalnu klasifikaciju vrsta. Vrednost faktorskog opterećenja veća od ± 0.6 je boldovana.....	32
Tabela 3. Analiza varijanse definisanih funkcionalnih grupa.	35
Tabela 4. Statistička značajnost razlike između definisanih funkcionalnih grupa. p vrednosti - ispod dijagonale; F vrednosti - iznad dijagonale; $df=5.563$	42
Tabela 5. 44 vrste korišćene u analizi, njihove TSS vrednosti, pAOO za sve vremenske periode i izračunate apsolutne i relativne promene u veličini areala.	95
Tabela 6. Kriterijumi i indeksi ranjivosti za 44 analizirane vrste osolikih muva.	100
Tabela 7. Rezultati χ^2 testa za različite mere ranjivosti vrsta. pAOO predstavlja potencijalnu zauzetost površine (od potential Area of Occupancy).	101
Tabela 8. Rezultati Shapiro-Wilk testa i logaritamske transformacije.	108
Tabela 9. Rezultati Levene testa homogenosti varijanse. Broj u svakoj od kolona predstavlja F vrednost, a zvezdica ukazuje na signifikantnost na osnovu p vrednosti.	108
Tabela 10. Rezultati Welch-ANOVA testa za kategoričke (broj predstavlja F vrednost, a zvezdica ukazuje na signifikantnost na osnovu p vrednosti) i Spearman-ovog koeficijenta korelacije za kontinualne funkcionalne karaktere (broj predstavlja rho vrednost).	109
Tabela 11. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i trenutno predviđene veličine areala vrsta (pAOO). (TIL - tip ishrane larve, RP - rano proleće, RL - rano leto, ULŠ - umerene listopadne šume, AV - alpska vegetacija, ŠH - širina habitata, BZ - blizu zemlje, T - tolerancija na ljudski uticaj, DK - dužina krila).	110
Tabela 12. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (A-pAOO2050-sad.). (BS - biljni sloj, KZ - korenska zona, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), 2G - dve generacije, RL - rano leto, A - arborealne, OKD - odnos dužine krila i veličine tela, DK - dužina krila).	110
Tabela 13. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (R-pAOO2050-sad.). (BS - biljni sloj, KZ - korenska zona, PS - potopljeni sediment, 1G - jedna generacija, 2G - dve generacije, RP - rano proleće, P - proleće, RL - rano leto, AV - alpska vegetacija, M - močvarna vegetacija, A - arborealne, DK - dužina krila).	111
Tabela 14. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (A-pAOO2070-sad.). (D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), PS - potopljeni sediment, MŠ - mediteranske šume, M - močvarna vegetacija, A - arborealne, BZ - blizu zemlje, VT - veličina tela, DK - dužina krila, OKD - odnos dužine krila i veličine tela).	111
Tabela 15. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (R-pAOO2070-sad.). (D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), KZ - korenska zona, BS - biljni sloj, ČŠ - četinarske šume, A - arborealne, BZ - blizu zemlje, DK - dužina krila, VT - veličina tela, OKD - odnos dužine krila i veličine tela).	111
Tabela 16. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i trenutno predviđene veličine areala vrsta (pAOO). (ULŠ - umerene listopadne šume, VT - veličina tela, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), RL - rano leto, RP - rano proleće, NE - nasumični efekat).	114
Tabela 17. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (A-pAOO2050-sad.). (PS - potopljeni sediment, 2G - dve generacije, RL - rano leto, P - proleće, RP - rano proleće, KZ - korenska zona, NE - nasumičan efekat).	114
Tabela 18. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (R-pAOO2050-sad.). (KZ - korenska zona, 2G - dve generacije, P - proleće, RP - rano proleće, A - arborealne, DK -	

dužina krila, AV - alpska vegetacija, 1G - jedna generacija, RL - rano leto, NE - nasumični efekat).	114
Tabela 19. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (A-pAOO2070-sad.). (KZ - korenska zona, AV - alpska vegetacija, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), NE - nasumičan efekat).	115
Tabela 20. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (R-pAOO2070-sad.). (KZ - korenska zona, AV - alpska vegetacija, A - arborealne, NE - nasumičan efekat).	115

1. UVOD

Biodiverzitet predstavlja sveobuhvatnost svih oblika života (Heywood i Watson, 1995) i temelj ekosistemskih usluga sa kojima je ljudsko blagostanje blisko povezano. Međutim, globalni biodiverzitet konstantno biva ugrožen kao posledica ljudski izazvanih sredinskih promena (Pimm i sar., 1995), usled čega se javila potreba za njegovom zaštitom. Faktori koji imaju negativan uticaj na biodiverzitet su razni: od preterane eksploatacije prirodnih resursa, preko sve većeg stepena zagađenja i degradacije staništa, do klimatskih promena. Poslednjih godina sve veća pažnja se posvećuje ispitivanju efekta globalnog zagrevanja, usled opsega mogućih negativnih posledica.

Procena efekata klimatskih promena na distribuciju vrsta je važan korak u oceni njihove ranjivosti jer može pružiti korisne informacije o spektru mogućih posledica (Araújo i sar., 2005; Gibson i sar., 2010; Yates i sar., 2010) i doprineti efikasnom upravljanju i očuvanju biodiverziteta (Hannah i sar., 2002). Veliki značaj u ovoj oblasti imaju klimatski modeli koji koriste trenutnu geografsku distribuciju vrsta i klimu karakterističnu za datu oblast radi predikcije distribucije vrsta. Razvojem scenarija budućih klimatskih promena omogućeno je utvrđivanje povoljnog areala za vrste i u budućnosti. Predviđanjem sadašnje i buduće potencijalne rasprostranjenosti vrsta, možemo da procenimo efekte promene klime na distribuciju vrsta i ustanovimo da li one pomeraju svoj areal rasprostranjenja, i u kom pravcu.

Funkcionalni karakteri predstavljaju osobine vrsta koje se često koriste da definišu neko biološko svojstvo organizma ili njegovu direktnu povezanost sa okolinom. Usled promena u životnoj sredini dolazi do promena kompozicije funkcionalnih karaktera vrsta. Ove informacije, zajedno sa procenom promene areala vrsta pod uticajem klimatskih promena mogu biti korisne za ustanovljavanje konzervacionih prioriteta i menadžment ekosistema.

Jedan od najčešće korišćenih metoda za očuvanje biodiverziteta jeste detekcija ciljnih vrsta, sa pretpostavkom da će ovaj pristup doprineti očuvanju većine ugroženih vrsta (Poiani i sar., 2001; Roberge i Angelstam, 2004; Rodrigues i sar., 2004). Ciljne vrste su prevashodno pronalazene među kičmenjacima i konzervacioni naponi su uglavnom usmeravani ka ovim vrstama. Ako se uzme u obzir da su beskičmenjaci najbrojnija grupa višecelijskih organizama, to je delimično neadekvatno.

Brojčano gledano, insekti su dominantna grupa beskičmenjaka. Zbog nedovoljnog istraživanja ove grupe, kao i usled nedostatka taksonomskog znanja nije poznat tačan broj vrsta koje gubimo, ali nažalost, pretpostavlja se da je taj broj visok (Collins i Thomas, 1989; Dunn, 2005). Izumiranje insekata ima brojne negativne posledice, ne samo po biodiverzitet, već i po ekonomiju.

Osolike muve (Syrphidae) pripadaju redu Diptera, klasi Insecta. Do danas je opisano oko 6 000 različitih vrsta (Thompson, 2013). Imaju velik kako ekološki, tako i ekonomski značaj. Ova insekatska grupa koja je označena kao ugrožena (Biesmeijer i sar., 2006; Speight i sar., 2015) smatra se važnom za konzervaciju zato što njihovo očuvanje doprinosi očuvanju drugih vrsta (Rotheray i Gilbert, 2011).

Predmet doktorske disertacije je analiza funkcionalnih karaktera osolikih muva i analiza njihove potencijalne distribucije zasnovana na klimatskim modelima u cilju procene rizika od izumiranja ovih vrsta i sa ciljem njihovog očuvanja. Procena rizika od izumiranja zasnovana na karakterima ima za cilj da objasni varijacije u arealima vrsta na osnovu njihovih funkcionalnih osobina. Pronalaženje statistički značajne zavisnosti između pojedinih osobina i promena u rasprostranjenju vrsta ukazuje na to da ovi karakteri utiču na sposobnost vrste da pomera svoj areal (Angert i sar., 2011). Ovakav tip analiza može pomoći u identifikaciji faktora koji značajno utiču na opadanje brojnosti ili izumiranje i istaći osobine koje promovišu otpor promenama (Powney i sar, 2015), što može biti ključno za opstanak i očuvanje neke vrste. U fokusu istraživanja su vrste čiji su klimatski profili ograničeni na istraživano područje i endemske vrste, jer se one smatraju posebno osetljivim na promene u ekosistemima.

1.1. Ciljevi

- Revizija funkcionalnih grupa osolikih muva zastupljenih u jugoistočnoj Evropi na osnovu novodefinisanih funkcionalnih karaktera koji kombinuju biološke i ekološke podatke o vrstama
- Procena efekta klimatskih promena na distribuciju odabranih vrsta (endemi i native ne-endemske vrste čije su kompletne klimatske niše predstavljene u istraživanom području) pomoću modela potencijalne distribucije
- Procena prioriternih područja za očuvanje osolikih muva na osnovu modela potencijalne distribucije i retkosti analiziranih vrsta
- Procena rizika od izumiranja odabranih vrsta na osnovu predviđenih promena areala i funkcionalnih karakteristika.

2. OPŠTI DEO

2.1. OBJEKAT I PODRUČJE ISTRAŽIVANJA

2.1.1. Osolike muve i njihov značaj

Osolike muve su insekatska familija iz reda dvokrilaca. Nazivaju se još i cvetne muve i muve lebdilice. Njihov izgled (Slika 1a) može da varira; posebno su poznate po imitiranju izgleda osa, pčela i bumbara (mimikrija). Zahvaljujući grudnom delu i krilima koji su dobro razvijena, osolike muve su sposobne za brz i dug let, a većina ima i sposobnost lebdenja u mestu. Ova familija je bogata vrstama; do sada je opisano oko 6 000 vrsta, svrstanih u 188 rodova (Thompson, 2013). Odlikuje ih zoogeografska raznolikost i izražena adaptivna radijacija. Sreću se od sušnih stepa i polupustinja, preko svih tipova šuma, pa sve do polarnih tundri na severu (Vujić i Šimić, 1994). U umerenom klimatskom pojasu adulti se pojavljuju od ranog proleća, pa sve do kasne jeseni. Dužina života varira između vrsta i može biti od nekoliko dana do nekoliko nedelja.



Slika 1. Izgled adultne jedinke vrste *Milesia crabroniformis* (Fabricius, 1775) (a) i izgled larve vrste *Sphaerophoria scripta* (L., 1758) (b).

Pripadaju grupi holometabolnih insekata - tokom svog razvića prolaze kroz sva četiri stupnja (jaje, larva (Slika 1b), lutka i imago). Pretežno zoofagne i saprofagne vrste imaju nekoliko generacija godišnje, dok se ostale vrste javljaju sa samo jednom generacijom u toku godine. Prezimljuju u različitim stadijumima, kao adulti, larve ili lutke. Ženke koriste polen kao izvor proteina koji je neophodan za razviće jaja. Veličina među različitim vrstama varira od 4 mm (*Paragus* Latreile, 1804) do 25 mm (*Volucella* Geoffroy, 1794) (Vujić i Šimić,

1994). Na osnovu razlika u morfološkim karakteristikama adulta, familija Syrphidae je podeljena na tri podfamilije: Eristalinae, Syrphinae i Microdontinae (Thompson i Rotheray, 1998).

Osolike muve predstavljaju veoma raznovrsnu grupu insekata. Njihova uloga u ekosistemima, ali i u ekonomskom smislu je isto tako raznovrsna.

Adultne jedinke osolikih muva su značajna stavka u ishrani brojnih vrsta paukova, mrava i solitarnih osa, dok su brojne parazitske ose specijalizovane za polaganje jaja u larve osolikih muva. Ovi procesi doprinose održavanju dinamike populacija i omogućavaju funkcionisanje ekosistema (Rotheray i Gilbert, 2011).

Što se tiče ekonomskog značaja, sirfide su prepoznate kao veoma značajna grupa polinatora (Fontaine i sar., 2005; Petanidou i sar., 2011; Jauker i sar., 2012; Stanley i sar., 2013). Često su predstavljene kao druga najvažnija polinarska grupa, posle pčela (Larsson, 2005; Petanidou i sar., 2011). Učestvuju u oprašivanju značajnih poljoprivrednih kultura, poput uljane repice. Igraju ulogu u razlaganju širokog spektra materijala, kao što je mrtvo drvo, kompost, balega i vegetacija u raspadu u jezerima, rekama i sl. Saprofagne larve osolikih muva se mogu koristiti za razlaganje organskog otpada poreklom iz poljoprivrednih i industrijskih procesa (Rotheray i Gilbert, 2011). Poznata je upotreba afidofagnih larvi u biološkoj kontroli (White i sar., 1995).

Neke vrste osolikih muva izuzetno mogu da izazovu oboljenja kod ljudi. Prilikom kontakta jedinki sa toaletima ili izmetom životinja, moguć je slučajan prenos bakterija koje mogu izazvati oboljenja ukoliko zaražene muve dođu u kontakt sa ljudima. Ipak, ovakve situacije su veoma retke i ograničene su uglavnom na tropske regione (Rotheray i Gilbert, 2011). U Evropi, vrste nekih rodova sirfida (*Merodon* Meigen, 1822 i *Eumerus* Meigen, 1822) su povezane sa lukovicama komercijalnih biljaka (npr. *Narcissus*) koje koriste kao izvor hrane, te mogu biti smatrane štetočinama jer prouzrokuju materijalnu štetu u hortikulturi (Speight i sar., 2015).

U oblasti zaštite životne sredine i konzervacije, osolike muve imaju veoma značajnu ulogu. Raznolike preference i tolerancija ka različitim tipovima staništa omogućava funkcionisanje ovih vrsta kao bioindikatora: kroz svoje prisustvo i/ili brojnost one mogu ukazati na određene sredinske uslove (Dzioc, 2006). Na primer, prisustvo određenih saprofagnih larvi u rekama indikator je visokog nivoa organskog zagađenja. Da bi neka grupa mogla da se koristi za monitoring ekosistema, neophodno je da bude zastupljena u

velikom broju različitih staništa i da je dovoljno taksonomski istražena, što je slučaj sa ovom insekatskom grupom i što je čini prikladnim objektom istraživanja (Rotheray i Gilbert, 2011).

2.1.2. Područje istraživanja

Istraživanje u okviru ove doktorske disertacije je fokusirano na područje jugoistočne (JI) Evrope, zbog izuzetno velikog diverziteta osolikih muva u ovom regionu. Termin JI Evropa je geopolitički i obuhvata Balkansko poluostrvo i periferna područja: Panonsku niziju, Rumuniju, Sloveniju, kao i ostrva koja okružuju Balkansko poluostrvo. Konkretno, okvirom analiziranog područja obuhvaćene su sledeće države: Slovenija, Hrvatska, Bosna i Hercegovina, Srbija, Rumunija, Bugarska, Crna Gora, Albanija, Makedonija i Grčka sa pripadajućim ostrvima. Ovo područje je jedno od najznačajnijih regiona u smislu biodiverziteta u Evropi, pošto se nalazi na raskrsnici između evropske, mediteranske i azijske faune (Crnobrnja-Isailović, 2007; Savić, 2008; Poulakakis i sar., 2015). Balkansko poluostrvo je označeno kao jedan od centara evropskog biodiverziteta (Kryštufek i Reed, 2004), zahvaljujući dugoročnoj stabilnosti sredinskih faktora u ovom području (Previšić i sar., 2009) i diverzitetu mikrostanista. Veliki diverzitet kako staništa, tako i biljnih vrsta na Balkanu uzrokovao je i veliku raznovrsnost insekatske faune. Konkretno, diverzitet osolikih muva na Balkanu je među najvećima u Evropi, sa mnogim endemskim i reliktnim vrstama (Vujić i sar., 2001). Ostrvski deo Grčke, koji je deo područja istraživanja takođe predstavlja jedno od svetskih hotspot područja za osolike muve (Vujić i sar., 2007, 2012, 2013; Radenković i sar., 2011).

2.1.3. Istraživanja osolikih muva na području jugoistočne Evrope

Faunistička istraživanja osolikih muva na području pre svega Balkanskog poluostrva započeta su sredinom prošlog veka. Od tada pa sve do danas veliki broj autora je proučavao faunu osolikih muva različitih delova Balkanskog poluostrva: Strobl (1893, 1898, 1900, 1902) u Bosni i Hercegovini, Dalmaciji i Sloveniji; Frauenfeld (1856) u Dalmaciji; Tölg i Fahringer (1911) u Hrvatskoj; Langhoffer (1918) u Hrvatskoj; Drensky (1934) u Bugarskoj; Marcuzzi (1941) u Dalmaciji; Coe (1956, 1960) u Srbiji, Makedoniji i Hrvatskoj; Leclercq (1961) u Sloveniji i Hrvatskoj; Bankowska (1967) u Bugarskoj; Lambeck (1968) u Sloveniji; Kula (1985) u Srbiji i Bosni i Hercegovini.

Značajan doprinos istraživanju faune osolikih muva na prostoru bivše Jugoslavije dao je Glumac (1955a, 1955b, 1956a, 1956b, 1959, 1968, 1972), koji pored faunističkih istraživanja uvodi i zoogeografska i biološka istraživanja ove insekatske familije.

Istraživanjem pojedinih područja u Srbiji i Crnoj Gori dat je dodatni doprinos poznavanju faune sirfida (Šimić, 1987; Šimić i Vujić, 1987; Vujić i Glumac, 1994; Vujić i Šimić, 1994; Radenković i Vujić, 1995; Šimić i Vujić, 1996; Radenković, 2008; Vujić i sar., 1998; Nedeljković i sar., 2009; Šimić i sar., 2009; Nedeljković, 2011).

Pored faunističkih istraživanja postoje brojni radovi vezani za revizije pojedinih rodova- *Cheilosia* Meigen, 1822 (Vujić, 1996), *Eumerus* (Vujić i Šimić, 1995-98) i tribusa- *Chrysogasterini* (Vujić, 1999), *Xylotini* (Milankov i sar., 1995), *Milesiini* i *Xylotini* (Vujić i Milankov, 1999) na Balkanskom poluostrvu.

Poslednjih godina, akcenat je stavljen na primenu integrativnih taksonomskih metoda sa ciljem razjašnjavanja sistematike i taksonomije u okviru familije Syrphidae (Vujić i sar., 2007, 2012; Nedeljković i sar., 2013, 2015; Grković i sar., 2015; Šašić i sar., 2016).

Fauna ostrvskog dela Grčke je u velikoj meri istražena poslednjih nekoliko godina zahvaljujući saradnji sa laboratorijom za biogeografiju i ekologiju Egejskog univerziteta baziranom na ostrvu Lesbos (Grković i sar, 2015; Vujić i sar., 2016a). Međutim, veliki deo sakupljenog materijala iz ove oblasti i dalje nije publikovan.

Zahvaljujući pomenutim istraživanjima, do danas je više od 550 vrsta osolikih muva registrovano u JI Evropi. Na osnovu ovih nalaza kreirana je baza podataka koja je korišćena kao osnova za sve analize u ovoj doktorskoj disertaciji.

2.2. KLIMATSKE PROMENE

2.2.1. IPCC-Međuvladin panel za klimatske promene

Uviđajući značaj problema potencijalnih promena klime, Svetska meteorološka organizacija (SMO) i Program Ujedinjenih nacija za životnu sredinu (UNEP), su 1988. godine osnovali Međuvladin panel za klimatske promene (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC) koji predstavlja vodeće internacionalno telo za procenu stepena klimatskih promena i njihovih efekata. IPCC revidira i procenjuje najnovije naučne, tehničke i socio-ekonomske informacije nastale kao rezultat istraživanja širom sveta, a koje su

relevantne za razumevanje klimatskih promena. Pošto je IPCC međuvladino telo, članstvo u istom je otvoreno za sve zemlje članice Ujedinjenih nacija i SMO (IPCC, 2014).

Osnovni zadatak IPCC-a je da na osnovu rezultata monitoringa i istraživanja koja se sprovode u okviru Globalnog klimatskog osmatračkog sistema, Svetskog klimatskog programa i drugih relevantnih međunarodnih programa, na objektivni, otvoren i transparentan način permanentno sprovodi usaglašenu ocenu naučnih, tehničkih i društveno-ekonomskih informacija relevantnih za razumevanje naučnih osnova rizika antropogenih promena klime, potencijalnih uticaja tih promena i opcija ublažavanja klimatskih promena i adaptacije na izmenjene klimatske uslove (IPCC, 2014).

Poslednji, peti Izveštaj Radne Grupe IPCC (IPCC, 2014) sadrži rezultate dobijene najnovijim naučnim istraživanjima klimatskih promena. U Izveštaju se naglašava da su atmosferske koncentracije gasova sa efektom staklene bašte, a naročito ugljen-dioksida, metana i azot-suboksida enormno uvećane u odnosu na preindustrijski period i da su njihove sadašnje vrednosti veće nego ikada. Osmotren porast koncentracija ugljen-dioksidovih gasova u toku poslednjeg veka uzrokovan je pre svega sagorevanjem fosilnih goriva, promenom namene korišćenja zemljišta i drugim ljudskim aktivnostima. Poslednjih decenija promene klime su rezultovale delovanjem na prirodne i ljudske sisteme na svim kontinentima. Kontinuirana emisija gasova staklene bašte će neminovno uzrokovati dalje zagrevanje i dugotrajne promene u svim komponentama klimatskog sistema, povećavajući verovatnoću ozbiljnih i nepovratnih posledica na ljude i na ekosisteme. Ublažavanje stepena klimatskih promena zahteva značajnu redukciju emisije gasova staklene bašte, koje može umanjiti rizike izazvane promenom klime.

2.2.2. Modeli potencijalne distribucije vrsta

Modelovanje distribucije vrsta (SDM, od *Species distribution modelling*) zauzima centralno mesto kako u fundamentalnim, tako i u primenjenim istraživanjima u oblasti biogeografije, konzervacione biologije, ekologije i menadžmenta divljih vrsta (Araujo i Guisan, 2006; Elith i sar., 2006). Pomoću modela se uspostavljaju odnosi između pojave vrsta i biofizičkih i ekoloških uslova u proučavanoj oblasti. Dakle, osnovna strategija SDM-a za procenu potencijalne distribucije vrsta jeste karakterizacija sredinskih uslova pogodnih za vrstu, a zatim identifikovanje gde se ti povoljni uslovi nalaze u geografskom prostoru. Sredinski uslovi povoljni za vrstu mogu biti okarakterisani bilo upotrebom mehanističkih ili korelativnih modela. Cilj mehanističkih modela je da inkorporiraju fiziološki ograničavajuće

mehanizme u same modele, zbog čega je neophodno detaljno razumevanje fiziološkog odgovora vrsta na sredinske faktore. Upravo ova činjenica predstavlja glavni ograničavajući faktor za širu upotrebu mehanističkih modela, jer ovakav tip informacija uglavnom nije dostupan. Drugi tip modela su korelativni modeli, koji imaju za cilj da procene sredinske uslove koji su povoljni za vrstu, povezujući poznate nalaze te vrste sa ekološkim faktorima za koje se pretpostavlja da mogu uticati na njenu fiziologiju i mogućnost opstanka. Upravo korelativni modeli su u širokoj upotrebi i njihova primena je raznovrsna: mogu se koristiti za kvantifikovanje ekoloških niša vrsta, procenu mogućnosti invazivnog širenja, usmeravanje budućih terenskih istraživanja ka onim predelima za koje je procenjeno da imaju visok potencijal za pojavu retkih vrsta, primenjuju se za procenu uticaja klimatskih promena, korišćenja zemljišta ili drugih sredinskih promena na distribuciju vrsta (Pearson, 2007).

2.3. KONZERVACIONI ASPEKTI

2.3.1. Ugroženost biodiverziteta i potreba zaštite

Biodiverzitet predstavlja sveobuhvatnost svih oblika života (Heywood i Watson, 1995). Obuhvata tri organizacijska nivoa: genetički, specijski i biodiverzitetski; svaki ima svoj prostorni i vremenski kontinuitet na našoj planeti. Gubitak ukupnog specijskog biodiverziteta predstavlja jednu od najvećih pretnji modernog doba.

Globalno zagrevanje je postalo važno pitanje tokom poslednjih godina jer predstavlja konstantno rastuću opasnost za globalni biodiverzitet (Thomas i sar., 2004; Pereira i sar., 2010). Brz temperaturni porast ima značajan uticaj na populacije vrsta i stoga predstavlja pitanje od velikog značaja za ekologe. Predviđeno je da će se rizik od izumiranja povećati za veliki broj taksona u budućnosti (Pereira i sar., 2010; Bellard i sar., 2012). Karakteri koji čine vrste posebno ranjivim na sredinske perturbacije uključuju uzak areal, ograničen disperzivni kapacitet, nisku reproduktivnu sposobnost i visok stepen specijalizacije ka određenom tipu habitata (Isaac i sar., 2009). Vrste sa ograničenim arealom, kao što su endemi, često imaju većinu ovih karaktera što ih čini posebno osetljivim na promene u ekosistemima (Thomas i sar., 2004; Wulf i sar., 2013). Dodatno, očekuje se da smanjenje areala vrsta koje već imaju ograničenu distribuciju rezultira malim, fragmentisanim i izolovanim populacijama koje su podložne gubitku genetičkog diverziteta, čime se smanjuje njihova mogućnost prilagođavanja na klimatske promene (Gibson i sar., 2010). Potreba za

zaštitom vrsta za sobom povlači pitanje koje vrste odabrati kao prioritetne za zaštitu, kao i koju konzervacionu strategiju treba primeniti. Iako i široko rasprostranjene vrste mogu biti ugrožene, endemske vrste se smatraju posebno ranjivim zbog svog ograničenog areala (Thomas i sar., 2004; Wulf i sar., 2013). U prioretizaciji oblasti za očuvanje, često je zadržan fokus na ugroženim i endemskim vrstama (Smith i Theberge, 1986).

2.3.2. Beskičmenjaci u konzervacionim programima

Procene konzervacionista o gubitku ukupnog specijskog diverziteta su vrlo negativne, procenjuje se da svakog dana izumre osam vrsta, tj. oko 3 000 vrsta svake godine (Wilson, 2003; González-Oreja, 2008). Velika većina pripada nedovoljno izučanim taksonima beskičmenjaka (Evans, 1993). Gubitak vrsta uzrokuje gubitak funkcionalnog diverziteta i utiče na ekosistemske usluge, vrlo često sa posledicama za ljudsko blagostanje (Balvanera i sar., 2006). Na primer, gubitak polinatora može uzrokovati smanjenje produktivnosti mnogih useva (Kremen i sar., 2002; Kremen i Ostfeld, 2005), dok gubitak vrsta koje se koriste u biološkoj kontroli može rezultovati invazijom štetočina (Symondson i sar., 2002; Cardoso i sar., 2011). Iako neosporno značajni, beskičmenjaci su u velikoj meri zanemarivani u konzervacionim studijama (Zamin i sar., 2010). Cardoso i sar. (2011) navode sedam prepreka za očuvanje beskičmenjaka:

1. Javna dilema koja se javlja jer ljudi ne prepoznaju značaj beskičmenjaka za funkcionisanje ekosistema. Kao posledica, javnost često zanemaruje potrebu za očuvanjem ovih vrsta.
2. Politička dilema - politička tela odgovorna za donošenje zakonskih propisa uglavnom vide beskičmenjake kao vrste koje su indirektno zaštićene kroz zaštitu "kišobran" vrsta, te su stoga mere zaštite i finansiranje neophodno za očuvanje beskičmenjaka izuzetno ograničeni.
3. Naučna dilema - otkiće i opis novih vrsta, kao i sakupljanje podataka o prostornom i vremenskom rasporedu poznatih vrsta se sve više smatra prevaziđenim. Kao posledica ovakvog shvatanja, klasična ekologija i taksonomija su nedovoljno finansirane.
4. Lineov nedostatak (*Linnean shortfall*) ukazuje na nedovoljno znanje o identitetu vrsta na planeti; ogroman broj vrsta je još uvek neopisan.
5. Valasov nedostatak (*Wallacean shortfall*) se odnosi na neadekvatno znanje o distribuciji vrsta.

6. Prestonov nedostatak (*Prestonian shortfall*) ukazuje na nedovoljnu količinu podataka o abundancama vrsta u prostoru i vremenu.
7. Hatčinsonov nedostatak (*Hutchinsonian shortfall*) se odnosi na nepoznavanje funkcionalnih uloga vrsta u ekosistemima, kao i osetljivosti vrsta na promene u njihovom okruženju.

Konzervacioni naponi su uglavnom fokusirani ka kičmenjačkim vrstama (Stuart i sar., 2004; Ceballos i Ehrlich, 2006). Čak i u Evropi, gde su beskičmenjaci relativno dobro istraženi (Schuldt i Assmann, 2010), podrška očuvanju ovih vrsta nije odgovarajuća, uzimajući u obzir značaj ovih vrsta u brojnim ekološkim procesima.

2.3.3. Konzervacija osolikh muva

Na području Evrope, osolike muve su prepoznate kao ugrožena grupa (Biesmeijer i sar., 2006) usled sve ozbiljnijeg problema smanjenja brojnosti polinatora. Speight (2015) daje pregled stepena ugroženosti osolikh muva registrovanih u Evropi. Kao korak u očuvanju ovih vrsta, ustanovljeno je finansiranje evropskog projekta STEP (Status and Trends of European Pollinators). Jedan od ciljeva ovog projekta jeste kreiranje evropske crvene liste osolikh muva, koja bi doprinela njihovom očuvanju (Vujić i sar., 2016b). Do sada, pojedine zemlje u svojim Crvenim listama imaju uvrštene osolike muve: Švedska, Danska, Češka, Holandija, Španija i Nemačka. Međutim, u cilju sprovođenja adekvatnih konzervacionih mera, postoji potreba za detaljnom procenom stanja ugroženosti ovih vrsta.

2.4. FUNKCIONALNI PRISTUP U EKOLOGIJI

Kao što je već napomenuto, područje JI Evrope predstavlja jedan od centara biodiverziteta osolikh muva. Međutim, korišćenje bogatstva vrsta kao jednostavne mere biotičke raznolikosti nema dovoljnu objašnjavajuću moć: na ekosistemske procese utiču funkcionalne karakteristike organizama koji su uključeni u iste, a ne njihov taksonomski identitet (Odum, 1969; Pugh, 1980; Grime, 1988). Funkcionalna grupa se definiše kao skup vrsta koje pokazuju sličan odgovor na okruženje ili slične efekte na ekosistemske procese (Gitay i Noble, 1997). Funkcionalna klasifikacija često ima dva različita cilja: jedan je da istraži efekte vrsta na karakteristike ekosistema (*functional effect groups*), a drugi je da istraži odgovor vrsta na promene u životnoj sredini kao što su narušavanje životne sredine, dostupnost resursa ili klimatske promene (*functional response groups*). Identifikacija

funkcionalnih grupa kod kojih se posmatra odgovor može pomoći da se razume i predvidi kako zajednice i određeni aspekti ekosistema mogu biti pogođeni sredinskim promenama (Hooper i sar., 2002). Jednostavan odgovor na pitanje koje osobine vrsta koristiti za klasifikaciju na funkcionalne grupe i za kvantifikaciju funkcionalnog diverziteta jeste da treba koristiti sve one osobine koje su važne za funkciju od interesa, a isključiti sve one koje su funkcionalno neinformativne. Specifična znanja o tipu interakcije između pojedinih organizama i između organizama i njihove životne sredine su ključna za odabir osobina koje će se koristiti. Znanja mogu dolaziti iz različitih izvora: posmatračkih ili eksperimentalnih studija ili od strane eksperata. Za funkcionalnu klasifikaciju ne postoji ciljani broj osobina koje će se koristiti, broj osobina koje treba koristiti je broj koji je funkcionalno značajan (Petchey i Gaston, 2006).

2.5. ISPITIVANJE EFEKTA KLIMATSKIH PROMENA NA DISTRIBUCIJU VRSTA

Razumevanje kako će neka vrsta reagovati na klimatske promene je od ključnog značaja ukoliko želimo da identifikujemo adekvatne strategije za očuvanje vrsta (Gibson i sar., 2010). Klimatske promene mogu da deluju na populacije na tri različita načina: vrsta može da pomeri svoj areal rasprostranjenja prateći povoljne uslove (Hickling i sar., 2006; Parmesan, 2006), da izmeni svoju fenologiju da bi se prilagodila na promenjene uslove sredine (Visser, 2008; Gardner i sar., 2011) ili da izumre (Thuiller i sar., 2008; Lurgi i sar., 2012). Modeli distribucije vrsta usled dejstva projektovanih scenarija klimatskih promena predviđaju dramatične promene u distribuciji mnogih vrsta (Thomas i sar., 2004) i mogu biti informativni u smislu procene ozbiljnosti potencijalnih posledica (Araújo i sar., 2005; Lawler i sar., 2006).

2.6. PRIORETIZACIJA PODRUČJA NA OSNOVU MODELA I RETKOSTI VRSTA

Da bi se očuvao biodiverzitet, potrebna je identifikacija najvažnijih područja za njegovu konzervaciju. Zaštićena područja su posebno značajan element u strategijama vezanim za konzervaciju terestričnih organizama i imaju ključnu ulogu u sprečavanju

degradacije i gubitka staništa (Turpie i sar., 2000). Međutim, studije su pokazale da često oblasti koje nisu zaštićene imaju presudnu ulogu u očuvanju nekih vrsta (Hughes i sar., 2002; Hardman i sar., 2016). Zbog nemogućnosti zaštite svih područja na planeti, potrebno je izvršiti prioretizaciju područja i odabrati ona koja su prioriteta za zaštitu. Odabir konzervacionih prioriteta je dugo bio vođen sociološkim i ekonomskim razlozima (Moilanen i sar., 2009), međutim napretkom u oblasti sistematskog konzervacionog planiranja javila se potreba za bolje ustanovljenim, naučno zasnovanim kriterijumima. Očigledno, jedan od najčešće korišćenih kriterijuma jeste odabir područja na osnovu prisustva ciljnih vrsta. Kao što je već napomenuto, beskičmenjaci su vrlo često zanemarivani u konzervacionim studijama, između ostalog i zbog nedostatka informacija o njihovoj distribuciji i ranjivosti. Ipak, čak i sa nepotpunim informacijama, moguće je izvesti zaključke o distribuciji i ranjivosti vrsta i na osnovu tih podataka ustanoviti prostorne konzervacione prioritete. Za prevazilaženje prepreke vezane za nepoznavanje kompletnog areala vrste, SDM mogu dati značajan doprinos, a zatim se ranjivost vrsta može ustanoviti na osnovu različitih mera retkosti poput veličine areala, specijalizacije vrste ka određenom tipu staništa i nivoa endemizma vrste.

2.7. PROCENA RIZIKA OD IZUMIRANJA

Istraživanja vezana za pokretače izumiranja vrsta ukazuju da šabloni gubitka vrsta u okviru različitih taksona nisu nasumični (McKinney, 1997; Purvis i sar., 2000). Pokazano je da karakteri kao što su preferenca za određeni tip staništa ili karakteristike životnog ciklusa vrste, mogu uticati na ranjivost vrsta na brojne pretnje, uključujući i klimatske promene (Broenniman i sar., 2006; Schweiger i sar., 2007; Buckley i sar., 2010). Stoga, funkcionalni karakteri vrsta mogu se koristiti za predviđanje koje vrste imaju veću predispoziciju za izumiranje (McKinney, 1997; Purvis i sar., 2005). Inkorporacija fizioloških, ekoloških i evolutivnih karakteristika vrsta u kombinaciji sa procenom predviđenog efekta promene klime na vrste može da pomogne u identifikaciji vrsta koje su najviše ugrožene usled klimatskih promena (Keith i sar., 2008; Williams i sar., 2008). Ovaj metod može dalje doprineti adekvatnom rangiranju konzervacionih prioriteta, kako vrsta, tako i područja.

3. MATERIJAL I METODE

3.1. MATERIJAL

3.1.1. Analizirani materijal

Podaci o distribuciji vrsta koje se nalaze u regionu JI Evrope su ekstrahovani iz baze podataka Departmana za biologiju i ekologiju, koja predstavlja najveću bazu podataka osolikih muva u regionu. Ova baza podataka kreirana je na osnovu terenskog sakupljanja insekatskog materijala u JI Evropi u periodu od 1950-2015 godine, podataka iz različitih muzejskih i privatnih kolekcija, kao i publikovanih nalaza koji se odnose na ovo područje.

Analizama u okviru ove doktorske disertacije obuhvaćeno je ukupno 573 različite vrste sifida čije su detaljne informacije unešene u bazu podataka izrađenu u aplikaciji FileMaker Pro. FileMaker Pro je jedan od trenutno najpopularnijih *cross-platform* programa (prilagođen za sve operativne sisteme) za baze podataka na tržištu. Glavne karakteristike ovog programa su jednostavnost korišćenja, lak unos i prezentacija podataka, mogućnost prenosa podataka u druge programe (npr. Excel, Adobe Reader) kao i njihova objava na internetu. U ovoj bazi podataka pohranjeno je ukupno 55866 unosa vezanih za vrste zastupljene u JI Evropi, sa detaljnim informacijama o svakom primerku. Ove informacije obuhvataju, između ostalog i sledeće podatke:

- Kolekcija – označava kojoj zbirci pripada odgovarajući primerak
- ID kod – predstavlja redni broj unosa jedinke u bazu i nalazi se i na ceduljici ispod odgovarajućeg primerka
- Rod – označava kom rodu pripada primerak
- Vrsta – ime vrste jedinke
- Pol – pol jedinke
- Država – država u kojoj je sakupljen primerak
- Širi lokalitet – šira geografska celina
- Uži lokalitet – uža geografska celina
- Datum – datum kada je prikupljen materijal
- Legator – osoba koja je sakupila dati primerak
- Det 1, Det 2, Det 3 – imena osoba koje su determinisale i redeterminisale dati primerak

- Komentar – unose se podaci vezani za dati primerak (ukoliko je oštećen, pozajmljen)
- Publikacija – polje u koje se unosi publikacija u kojoj je objavljenen dati primerak
- Geografska širina – geografska širina na kojoj je materijal prikupljen
- Geografska dužina – geografska dužina na kojoj je materijal prikupljen
- UTM – jedinstvena oznaka koordinate
- Nadmorska visina – nadmorska visina na kojoj je materijal prikupljen

3.1.2. Podaci o funkcionalnim karakteristikama vrsta

Podaci o funkcionalnim karakteristikama vrsta koji se odnose na biološke i ekološke karakteristike vrsta su sakupljeni iz postojeće literature (Speight i sar., 2015) i na osnovu mišljenja eksperata. U okviru svakog definisanog karaktera nalazi se nekoliko mogućih stanja tog karaktera. Svaka od analiziranih vrsta je kategorisana na osnovu posedovanja (ili neposedovanja) svakog od mogućih stanja karaktera: ukoliko je vrsta posedovala određeno stanje, dodeljena joj je vrednost 1 za to stanje, a ukoliko ga nije posedovala, dodeljena joj je vrednost 0. Ukoliko je stanje karaktera za datu vrstu bilo nepoznato, dodeljeno je stanje karaktera koje je bilo najčešće kod ostalih pripadnika tog roda. Da bi se izbeglo veće davanje težine onim karakteristikama gde vrsta poseduje više stanja jednog te istog karaktera, vršena je transformacija vrednosti na sledeći način: sve vrednosti unutar svakog od karaktera su transformisane na taj način da njihova suma daje vrednost jedan. Dakle, ukoliko je u okviru nekog karaktera vrsta posedovala samo jedno stanje karaktera, vrednost dodeljena tom stanju bila je jedan; ukoliko je posedovala dva stanja istog karaktera, svakom od stanja dodeljena je vrednost 0.5; svakom od tri postojeća stanja u okviru istog karaktera dodeljivana je vrednost 0.33 itd. Korišćeni su sledeći karakteri:

- Larvalno mikrostanište, sa sledećim stanjima karaktera: drveće, lijjane koje se penju na gore, sloj zeljastih biljaka (prizemni sprat), deblo, balega, smeće, kamenje, gnezda socijalnih insekata, korenska zona, na/u vodenim biljkama, potopljeni sediment, otpaci, vodom zasićena zemlja
- Tip ishrane larve, sa sledećim stanjima karaktera: saprofagna (u tečnoj sredini) saproksilna, fitofagna (lukovice), fitofagna (korenje, lišće, stabljika), zoofagna

- Trajanje larvalnog razvića, sa sledećim stanjima karaktera: manje od 2 meseca, 2-6 meseci, 7-12 meseci, više od godinu dana
- Tolerancija larvi na plavljenje, sa sledećim stanjima karaktera: bez tolerancije, tolerantne sa kratkom respiratornom cevi, tolerantne sa respiratornom cevi srednje dužine, tolerantne sa dugom respiratornom cevi
- Broj generacija u toku godine, sa sledećim stanjima karaktera: manje od jedne generacije, jedna generacija, dve generacije, više od dve generacije
- Period letenja, sa sledećim stanjima karaktera: rano proleće (februar i mart), proleće (od aprila do maja), rano leto (jun), leto (jul i avgust), jesen (septembar i oktobar)
- Veličina jedinki, sa sledećim stanjima karaktera: male (do 7 mm), srednje (7-12 mm), robusne (veće od 12 mm)
- Struktura tela, sa sledećim stanjima karaktera: izduženog abdomena, srednje izduženog abdomena, robusnog abdomena
- Dlake na telu, sa sledećim stanjima karaktera: bez, sa kratkim ili dlakama srednje dužine, dugačke dlake (bumbarolike)
- Distribucija, sa sledećim stanjima karaktera: široko rasprostranjene, endemi i relikti
- Makrohabitat adulta, sa sledećim stanjima karaktera: umerene listopadne šume, mediteranske šume i žbunovi, četinarske šume, alpska (visokoplaninska) staništa, močvarna staništa, stepska staništa, generalisti
- Sposobnost leta, sa sledećim stanjima karaktera: veoma dobra, dobra, loša
- Visina na kojoj adulti lete, sa sledećim stanjima karaktera: arborealne, blizu tla (u vegetaciji)
- Tolerancija na ljudski uticaj, sa sledećim stanjima karaktera: niska (prirodna ili blago izmenjena staništa), srednja (slaba ispaša i ekološki nastrojeno šumarstvo), visoka (preterana ispaša, seča šuma, zamena inicijalnih šuma, poljoprivreda, sela), veoma visoka (destrukcija staništa, intenzivna poljoprivreda sa monokulturama, gradovi)

Karakteristi vezani za veličinu, oblik i dlakavost tela nisu dijagnostički, već su korišćeni samo za klasifikaciju na funkcionalne grupe. Podaci o periodu leta analiziranih vrsta se odnose samo na područje JI Evrope.

Matriks funkcionalnih karaktera je preliminarno sadržao podatke o 573 vrste registrovane u JI Evropi i njihovim funkcionalnim karakterima. Usled nemogućnosti dobijanja podataka o jednoj vrsti (*Psarus abdominalis* Fabricius, 1794) ova vrsta je isključena iz krajnjeg matriksa, a isto je učinjeno i sa dva funkcionalna karaktera: količina polena i količina nektara kod biljaka koje sifide posećuju, zbog nepotpunosti podataka. Ova isključenja su rezultirala matriksom koji je sadržao 572 vrste i 14 različitih karaktera, sa ukupno 59 stanja karaktera, koji su korišćeni za podelu na funkcionalne grupe.

3.1.3. Odabir vrsta korišćenih za ispitivanje efekta klimatskih promena, prioretizaciju područja i za procenu rizika od izumiranja

Ograničavajući faktor u mnogim ekološkim analizama jeste dostupnost adekvatnih podataka. Za kreiranje modela potencijalne distribucije, u studiji prioretizacije područja i za analizu procene rizika od izumiranja, vrste su odabrane na sledeći način:

Korišćeni su samo primerci sa preciznim distributivnim podacima, gde su podaci o geografskim koordinatama lokaliteta gde je primerak sakupljen bili dostupni, ili ukoliko su isti mogli biti dobijeni na osnovu detaljnih informacija o mestu uzorkovanja.

Iz daljih analiza su eliminisane vrste za koje je nakon procedura za smanjenje pristrasnosti podataka postojalo manje od pet različitih tačaka koje predstavljaju lokalitete na kojima su vrste registrovane.

Pošto je efekat sredinskih perturbacija najlakše uočljiv na vrstama koje imaju ograničen areal, krajnji kriterijum za uključivanje neke vrste u analizu bila je upravo prostorna ograničenost. U analizu su uključene vrste endemične za područje JI Evrope i nativne ne-endemske vrste koje su imale predstavljene kompletne klimatske niše u istraživanom području.

Kao rezultat primene navedenih kriterijuma odabrane su 44 vrste koje su korišćene u daljim analizama.

3.2. METODE

Većina statističkih analiza u okviru ove disertacije sprovedena je u okviru programskog okruženja "R" (R Development Core Team, 2016). R je kompjuterski jezik

koji omogućava korisnicima da sami programiraju algoritme ili da koriste alate koje su drugi programirali.

Nastao je kao implementacija otvorenog koda S jezika, a delom je inspirisan i Scheme programskim jezikom. Danas R koristi veliki broj statističara i smatra se svojevrsnim standardom za statističku analizu (www.savtajr.blogspot.rs). Ipak, R ne predstavlja statistički sistem, on je zapravo okruženje u kojem su ugrađene klasične i moderne statističke tehnike (Venables i Smith, 2004). Neke od njih su ugrađene u osnovu R okruženja, ali mnoge se mogu integrisati u vidu takozvanih paketa koji su dostupni preko CRAN Internet stranice (www.cran.r-project.org). Do danas je kreirano više od 2500 paketa, te je stoga gotovo nemoguće zamisliti neku statističku analizu koju R ne može da sprovede (www.savtajr.blogspot.rs).

Neke od karakteristika koje R poseduje, a koje ga čine superiornim u odnosu na druge programe namenjene statističkoj obradi podataka (Venables i Smith, 2004):

- mogućnost efikasnog upravljanja podacima i njihovo skladištenje
- niz operatora za računanje sa poljima podataka, a posebno matricama
- veliku, koherentnu, integrisanu kolekciju programskih alata za analizu podataka
- grafičke mogućnosti za analizu podataka i za njihovo prikazivanje
- dobro razvijen, jednostavan i efikasan programski jezik koji uključuje kondicionale
- petlje i rekurzivne funkcije definisane od strane korisnika

3.2.1. PODELA NA FUNKCIONALNE GRUPE

3.2.1.1. Transformacija “sirovih” podataka

Klasifikacija vrsta osolikih muva registrovanih u JI Evropi na funkcionalne grupe izvršena je na osnovu 14 funkcionalnih karaktera, sačinjenih ukupno od 59 kategorija (tabela 2 u poglavlju Rezultati). Tabela sa funkcionalnim karakterima za 572 analizirane vrste data je u Prilogu 1. Pošto su podaci o karakterima vrsta bili u vidu diskretnih, a ne kontinualnih vrednosti, kao vid transformacije podataka primenjena je analiza glavnih komponenti (PCA-Principal Component Analysis). PCA je metoda ordinacije i predstavlja jednu od najjednostavnijih multivarijantnih tehnika. Cilj analize je da se uzme p varijabli (u ovom slučaju, kategorija funkcionalnih karaktera) i da se pronade kombinacija istih da bi se izračunale nove varijable (Z_1, Z_2, \dots, Z_p) koje međusobno nisu u korelaciji i koje će opisivati varijacije podataka. Nepostojanje korelacije znači da nove varijable mere međusobno različite „dimenzije“ podataka i njihove varijanse su poređane u opadajući niz ($\text{Var}(Z_1) \geq \text{Var}(Z_2) \geq \dots \geq \text{Var}(Z_p)$). Promenljive Z predstavljaju zapravo glavne komponente (ili PC ose). PCA je rotacijom po kriterijumu “*Varimax*” iz niza stanja funkcionalnih karaktera izdvojila glavne komponente (PC ose) koje nisu međusobno korelisane i koje sukcesivno opisuju maksimalni mogući procenat varijabilnosti. Za određivanje važnosti glavnih komponenti primenjen je kriterijum latentnog korena, po kome se u obzir uzimaju samo one PC ose koje imaju sopstvenu vrednost (*Eigenvalue*) veću od jedan (Kaiser, 1960). Pri definisanju stanja karaktera povezanih sa podelom na funkcionalne grupe, u razmatranje su uzeti karakteri sa faktorskim opterećenjem (*factor loadings*) većim od 0.6. Vrednosti faktorskog opterećenja se kreću u granici od 0 do 1, a što je vrednost bliža jedinici veća je i korelacija varijable sa izdvojenom PC osom. PCA analiza, kao i vizuelizacija rezultata ove analize izvršeni su u programu Statistica for Windows, verzija 12 (StatSoft, 2015).

3.2.1.2. Klaster analiza

Za klasifikaciju vrsta na funkcionalne grupe primenjena je metoda fazi klasterovanja (*fuzzy clustering*). Svaka klaster analiza vrši grupisanje jedinica posmatranja u grupe ili klase tako da se slične jedinice nađu u istoj klasi (klasteru). Grupisanje se vrši na osnovu rezultata (skora) koji se izračunava na osnovu vrednosti obeležja po svim varijablama, za svaku jedinicu posmatranja posebno. Kao ulazni parametri u klaster analizi korišćene su sopstvene vrednosti faktora (*factor scores*) dobijene u okviru PCA analize za svaku analiziranu vrstu.

Broj PC osa korišćenih u klaster analizi određen je *scree* testom, koji predstavlja grafički metod za određivanje broja komponenti za rotaciju.

U ne-fazi klasterovanju (takozvanom “tvrdom” klasterovanju), podaci su podeljeni u različite klasterne, gde svaki pojedinačni podatak može da pripada tačno jednom klasteru. U fazi klasterovanju, svaki od podataka može da potencijalno pripada većem broju klastera. Tu je svaka observacija “raspršena” preko većeg broja klastera (Podani, 1994). U_{iv} predstavlja pripadnost observacije i klasteru v . Pripadnost svake observacije nekom od klastera je nenegativna i suma pripadnosti za svaku observaciju je jedan. U fazi klasterovanju neophodno je unapred definisati željeni broj klastera. Za određivanje optimalnog broja klastera korišćen je Dunnov koeficijent particije ($F_k(U)$), koji varira između jedan za “tvrde” klasterne i $1/k$ za potpuno raspršene setove podataka (Trauwaert, 1988). Pretpostavljajući dalje da će optimalna particija u optimalnom broju klastera imati “tvrđi” izgled nego bilo koja druga particija, Dunnov koeficijent particije može se smatrati merom vrednosti klastera. Širina siluete je korišćena za utvrđivanje rastojanja razdvajanja između klastera. Koeficijenti siluete blizu vrednosti +1 ukazuju da je uzorak udaljen od susednih klastera. Konkretno, vrednost 0 pokazuje da se vrsta nalazi blizu granice dva klastera, dok negativne vrednosti indiciraju da su vrste potencijalno uključene u pogrešan klaster. Fazi klaster analiza sprovedena je u okviru *cluster* paketa u R-u (Maechler i sar., 2016).

3.2.1.3. Evaluacija formiranih grupa

Nakon formiranja funkcionalnih grupa, odnosno klastera, povezanost izdvojene varijabilnosti sa definisanim klasterima je testirana analizom varijanse (ANOVA). Za ispitivanje signifikantnosti razlika između svakog od klastera međusobno, korišćen je Tuckey HSD test. Pripadnost jedinki definisanim klasterima (funkcionalnim grupama) testirana je diskriminantnom analizom (*Discriminant Function Analysis - DA*). Na osnovu kvadrata Mahalanobisove distance su UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages*) metodom konstruisani dendrogrami koji opisuju udaljenost između različitih klastera. Analize su izvršene u okviru programa Statistica for Windows, verzija 12 (StatSoft, 2015).

3.2.2. MODELOVANJE POTENCIJALNE DISTRIBUCIJE VRSTA I PROCENA EFEKTA KLIMATSKIH PROMENA

3.2.2.1. Eliminisanje pristrasnosti iz uzorka

Radi smanjenja pristrasnosti podataka nastalog zbog neravnomernog uzorkovanja u različitim oblastima, primenjena je procedura poznata pod nazivom “*thinning*”, upotrebom funkcije *thin* u okviru paketa *red* (Cardoso, 2016) u R-u. Ideja ove procedure je da se sekvencionalno uklone tačke koje predstavljaju nalaze vrsta, a nalaze se bliže od prethodno definisane distance. Pristup korišćen u ovoj funkciji vraća set podataka sa maksimalnim brojem tačaka za preciziranu distancu, kada se ponovi dovoljan broj puta (Aiello-Lamens i sar., 2015).

3.2.2.2. Odabir relevantnih prediktorskih varijabli

Za preliminarno građenje modela korišćeno je 19 bioklimatskih varijabli i podaci o nadmorskoj visini, koji su generisani za svaki lokalitet na osnovu WorldClim baze podataka (Hijmans i sar., 2005). Korišćeni su podaci rezolucije 2.5 arc minuta, okvirno 4.5 km², što je približno veličini ćelija od 2x2 km koji su standard za IUCN-ove crvene liste (International Union for the Conservation of Nature Red lists). U Tabeli 1 je dat pregled korišćenih varijabli, sa kratkim opisom svake od njih. Pretpostavlja se da na manjim prostornim skalama veliki broj ekoloških faktora određuje prisustvo ili odsustvo vrste, kao što je sastav tla, mikroklimatski uslovi ili vegetacija, dok su na većim značajniji klimatski parametri (Kaloveloni i sar., 2015). Prvi set modela je kreiran sa svim varijablama za svaku vrstu. U okviru drugog kreiranja modela, da bi se redukovao broj varijabli u krajnjem modelu i izbegao *overfitting* (opis nasumične greške u okviru modela umesto prave veze u okviru podataka), izvršeno je modelovanje samo sa varijablama koje su pokazale značaj preko 10% u okviru prvog kreiranja modela. Ovim varijablama su dodate i varijable koje opisuju latitudu i longitudu istraživanog područja. Uključivanje ovih dodatnih varijabli omogućava da se indirektno uzmu u obzir istorijski i disperzivni faktori, pošto neke vrste mogu pronalaziti adekvatne klimatske uslove u drugim regionima, ali oni mogu biti van domašaja.

Tabela 1. Devetnaest bioklimatskih varijabli korišćenih za kreiranje modela potencijalne distribucije vrsta.

Varijabla	Opis varijable
BIO1	Srednja godišnja temperatura - prosečna godišnja temperatura izračunata na osnovu srednjih mesečnih temperatura. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO2	Srednja mesečna temperatura - razlika između maksimalnih i minimalnih mesečnih temperatura. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO3	Izoterma (BIO2/BIO7) x 100 - kvantifikuje oscilaciju dnevno-noćnih razlika u temperaturi u poređenju sa letnje - zimskim oscilacijama temperature. Izražava se u procentima.
BIO4	Temperaturna sezonalnost (standardna devijacija * 100) -temperaturna varijacija tokom godine (ili datog proseka godina) zasnovana na standardnoj devijaciji mesečnih temperaturnih proseka. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO5	Maksimalna temperatura najtoplijeg perioda - maksimalna mesečna temperatura zabeležena u toku date godine. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO6	Minimalna temperatura najhladnijeg perioda - minimalna mesečna temperatura zabeležena u toku date godine. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO7	Godišnji temperaturni opseg (BIO5-BIO6) - mera temperaturne varijacije tokom datog perioda. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO8	Srednja temperatura kvartala sa najvećom količinom padavina -kvartalni indeks koji aproksimira srednje temperature koje vladaju tokom najvlažnijeg perioda. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO9	Srednja temperatura kvartala sa najmanjom količinom padavina -kvartalni indeks koji aproksimira srednje temperature koje vladaju tokom najsuvljeg perioda. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO10	Srednja temperatura najtoplijeg kvartala - kvartalni indeks koji aproksimira srednje temperature koje vladaju tokom najtoplijeg perioda. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO11	Srednja temperatura najhladnijeg kvartala - kvartalni indeks koji aproksimira srednje temperature koje vladaju tokom najhladnijeg perioda. Izražava se u stepenima Celzijusa.
BIO12	Godišnja količina padavina - suma ukupnih mesečnih vrednosti precipitacije. Izražava se u milimetrima.
BIO13	Precipitacija u periodu sa najvećom količinom padavina - indeks identifikuje totalnu količinu precipitacije tokom najvlažnijeg meseca. Izražava se u milimetrima.
BIO14	Precipitacija u periodu sa najmanjom količinom padavina - indeks identifikuje totalnu količinu precipitacije tokom najsuvljeg meseca. Izražava se u milimetrima.

Tabela 1. (Nastavak).

Varijabla	Opis varijable
BIO15	Sezonska količina padavina (koeficijent varijacije) - mera varijacije u ukupnim mesečnim količinama padavina tokom godine. Ovaj indeks predstavlja odnos standardne devijacije ukupne mesečne precipitacije i srednje vrednosti ukupne mesečne precipitacije. Izražava se u procentima.
BIO16	Precipitacija kvartala sa najvećom količinom padavina - kvartalni indeks koji aproksimira totalnu količinu precipitacije tokom najvlažnijeg perioda. Izražava se u milimetrima,
BIO17	Precipitacija kvartala sa najmanjom količinom padavina - kvartalni indeks koji aproksimira totalnu količinu precipitacije tokom najsuvljelog perioda. Izražava se u milimetrima.
BIO18	Količina padavina u toku najtoplijeg kvartala - kvartalni indeks koji aproksimira totalnu količinu precipitacije tokom najtoplijeg perioda. Izražava se u milimetrima.
BIO19	Količina padavina u toku najhladnijeg kvartala - kvartalni indeks koji aproksimira totalnu količinu precipitacije tokom najhladnijeg perioda. Izražava se u milimetrima.

Za generisanje budućih bioklimatskih varijabli korišćene su klimatske projekcije rezolucije 2.5 arc-minuta koje su deo globalnih klimatskih modela korišćenih u petom IPCC izveštaju (IPCC, 2014). Korišćen je HadGEM2-ES model sa RCP85 (Representative Concentration Pathway), koji predstavlja trajektoriju gasova staklene bašte koja podrazumeva da će ovi gasovi nastaviti kontinuirano da rastu tokom XXI veka. Namerno je odabran “najgori scenario” pošto trenutni i istorijski trend emisije gasova staklene bašte prati RCP85 trajektoriju (Peters i sar., 2013; Ferreira i sar., 2016).

3.2.2.3. Kreiranje modela

Modelovanje potencijalne distribucije vrsta je sprovedeno korišćenjem R paketa *dismo* (Hijmans i sar., 2016) u okviru kojeg je integrisan Maxent (Maximum Entropy Modelling) algoritam. Maxent procenjuje ciljanu distribuciju traženjem distribucije sa maksimalnom entropijom (tj. one koja je najbliža uniformnoj) koristeći poznate nalaze vrsta i ekološke varijable (Phillips i sar., 2006). Usled malog broja dostupnih podataka o nalazima vrsta, ceo set podataka je korišćen za kreiranje modela, bez podele. Korišćena su podrazumevana podešavanja. Za svaku vrstu kreirane su mape sadašnje i buduće

potencijalne distribucije za vremenski period od 2050 (prosek od 2041-2060) i 2070 (prosek 2061-2080) godine.

3.2.2.4. Procena promene veličine areala

Mape potencijalne distribucije su transformisane u binarne mape, koje pokazuju povoljna/nepovoljna staništa za vrste. Transformacija je sprovedena primenom “praga” (*threshold*) koji maksimizuje sumu senzitivnosti i specifičnosti. Prethodne studije su pokazale da ovaj metod rezultira preciznijim predviđanjima (Jiménez-Valverde i Lobo, 2007) i da nadmašuje druge metode odabira *thresholda* (Liu i sar., 2013).

Mape podobnosti su korišćene za izračunavanje potencijalne zauzetosti površine (pAOO-od *potential Area of Occupancy*). AOO (*Area of Occupancy*) je kreirana od strane IUCN-a i predstavlja meru geografskog areala koja je često korišćena za crvene liste. Jimenes-Alfaro i sar. (2012) su uveli pAOO, zasnovanu na modelima distribucije vrsta kao novu meru veličine areala, koja može biti veoma korisna u konzervacionom planiranju. Promene u veličini areala predstavljaju razliku pAOO za projekcije distribucije usled efekta klimatskih promena (za oba vremenska perioda) i modela sadašnje potencijalne distribucije. Za postizanje sveobuhvatnije procene, promene areala su izražene kao apsolutne i relativne vrednosti (promena veličine areala u odnosu na ukupnu veličinu istraživanog područja), jer se smatra da korišćenje različitih skala za izražavanje promene može dati različite rezultate. Sve dalje analize su primenjene kako na apsolutne, tako i na relativne mere.

Da bi se vizuelizovale razlike u distribuciji analiziranih vrsta između vremenskih perioda, preklapljene su mape potencijalne distribucije za različite periode, što je rezultovalo kumulativnim brojem vrsta u svakoj od ćelija, odnosno potencijalnim bogatstvom vrsta (Golicher i sar., 2012). Oduzimanjem mapa bilo je moguće odrediti promenu u diverzitetu po ćeliji (Ferreira i sar., 2016). Sve mape su kreirane pomoću softvera DIVA-GIS (verzija 7.5).

3.2.2.5. Evaluacija modela

Iako široko korišćen kao metod evaluacije u SDM polju, AUC (*area under the ROC curve*) je ozbiljno kritikovan (Lobo i sar., 2008; Peterson i sar., 2008). Da bi procenili prediktivni učinak modela, korišćen je TSS (*True Skill Statistic*) metod evaluacije, koji se pokazao kao dobra mera preciznosti u Allouche i sar. (2006) i Liu i sar. (2013). TSS vrednosti variraju između -1 i +1, gde +1 ukazuje na savršen model, dok vrednosti nula i manje ukazuju na performansu koja nije bolja od slučajne (Allouche i sar., 2006).

3.2.2.6. Proporcionalni gubitak areala

Da bi bila proverena hipoteza da vrste sa ograničenim arealom proporcionalno više gube areal u odnosu na široko rasprostranjene vrste, izračunat je Pearsonov koeficijent korelacije između sadašnje pAOO za sve vrste i predviđenih relativnih promena u veličini areala za oba vremenska perioda. Značajna negativna korelacija bi ukazala na to da vrste sa manjim arealom imaju veći proporcionalni gubitak pAOO, potvrđujući time početnu hipotezu.

3.2.3. PRIORETIZACIJA PODRUČJA

3.2.3.1. Ranjivost vrsta

U cilju uzimanja u obzir različitih dimenzija ranjivosti vrsta, korišćena su tri komplementarna kriterijuma: pAOO (dobijen na osnovu modelovanja sadašnje potencijalne distribucije), status endemizma vrste i specifičnost habitata.

pAOO vrednosti su logaritamski transformisane i 25% vrsta sa najnižim vrednostima su klasifikovane kao ranjive, prateći preporuku iz Gaston (1994).

Endemične vrste se uglavnom smatraju taksonima od konzervacionog interesa (Kumar i Stohlgren, 2009; Wulff i sar., 2013; Huang i sar., 2016) i politički su veoma značajne, jer je očuvanje vrsta endemičnih za neki region isključiva odgovornost vlasti u tom regionu. Kao ranjive su klasifikovane sve vrste endemične za područje istraživanja, dok su ostale ne-endemične vrste klasifikovane kao otporne po ovom kriterijumu.

Specifičnost habitata je dobra mera ranjivosti vrsta pošto je zavisnost od uskog seta resursa često kritična u kombinaciji sa klimatskim promenama, korišćenjem zemljišta i drugo (Isaac i sar., 2009). Procenjeno je redovno prisustvo vrsta u unapred definisanim kategorijama habitata: umerene listopadne šume, mediteranske šume i žbunovi, četinarske šume, alpska staništa, stepe i močvare. Procena je izvršena na osnovu informacija iz Speight i sar. (2015), poznate distribucije vrsta i mišljenja eksperata. Vrste koje se javljaju u samo jednom tipu staništa smatrane su ranjivim, dok su one koje se javljaju u dva ili više različitih habitata klasifikovane kao otporne u okviru ovog kriterijuma.

Za testiranje međuzavisnosti između različitih kategorija ranjivosti korišćen je χ^2 test.

Za određivanje "težine", odnosno stepena retkosti vrsta korišćena su tri različita pristupa. Kada je računat jednostavan indeks ranjivosti, za svaki kriterijum (pAOO, endemizam vrsta i specifičnost habitata), vrednost 1 je data ako je vrsta klasifikovana kao ranjiva za taj kriterijum, a 0 ako je klasifikovana kao otporna. Krajnji indeks je računat kao suma vrednosti sve tri mere, koji se kreće od 0 (ako vrsta nije klasifikovana kao ranjiva ni za jedan od kriterijuma) do 3 (za vrste klasifikovane kao ranjive za sve kriterijume). Za izračunavanje drugog, Kattanovog indeksa ranjivosti (Kattan, 1992), koji zahteva podatke o abundancama vrsta, pAOO je smatran surogatom za abundancu. Tri različite mere retkosti proizvele su osam mogućih kombinacija za svaku od vrsta, koje se kreću od čestih (Kattan indeks 1: široka geografska distribucija - visoka abundanca (visoka vrednost pAOO u ovom

slučaju) - uska specifičnost habitata) do retkih (Kattan indeks 8: endemske vrste - niska abundanca - visoka specifičnost habitata). Za dodelu vrednosti između čestih i retkih (od 2-7), smatrano je da su endemske vrste ranjivije od vrsta sa visokom specijalizacijom habitata, a one su ranjivije od vrsta sa niskom abundancom (u ovom slučaju sa niskim vrednostima pAOO), što je dovelo do sledeće kategorizacije:

- 1 - česte vrste u sve tri mere
- 2 - vrste sa niskom abundancom (malom vrednošću pAOO)
- 3 - vrste sa visokom specijalizovanošću ka određenom tipu habitata
- 4 - endemske vrste
- 5 - vrste sa niskom abundancom (malom vrednošću pAOO) i visokom habitat-specijalizovanošću
- 6 - vrste sa niskom abundancom (malom vrednošću pAOO) koje su endemične
- 7 - endemske vrste koje su habitat-specijalisti
- 8 - vrste retke na osnovu svih kriterijuma

Da bi bilo utvrđeno da li korišćene mere retkosti utiču na rezultate, korišćen je i treći metod za određivanje "težine" vrsta, koji je baziran samo na nalazima vrsta, uz pomoć R paketa *rarity* (Leroy, 2016). Ovaj metod omogućava upotrebu granične vrednosti (*cut-off point*), ispod koje se vrste smatraju retkim. Što se vrsta više udaljava od granične vrednosti, raste njena "težina". Na ovaj način je omogućena integracija intenziteta retkosti (Leroy i sar., 2012).

3.2.3.2. Potencijalno bogatstvo i retkost vrsta

Kao početni, grub ali informativan pristup pri mapiranju relevantnih područja za konzervaciju u JI Evropi, mape potencijalnog bogatstva i retkosti (maksimalne i sumirane) vrsta su kreirane koristeći softver Prion (Cardoso, in prep.). Potencijalno bogatstvo vrsta je računato kao suma mapa verovatnoće za sve vrste. Iako ove mape kreirane pomoću Maxent algoritma ne mogu biti interpretirane kao prave verovatnoće prisustva vrsta (jer bi one zahtevale i podatke o odsustvu vrsta), ipak su korisne kao relativna mera i kao takve su tretirane u narednim analizama. Retkost je računata kao odnos između pAOO za svaku vrstu i ukupne površine regiona. Maksimalna retkost je bila maksimalna vrednost dobijena za

svaku ćeliju za sve vrste (Pressey i Nicholls, 1989), dok sumirana retkost predstavlja sumu svih skorova retkosti za sve vrste zastupljene u svakoj ćeliji.

3.2.3.3. Računanje indeksa za prioretizaciju područja

Da bi se prioretizovala područja (ćelije) na osnovu retkosti vrsta, korišćena su dva konzervaciona indeksa pBCC (*potential Biodiversity Conservation Concern*) i pBCW (*potential Biodiversity Conservation Weight*), kao što je predloženo u Fattorini i sar. (2012):

$$pBCC = \frac{\sum_{i=1}^S pO_i (\alpha_i - \alpha_{min})}{pS(\alpha_{max} - \alpha_{min})}$$

$$pBCW = \frac{\sum_{i=1}^S pO_i (\alpha_i - \alpha_{min})}{\sum_{i=1}^S (\alpha_i - \alpha_{min})}$$

Za svaku ćeliju, S predstavlja totalno bogatstvo vrsta za sve lokalitete, pS je potencijalno bogatstvo vrsta, pO_i je verovatnoća pojave vrste i, α_i je težina vrste i (u ovom slučaju data kombinovanim indeksom ranjivosti); α_{min} je minimalna težina između svih vrsta, a α_{max} je maksimalna težina između svih vrsta. pBCC indeks kombinuje ranjivost svake vrste koja se nalazi u određenom području sa ukupnim potencijalnim bogatstvom vrsta u cilju dobijanja relativne mere konzervacionog prioriteta. Kao relativna mera, pBCC nije osetljiv na bogatstvo vrsta. pBCW indeks je mera sumiranog značaja, osetljiva na bogatstvo vrsta. Da bi se utvrdilo da li postoje signifikantne razlike između pBCC i pBCW indeksa dobijenih koristeći različite težine vrsta, računat je Pearsonov koeficijent korelacije, a rezultati su vizuelizovani pomoću R paketa *corrplot* (Wei i Simko, 2016).

Kompletna metodologija vezana za analize prioretizacije područja objavljena je u radu Miličić i sar. (2017).

3.2.4. PROCENA RIZIKA OD IZUMIRANJA

Analize vezane za predviđanje procene rizika od izumiranja na osnovu funkcionalnih karaktera su izvršene za 44 prethodno odabrane vrste. Na osnovu klimatskih modela za sadašnjost i dva perioda u budućnosti kreiranih za ove vrste, ustanovljen je trend promene veličine areala (opisan u poglavlju 3.2.2.4). Dobijeni trendovi, kao i potencijalna sadašnja veličina areala, korišćeni su kao zavisne (kriterijumske) varijable u daljim analizama.

3.2.4.1. Podaci o karakteristikama vrsta

Karakteristi prethodno korišćeni za funkcionalnu klasifikaciju vrsta su ponovo korišćeni za analize procene rizika od izumiranja. Karakteri koji su među odabrane 44 vrste imali zastupljeno samo jedno stanje karaktera su isključeni iz daljih analiza, jer su bili neinformativni. U analizu su uključene dodatne varijable: tačna dužina tela izražena u milimetrima (za funkcionalnu klasifikaciju korišćen je opseg dimenzija), dužina krila izražena u milimetrima, kao i odnos dužine krila i dužine tela. Upotreba ovih varijabli je omogućila indirektnu procenu disperzivne sposobnosti vrsta. Gde je bilo moguće i opravdano, odnosno gde su bili fundamentalno ordinalni i međusobno isključivi, karakteri su transformisani u ordinalne varijable.

3.2.4.2. Statističke analize

Shapiro-Wilk test je korišćen za ispitivanje normalnosti distribucije podataka i Levene test za ispitivanje homogenosti varijanse. Pošto set podataka nije imao normalnu distribuciju, za postizanje iste primenjena je logaritamska transformacija za kontinualne varijable. Uticaj svake pojedinačne varijable kao prediktora sadašnje veličine areala i predviđenih budućih promena njegove veličine je testiran Welch-ANOVA testom za kategoričke funkcionalne karaktere. Iako parametarski, Welch-ANOVA je korišćen jer je uzorak bio dovoljno velik (>20), a ovaj test ne zahteva homogenost varijanse. Za kontinualne funkcionalne karaktere korišćen je Spearmanov koeficijent korelacije. Kao drugi korak, testirani su multivarijantni odnosi između prediktorskih varijabli (funkcionalnih karaktera); uticaj bilo kojeg funkcionalnog karaktera često zavisi od uslova u kojima ta veza postoji (Hayes i Matthes, 2009). Korišćene su različite multivarijantne metode:

3.2.4.2.1 Linearni model

Predstavlja najjednostavniju i najčešće korišćenu tehniku u biološkim istraživanjima koja određuje formu i snagu veze između dve ili većeg broja varijabli. Upotrebljava se sa namerom da se predvidi vrednost y (efekat, zavisna varijabla) na osnovu date vrednosti za x (uzrok, nezavisna ili prediktorska varijabla) (Dytham, 2011). U većini slučajeva se ispituje odgovor zavisne varijable na osnovu većeg broja nezavisnih varijabli (koje predstavljaju takozvani fiksni efekat-objekte od primarnog interesa za istraživanje) što bi se moglo predstaviti kao (Winter, 2013a):

$$Y \sim X\beta + \epsilon \text{ greška}$$

Linearni modeli su korišćeni za testiranje povezanosti između funkcionalnih karaktera vrsta i promena u veličini areala za različite periode. Međutim, prevelik broj varijabli vodi ka *overfitting*-u i nekonzistentnim rezultatima, te je stoga neophodno odabrati one varijable koje imaju najveći doprinos u linearnim modelima. Za odabir relevantne podgrupe linearnog modela primenjen je algoritam u okviru R paketa *bestglm* (McLeod i Xu, 2017), koji je zasnovan na kompletnoj enumeraciji koja se primenjuje za ne-Gausove raspodele ili kada podaci sadrže faktorske varijable sa više od dva nivoa (Morgan i Tatar, 1972).

Dalje je sprovedeno testiranje relativnog značaja svake varijable u finalnim modelima upotrebom R paketa *relaimpo* (Grömping, 2006). Relativan značaj predstavlja jedinstveni doprinos svakog funkcionalnog karaktera (ii stanja karaktera) modelu. Algoritam izostavlja jednu po jednu varijablu iz kompletnog modela i meri razliku u stepenu objašnjene varijacije između kompletnog i novoformiranog modela. Ova razlika predstavlja individualni doprinos testirane varijable.

3.2.4.2.2 Modeli sa mešovitim efektom (*mixed effect models*)

Za razliku od klasičnih linearnih modela koji imaju samo fiksni efekat, odnosno sve varijable su od značaja za ispitivani slučaj, u modelima sa mešovitim efektom postoji i nasumičan faktor, tj. varijable koje nisu od interesa za istraživano pitanje, ali mogu uticati na kvalitet rezultata ukoliko se ne uzmu u obzir. Osnovna ideja jeste da parametri vezani za fiksne efekte pokazuju kako se razlikuju individualni odgovori između objekata uključenih u

analizu, dok nasumični efekti predstavljaju generalnu varijabilnost između objekata analize (Seltman, 2009). Ovaj odnos se može prikazati sledećom formulom (Winter, 2013b):

$$y = X\beta + Zb + \varepsilon$$

greška,

Modeli sa mešovitim efektom se uglavnom koriste da opišu veze između zavisnih varijabli i nekih drugih kovarijabli u podacima koji su grupisani na osnovu jednog ili više klasifikacionih faktora (Pinhero i Bates, 2000).

Podaci o filogeniji vrsta su korišćeni u brojnim studijama sa ciljem procene rizika od izumiranja određenih taksonomskih grupa (Cooper i sar., 2008; Angert i sar., 2011; Maclean i Wilson, 2011; Powney i sar., 2015). Međutim, za filogeniju sifida postoje samo parcijalni podaci, što je onemogućilo upotrebu ovog parametra u proceni rizika od izumiranja. Zbog ovog ograničenja, korišćeni su mešoviti modeli da bi se iz analize eliminisao efekat roda - nasumičan efekat. Analiza je izvršena u okviru R paketa *lme4* (Bates i sar., 2015). Za odabir varijabli sa najvećim uticajem u okviru ove analize je primenjena selekcija unapred.

Za izbor kako linearnih, tako i modela sa mešovitim efektom korišćen je Akaike informacioni kriterijum drugog reda - AICc (od AIC - *Akaike information criterion*). AICc predstavlja korigovanu formu koja se koristi kod malih veličina uzoraka (Anderson i Burnham, 2002).

4. REZULTATI

4.1. FUNKCIONALNE GRUPE

4.1.1. Funkcionalni karakteri i njihova korelacija

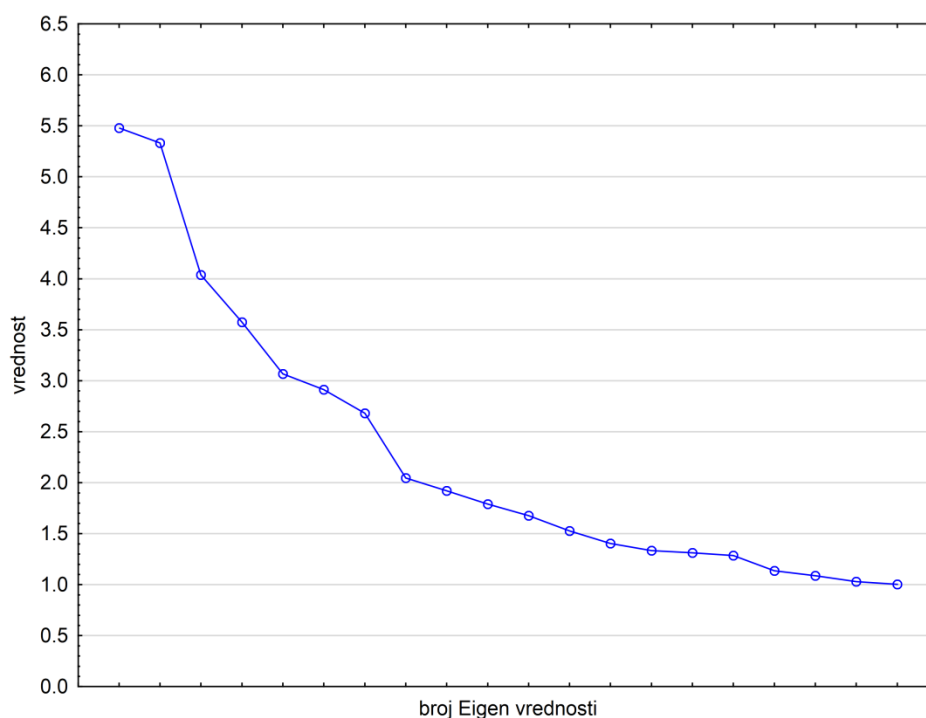
PCA analiza je korišćena za ispitivanje veze između vrsta registrovanih u JI Evropi i njihovih funkcionalnih karaktera. Na osnovu Chattell scree testa (Slika 2) je određeno da se za dalje analize zadrže prvih pet PC osa, koje objašnjavaju 36% ukupne varijabilnosti. Eigen vrednosti za ose 1-5 redom su bile 5.48, 5.33, 4.04, 3.57 i 3.07 i objašnjavale su 9.29%, 9.04%, 6.84%, 6.06% i 5.20% varijabilnosti. Karakteri koji su imali najveći uticaj na razdvajanje vrsta, povezani su sa tipom ishrane larve, distribucijom vrsta, makrohabitatom adulta, tolerancijom na ljudski uticaj, sposobnošću leta i brojem generacija u toku godine, kao i sa larvalnim mikrostaništem, dužinom trajanja larvalnog razvića i tolerancijom na plavljenje. Karakteri koji su pokazali slabu korelaciju sa PC osama i prema tome imali mali doprinos u razdvajanju vrsta su period leta, oblik tela, veličina, struktura i količina dlaka na telu, kao i visina na kojoj vrsta leti (Tabela 2).

Tabela 2. Rezultati PCA analize stanja karaktera korišćenih za funkcionalnu klasifikaciju vrsta. Vrednost faktorskog opterećenja veća od ± 0.6 je boldovana.

karakter	stanja karaktera	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
larvalno mikrostanište	drveće	0.20	-0.08	-0.54	0.32	0.36
	lijane	0.08	-0.30	0.09	0.09	0.17
	biljni sloj	0.39	0.02	0.42	-0.05	-0.25
	deblo	0.01	0.05	-0.49	0.08	-0.10
	balega	-0.21	-0.25	-0.02	0.02	-0.04
	smeće	0.00	-0.06	0.12	0.19	0.12
	kamenje	0.01	0.02	0.00	0.03	0.02
	gnezda socijalnih insekata	0.05	0.04	0.05	0.06	0.12
	korenska zona	0.28	0.22	0.25	-0.47	-0.24
	na vodenim biljkama	-0.52	0.07	0.11	0.08	0.15
potopljeni sediment	-0.85	-0.07	0.02	-0.01	-0.06	
tip ishrane larve	saprofagna	-0.93	-0.10	0.05	0.01	-0.02
	saproksilna	0.01	0.04	-0.87	0.04	0.01
	fitofagna-lukovice	0.18	0.14	0.21	-0.76	0.07
	fitofagna-korenje, stablo, listovi	0.16	0.17	0.24	0.21	-0.64
	zoofagna	0.34	-0.22	0.26	0.45	0.44
dužina trajanja larvalnog razvića	manje od 2 meseca	-0.07	-0.56	0.09	0.08	0.09
	2-6 meseci	-0.07	-0.13	0.17	0.03	0.02
	7-12 meseci	0.03	0.26	0.28	-0.03	-0.09
	više od godinu dana	0.09	0.05	-0.77	-0.04	0.07

Tabela 2. (Nastavak).

karakteri	stanja karaktera	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
tolerancija na plavljenje	bez tolerancije	0.64	-0.06	0.56	-0.15	0.02
	tolerantni sa kratkom resp. cevi	-0.04	0.20	0.04	0.24	-0.03
	tolerantne sa resp. cevi srednje duž.	-0.40	0.04	-0.49	0.04	-0.06
	tolerantne sa dugom resp. cevi	-0.48	-0.13	-0.30	-0.02	0.07
broj generacija u toku godine	manje od jedne generacije	0.07	0.06	-0.67	-0.02	0.11
	jedna generacija	0.03	0.25	0.09	-0.09	-0.08
	dve generacije	-0.03	0.02	0.15	0.10	0.03
	više od dve generacije	-0.07	-0.63	0.08	0.01	0.02
period leta	rano proleće	0.05	-0.12	0.02	-0.02	0.00
	proleće	0.01	0.05	-0.05	-0.05	-0.10
	rano leto	-0.07	0.05	-0.08	0.24	-0.17
	leto	0.01	0.03	0.09	0.07	0.11
	jesen	0.02	-0.08	0.04	-0.23	0.17
veličina tela	male	-0.02	-0.02	-0.03	0.14	-0.11
	srednje	0.03	0.02	0.28	-0.02	0.08
	robusne	-0.01	0.00	-0.30	-0.11	0.01
struktura tela	izduženog abdomena	0.00	-0.02	0.19	0.47	0.41
	srednje izduženog abdomena	0.02	-0.02	-0.20	-0.48	-0.35
	robusnog abdomena	-0.04	0.07	0.04	0.11	-0.01
dlake na telu	sa kratkim ili dlakama srednje dužine	0.02	-0.02	0.00	-0.05	0.07
	dugačke dlake	-0.02	0.02	0.00	0.05	-0.07
distribucija	endemi i relikti	0.06	0.05	0.06	-0.73	0.01
	široko rasprostranjene	-0.04	-0.03	-0.04	0.67	-0.04
makrohabitat adulta	umerene listopadne šume	0.25	0.24	-0.28	0.31	-0.03
	mediteranske šume i žbunovi	0.17	0.01	0.06	-0.72	0.20
	četinarske šume	0.18	0.02	0.08	0.46	-0.09
	alpska staništa	0.09	0.01	0.16	0.11	-0.28
	močvarna staništa	-0.88	-0.02	0.08	0.09	0.08
	stepska staništa	0.01	0.02	0.01	-0.07	-0.12
sposobnost letenja	nespecijalisti	-0.01	-0.71	0.00	0.01	-0.04
	veoma dobra-migranti	0.03	-0.74	-0.01	0.03	-0.01
	dobra	-0.03	0.67	0.01	0.00	0.02
visina na kojoj lete adulti	loša	0.03	-0.05	0.00	-0.02	0.01
	arborealne	0.14	-0.01	-0.26	0.35	-0.25
tolerancija na ljudski uticaj	blizu tla	-0.14	0.01	0.26	-0.35	0.25
	niska	0.11	0.09	0.04	0.07	-0.74
	srednja	0.01	0.28	-0.06	-0.09	0.76
	visoka	-0.21	-0.07	0.03	0.02	-0.11
	veoma visoka	-0.07	-0.85	0.01	0.02	-0.03



Slika 2. Rezultati Cattell scree testa korišćenog za odabir relevantnog broja PC osa korišćenih u daljim analizama.

4.1.2. Klasifikacija funkcionalnih grupa

Fazi klaster analiza primenjena na prvih pet PC osa vrednosti faktora rezultovala je formiranjem pet funkcionalnih grupa osolikih muva. Vrednost Dunnovog koeficijenta particije iznosila je 0.79 pri eksponentu pripadnosti (*membership exponent*) od 1.5. U prvoj funkcionalnoj grupi izdvojeno je 67 vrsta, u drugoj 168, u trećoj 79, u četvrtoj 128, a u petoj 130 vrsta. Od 572 analizirane vrste, 67 su klasifikovane u neki od klastera sa 100% pripadnosti, dok je 476 vrsta klasifikovano u neki od klastera sa više od 70%. Četrdeset dve vrste je imalo negativan koeficijent siluete, dok je 530 vrsta imalo pozitivan, vrednost najmanjeg koeficijenta je bila -0.38, a najvišeg 0.87. (Prilog 2).

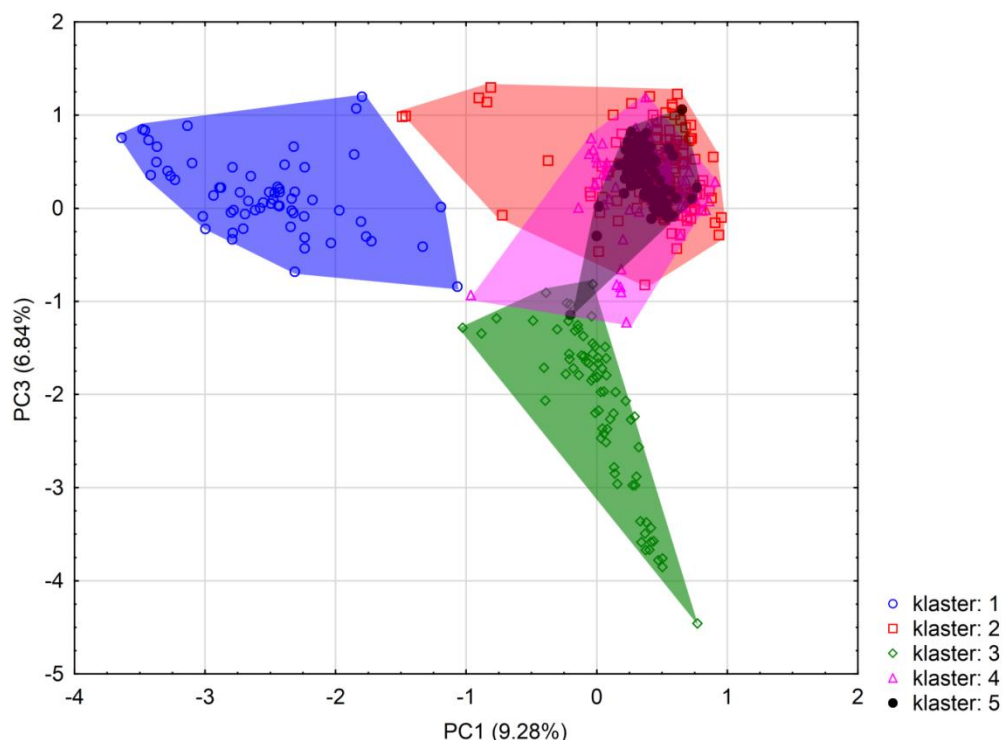
ANOVA je pokazala da svih pet PC osa opisuju razlike u definisanim funkcionalnim grupama (Tabela 3).

Tabela 3. Analiza varijanse definisanih funkcionalnih grupa.

PC osa	F vrednost	p vrednost
PC1	1138.686723	0.000000
PC2	7.115031	0.000014
PC3	482.438441	0.000000
PC4	339.069440	0.000000
PC5	223.021464	0.000000

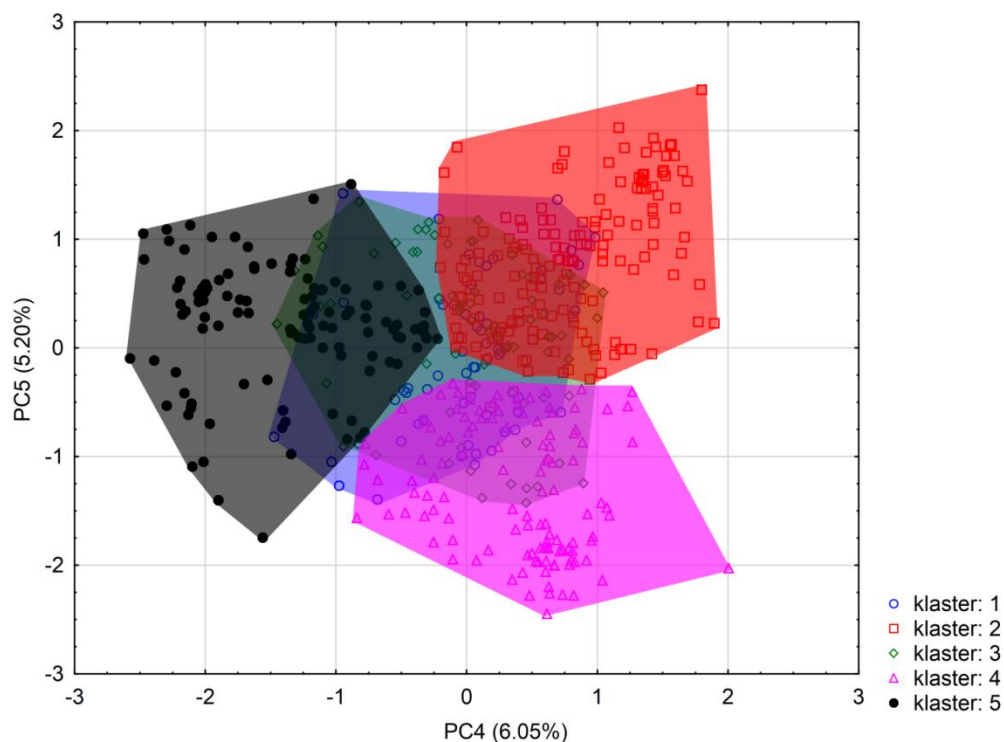
PC1 osa je negativno korelisana sa sledećim stanjima karaktera: potopljeni sediment (tip larvalnog mikrostanšta), saprofagni tip ishrane larve i močvarna staništa (makrohabitat adulta), dok je pokazala pozitivnu korelaciju sa faktorom nepostojanja tolerancije na uslove plavljenja (Tabela 2). Ova PC osa je uspešno definisala prvi klaster, odnosno prvu funkcionalnu grupu u kojoj se nalaze vrste karakterisane saprofagnim načinom larvalnog razvića, razvićem larvi na vlažnim mestima, sa razvijenom tolerancijom larvi na uslove plavljenja i kod kojih adulti žive u vlažnijim staništima (Slika 3). Dodatno, Tuckey HSD test je utvrdio signifikantne razlike ($p < 0.05$) i potvrdio definisanje prve funkcionalne grupe, a takođe je pokazao da se na osnovu PC1 ose kompletno razlikuje i treća funkcionalna grupa.

PC3 osa je pokazala negativnu korelaciju sa saproksilnim tipom ishrane larve, dužinom trajanja larvalnog razvića preko godinu dana i malim brojem generacija (Tabela 2). Na osnovu slike 3 može se zaključiti da osa PC3 diferencira vrste u trećem klasteru koje se karakterišu saproksilnim larvama, trajanjem larvalnog razvića dužim od godinu dana i sa manje od jedne generacije u toku godine. Tuckey HSD test je potvrdio potpunu razliku treće funkcionalne grupe od ostalih na osnovu PC3 ose, kao i separaciju prvog klastera na osnovu iste ose.



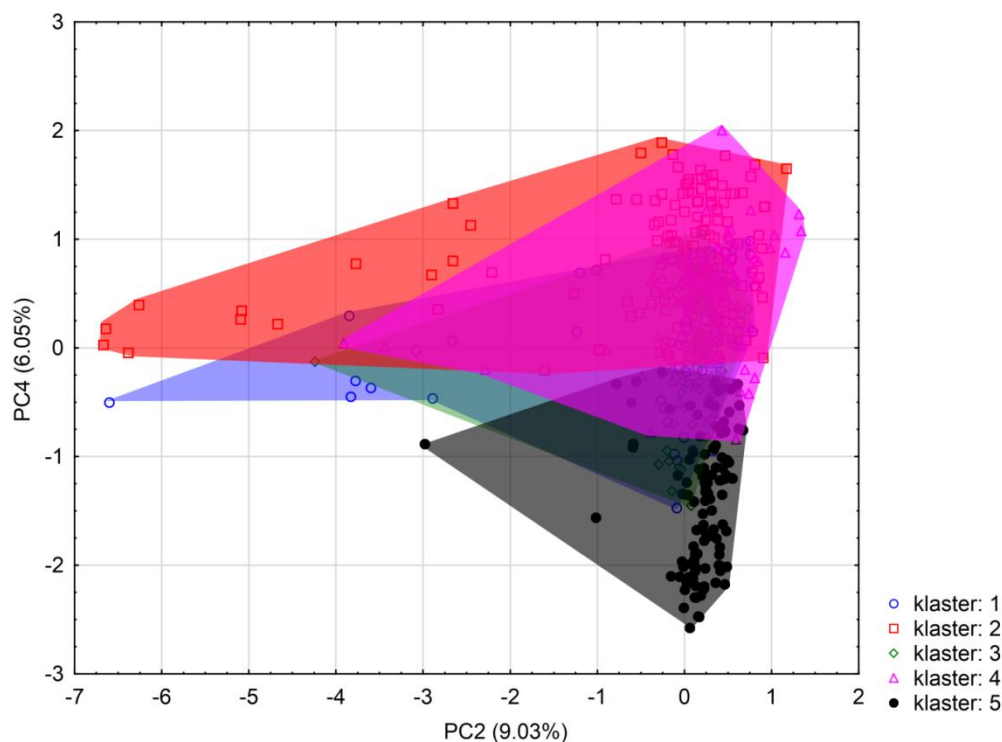
Slika 3. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC1 i PC3 osom. Osa PC1 jasno odvaja klaster br.1 od ostalih klastera, dok PC3 osa diferencira treću funkcionalnu grupu.

PC4 osa je pozitivno korelisana sa širokim rasprostranjenjem, dok je negativno korelisana sa mediteranskim tipom šuma (makrohabitat adulta), fitofagnim tipom larvalnog razvića u lukovicama i endemskim tipom rasprostranjenja. Grafički prikaz PC4 i PC5 osa (Slika 4) ukazuje da su vrste grupisane u drugom klasteru, odvojene na osnovu PC4 ose, pretežno široko distribuirane, dok se vrste u okviru pete grupe karakterišu razvićem fitofagnih larvi u lukovicama, povezane su sa mediteranskim šumama i pretežno su endemične. Dodatno, Tuckey HSD test je pokazao potpuno razdvajanje druge, četvrte i pete funkcionalne grupe na osnovu PC4 ose. Negativno korelisana sa faktorom koji opisuje razviće fitofagnih larvi u zoni korena, stabla ili listova i sa faktorom koji ukazuje na nisku toleranciju vrsta na ljudski uticaj, a pozitivno korelisana sa srednje razvijenom tolerancijom na ljudski uticaj, na osnovu iste slike može se zaključiti da osa PC5 diferencira četvrti od drugog klastera. Tuckey HSD test je pokazao da se i na osnovu ove ose potpuno diferenciraju druga, četvrta i peta funkcionalna grupa. U četvrtoj funkcionalnoj grupi se dakle nalaze vrste sa fitofagnim larvama vezanim za zonu stabla, listova i korena, koje pokazuju izuzetnu osetljivost na ljudski uticaj, dok se u petoj grupi nalaze vrste delimično tolerantnije na antropogene pritiske.



Slika 4. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC4 i PC5 osom. Osa PC4 odvaja klaster 2 i 5, dok osa PC5 razdvaja drugi od četvrtog klastera.

Osa PC2 je negativno korelisana sa karakterom vezanim za javljanje većeg broja generacija u toku godine, nespecijalizovanošću ka određenom tipu habitata, migratornom sposobnošću i veoma visokom tolerancijom na ljudski uticaj, dok pokazuje pozitivnu korelaciju sa dobrom sposobnošću leta. Iako ne odvaja jasno nijednu od funkcionalnih grupa, ova PC osa ukazuje na eurivalentnost pojedinih funkcionalnih grupa (Slika 5). Vrste kategorisane u okviru prve i četvrte funkcionalne grupe pokazuju veću širinu ekoloških niša za pomenute faktore i mogu se u tom smislu smatrati generalistima, za razliku od vrsta u petoj funkcionalnoj grupi, koje pokazuju najveći stepen specijalizacije i najmanju otpornost ka sredinskim promenama. Tuckey HSD test je pokazao da se na osnovu PC2 ose diferencira prva od svih funkcionalnih grupa osim druge, druga od četvrte i pete i četvrta i peta funkcionalna grupa međusobno.

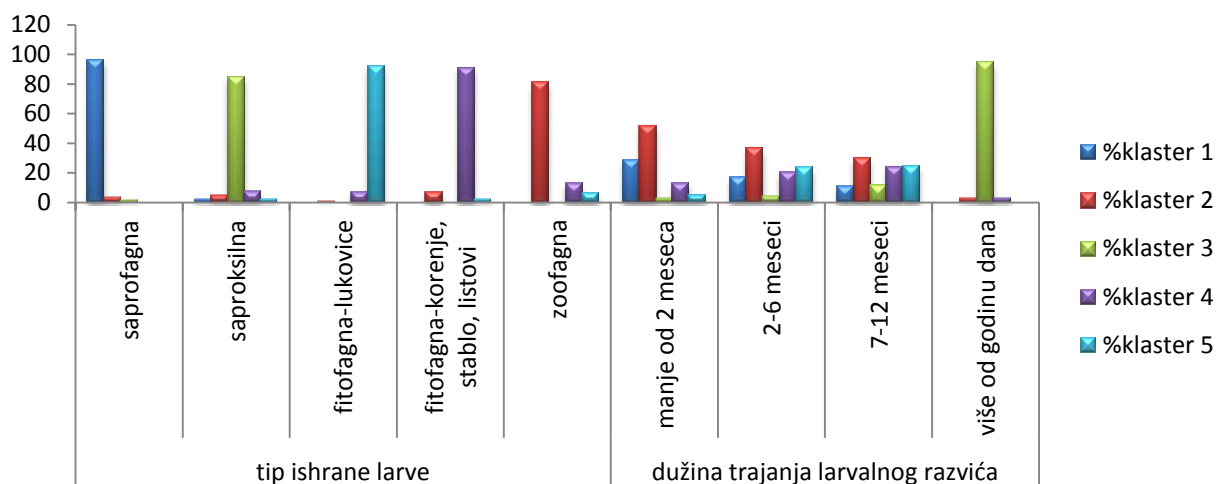


Slika 5. Položaj klastera funkcionalnih grupa definisanih PC2 i PC4 osom.

4.1.3. Udeo funkcionalnih karaktera po grupama

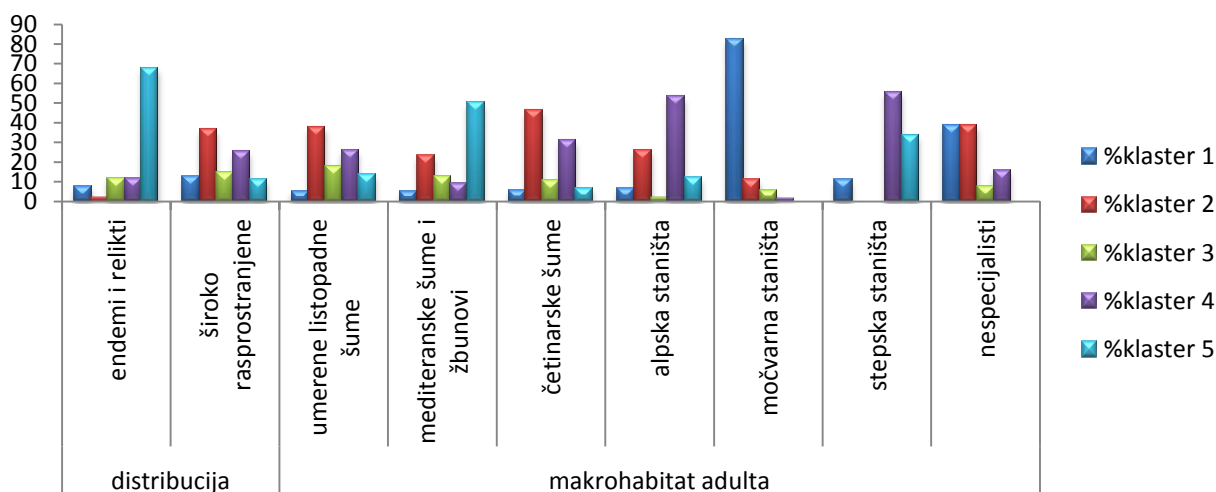
Na slikama 6-12 prikazana je procentualna zastupljenost pojedinačnih stanja karaktera u svakom od klastera. Sagledavanjem grafika potvrđen je značaj nekih stanja karaktera za funkcionalnu klasifikaciju, ali se isto tako mogu otkriti dodatni faktori koji su u velikoj meri grupisani u nekoj od definisanih funkcionalnih grupa.

Vrste sa saprofagnim tipom ishrane larve su dominantno grupisane u okviru prve funkcionalne grupe, zoofagne larve imaju pretežno vrste u okviru druge funkcionalne grupe, dok je saproksilan tip ishrane larvi zastupljen kod vrsta u okviru trećeg klastera. Vrste sa fitofagnim larvama vezanim za koren, stablo i listove svrstane su u četvrti klaster, dok se vrste sa fitofagnim larvama koje se razvijaju u lukovicama pretežno nalaze u okviru pete funkcionalne grupe. Vrste kod kojih larvalno razviće traje duže od godinu dana su u najvećoj meri grupisane u trećoj funkcionalnoj grupi, dok se u okviru ostalih funkcionalnih grupa nijedno stanje karaktera nije pokazalo kao posebno dominantno i značajno za klasifikaciju vrsta (Slika 6).



Slika 6. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za tip ishrane larve i dužinu trajanja larvalnog razvića u svakoj od funkcionalnih grupa.

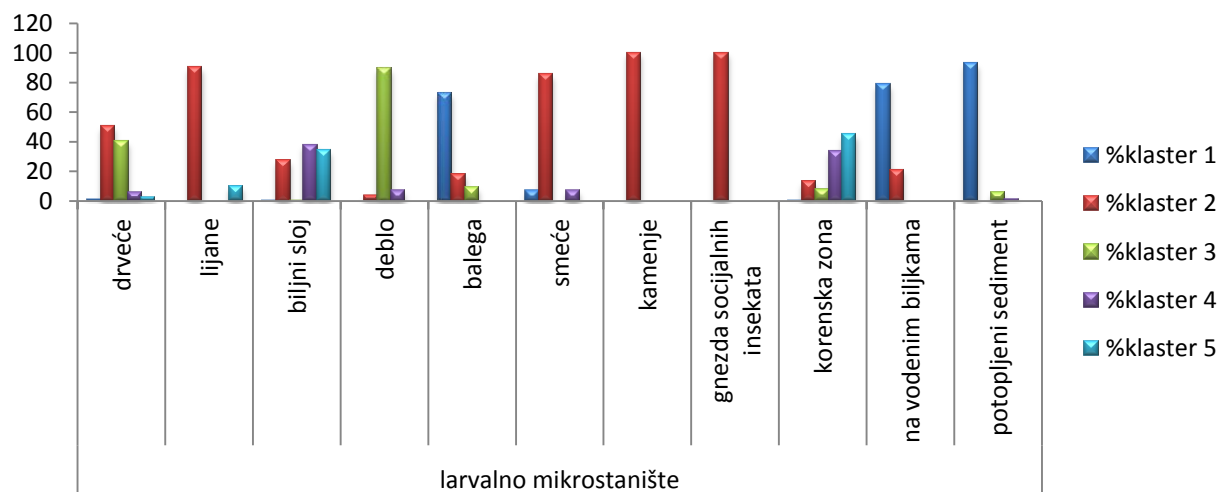
Slika 7 pokazuje procenat zastupljenosti karaktera vezanih za distribuciju i makrohabitat vrsta u svakoj od funkcionalnih grupa. Pokazano je da su vrste definisane kao endemi pretežno koncentrisane u okviru pete funkcionalne grupe. Takođe, u okviru ove grupe se nalaze vrste zastupljene u mediteranskim šumama, dok su vrste vezane za močvarna staništa pretežno u prvom klasteru. U okviru četvrte funkcionalne grupe našla se većina vrsta koje su vezane za stepska i za alpska staništa.



Slika 7. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za distribuciju i makrohabitat vrsta u svakoj od funkcionalnih grupa.

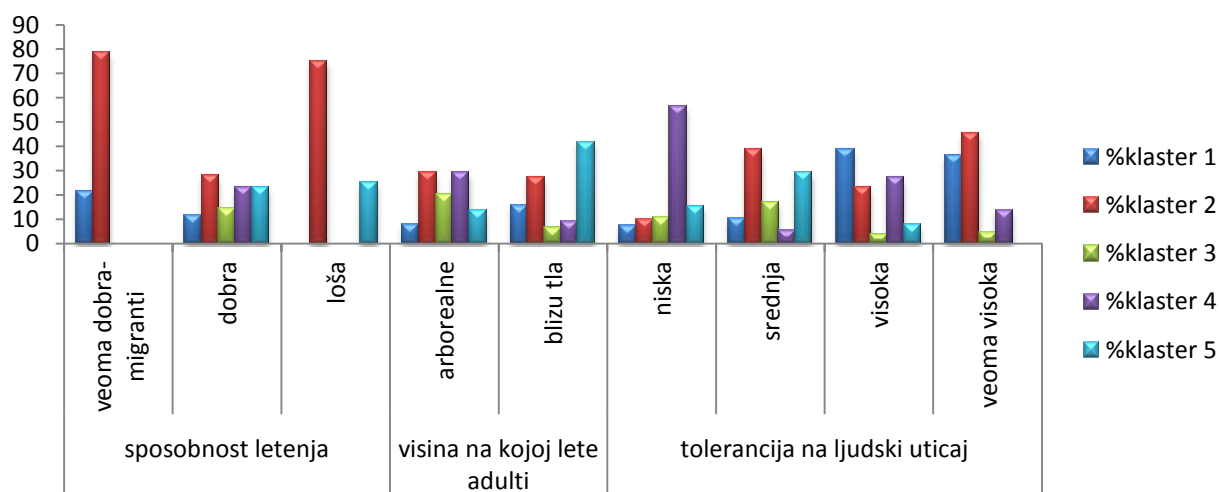
Na slici 8 prikazan je udeo različitih stanja karaktera vezanih za larvalno mikrostanje u okviru svake od funkcionalnih grupa. Vrste čije se larve razvijaju u deblu su dominantno zastupljene u trećoj funkcionalnoj grupi, vrste kod kojih je razviće larvi vezano

za gnezda socijalnih insekata, smeće i kamenje su dominantno svrstane u drugi klaster, dok su vrste čije se larve razvijaju u potopljenom sedimentu ili na vodenim biljkama svrstane u prvu funkcionalnu grupu.



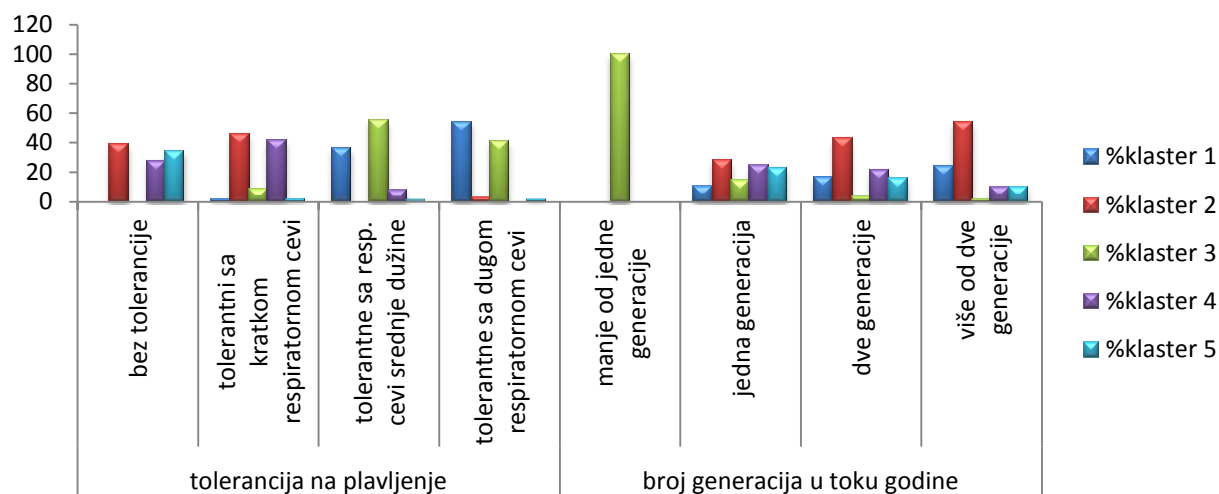
Slika 8. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za larvalno mikrostanište u svakoj od funkcionalnih grupa.

Slika 9 pokazuje da su vrste koje pokazuju izuzetno dobru sposobnost letenja i kategorisane su kao migranti dominantno svrstane u drugu funkcionalnu grupu, a takođe se veliki broj vrsta sa lošom sposobnošću leta nalazi u ovom klasteru. Nijedan od stanja karaktera vezanih za visinu na kojoj lete adulti nije pokazao dominaciju ni u jednoj od funkcionalnih grupa (Slika 9). Vrste sa niskom tolerancijom na ljudski uticaj se u najvećem procentu nalaze u okviru četvrtog klastera.



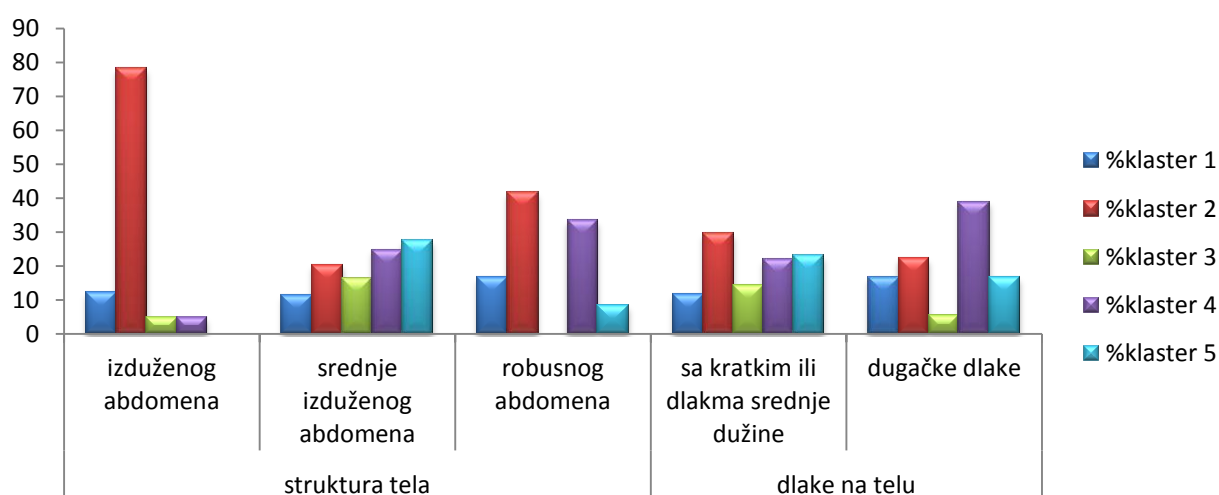
Slika 9. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za sposobnost leta, visinu na kojoj vrste lete i toleranciju na ljudski uticaj u svakoj od funkcionalnih grupa.

Slika 10 pokazuje da su vrste sa srednjom i dugom respiratornom cevi kao adaptacijom na uslove plavljenja pretežno distribuirane u okviru prvog i trećeg klastera. Vrste kod kojih se javlja manje od jedne generacije u toku godine se nalaze isključivo u okviru treće funkcionalne grupe.



Slika 10. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za toleranciju na plavljenje i broj generacija u toku godine u svakoj od funkcionalnih grupa.

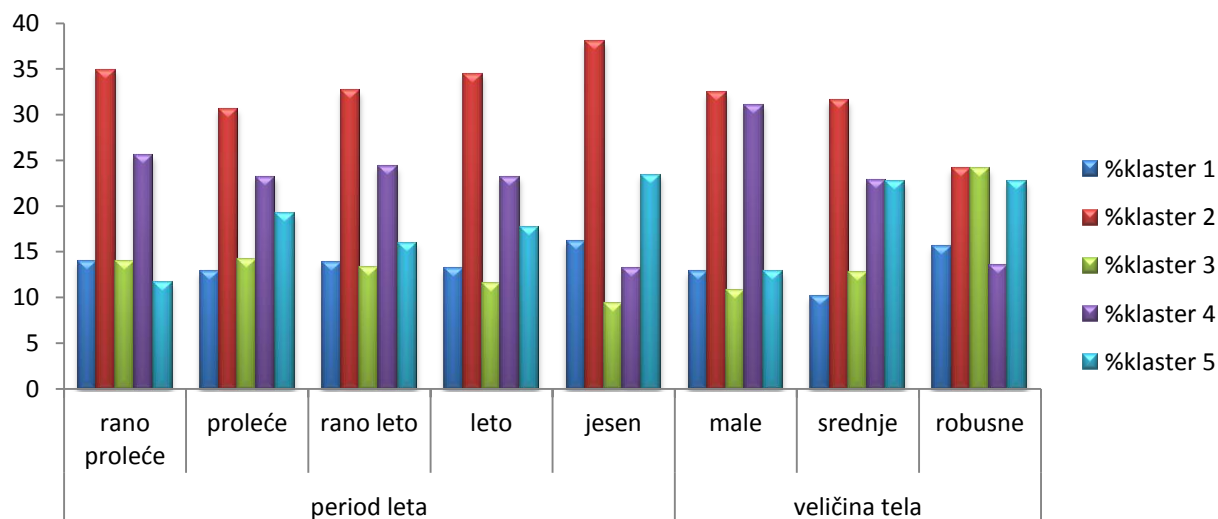
Slika 11 ukazuje da se vrste sa izduženim abdomenom dominantno nalaze u okviru druge funkcionalne grupe, dok stepen dlakavosti tela nije pokazao dominantno izdvajanje u nekom od klastera.



Slika 11. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za toleranciju na plavljenje i broj generacija u toku godine u svakoj od funkcionalnih grupa.

Nijedno stanje karaktera vezano za period leta i veličinu tela insekata nije se pokazalo značajnim za izdvajanje neke od funkcionalnih grupa. Može se zaključiti da se

vrste u okviru druge i četvrte funkcionalne grupe javljaju tokom većeg dela godine. Vrste koje imaju malu veličinu tela se javljaju češće u okviru četvrte funkcionalne grupe, nego u okviru ostalih (Slika 12).



Slika 12. Procenat zastupljenosti karaktera vezanih za period leta i veličinu tela insekata u svakoj od funkcionalnih grupa.

4.1.4. Procena korektnosti klasifikacije

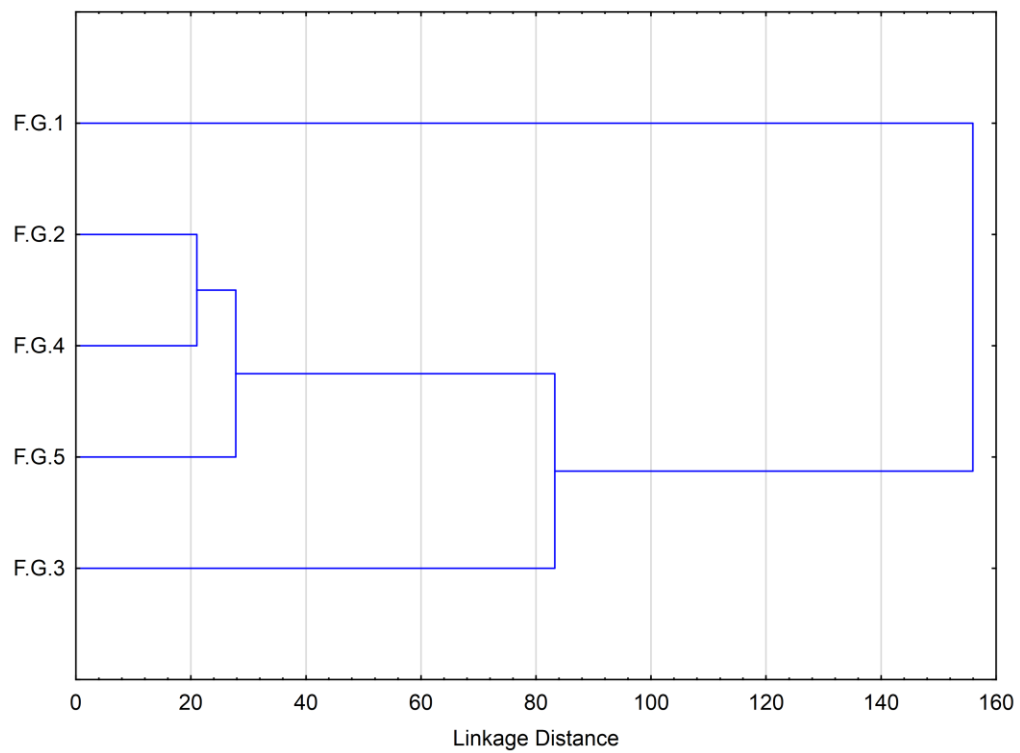
Diskriminantna analiza je razdvojila sve funkcionalne grupe osolikih muva sa visokom značajnošću na osnovu korišćenih funkcionalnih karaktera (Tabela 4). Vrste su korektno klasifikovane u *a priori* definisane funkcionalne grupe sa 97.73% tačnosti. Sve vrste u okviru prve i treće funkcionalne grupe su korektno klasifikovane, dok je u drugoj funkcionalnoj grupi 98.8% korektno klasifikovano, u četvrtoj 95.31%, a u petoj funkcionalnoj grupi 96.15%.

Tabela 4. Statistička značajnost razlike između definisanih funkcionalnih grupa. p vrednosti - ispod dijagonale; F vrednosti - iznad dijagonale; df=5.563.

funkcionalna grupa	1	2	3	4	5
1		1083.981	547.5889	944.1453	975.3640
2	0.00		447.2717	199.5257	284.6885
3	0.00	0.00		455.9372	480.4431
4	0.00	0.00	0.00		243.9548
5	0.00	0.00	0.00	0.00	

Dendrogram konstruisan na osnovu kvadrata Mahalanobisovih distanci pokazao je najveću sličnost između vrsta klasifikovanih u drugoj i četvrtoj funkcionalnoj grupi, dok su

vrste u prvom klasteru najudaljenije na osnovu definisanih funkcionalnih karaktera (Slika 13).

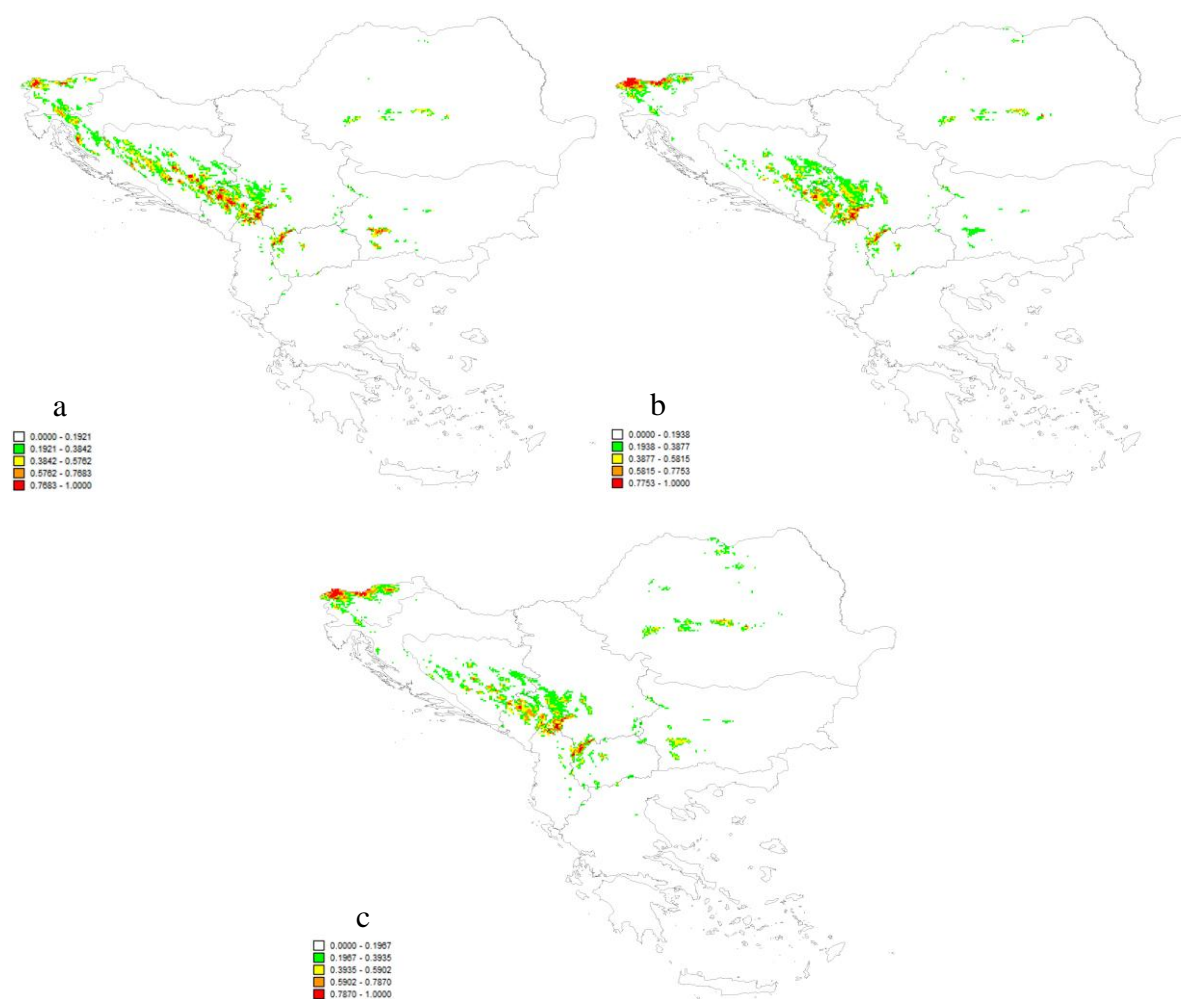


Slika 13. UPGMA dendrogram konstruisan na osnovu kvadrata Mahalanobisovih distanci oslikava sličnost između definisanih funkcionalnih grupa.

4.2. FUNKCIONALNA KARAKTERIZACIJA I MODELI POTENCIJALNE DISTRIBUCIJE ODABRANIH VRSTA

Cheilosia balkana Vujić, 1994

Ova vrsta je u JI Evropi rasprostranjena u Srbiji, Crnoj Gori i Sloveniji. Preferira visokoplaninska staništa. Pripadnici vrste su srednje veličine (7.0-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od druge polovine maja do jula, u nivou krošnji. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, mogu da opstanu u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada četvrtoj funkcionalnoj grupi.



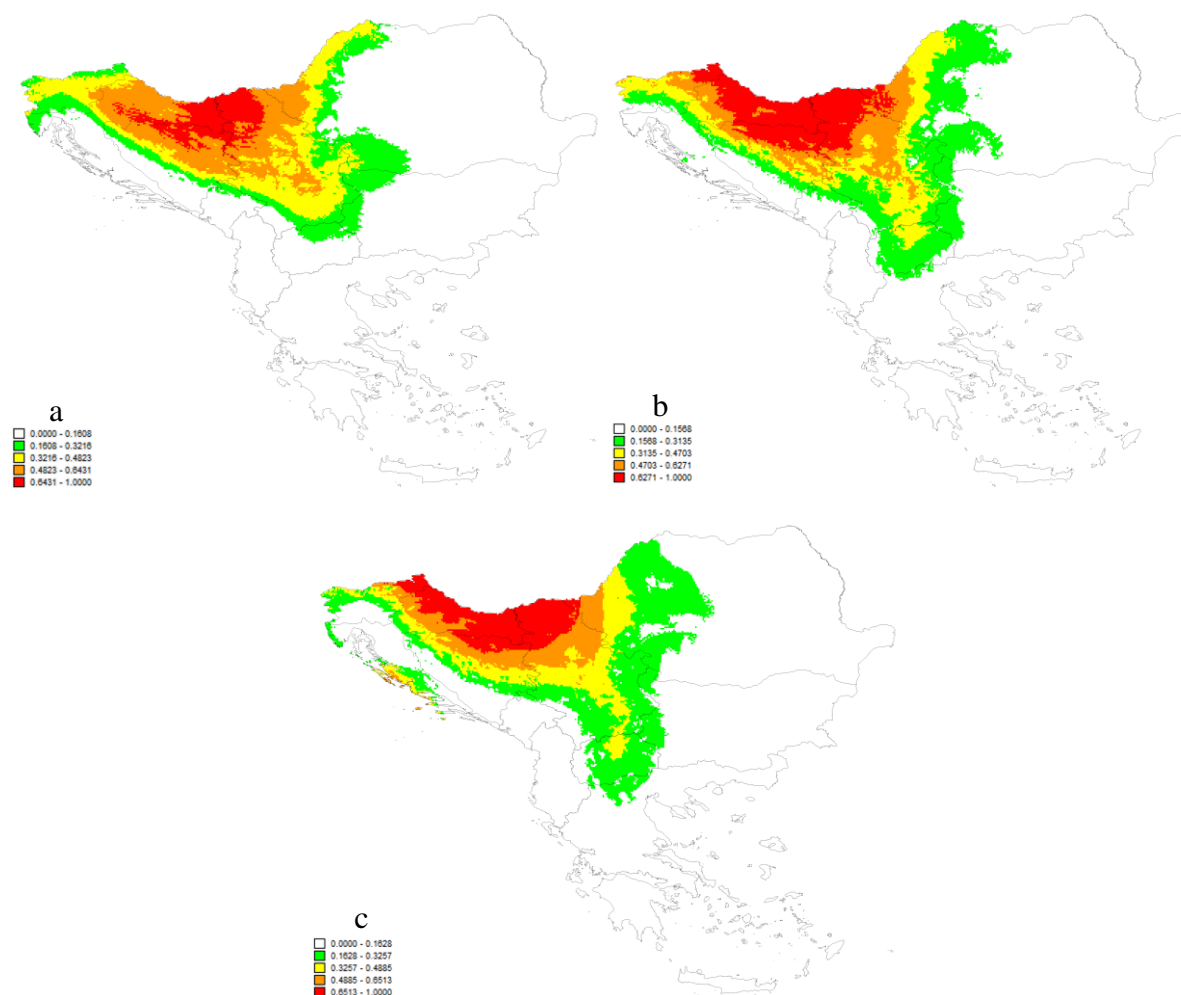
Slika 14. Mapa potencijalne distribucije vrste *Cheilosia balkana* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Larva se karakteriše fitofagnim tipom ishrane i nema razvijenu toleranciju na plavljenje. Razviće jedinki ove vrste traje od 7-12 meseci, sa jednom generacijom godišnje (Speight i sar., 2015).

Na osnovu modela potencijalne distribucije, najpogodnija staništa za opstanak ove vrste su na najvišim delovima Dinarskog planinskog masiva i u području slovenačkih Alpa tokom različitih vremenskih perioda (Slika 14a, b, c).

Cheilosia griseifacies Vujić, 1994

Vrsta je zastupljena na području Srbije i Bosne i Hercegovine. Preferira umerene listopadne šume. Jedinke su srednje veličine (10.0-11.5 mm), srednje izduženog oblika tela i sa kratkim dlakama. Adulti lete u periodu od kraja marta do maja.



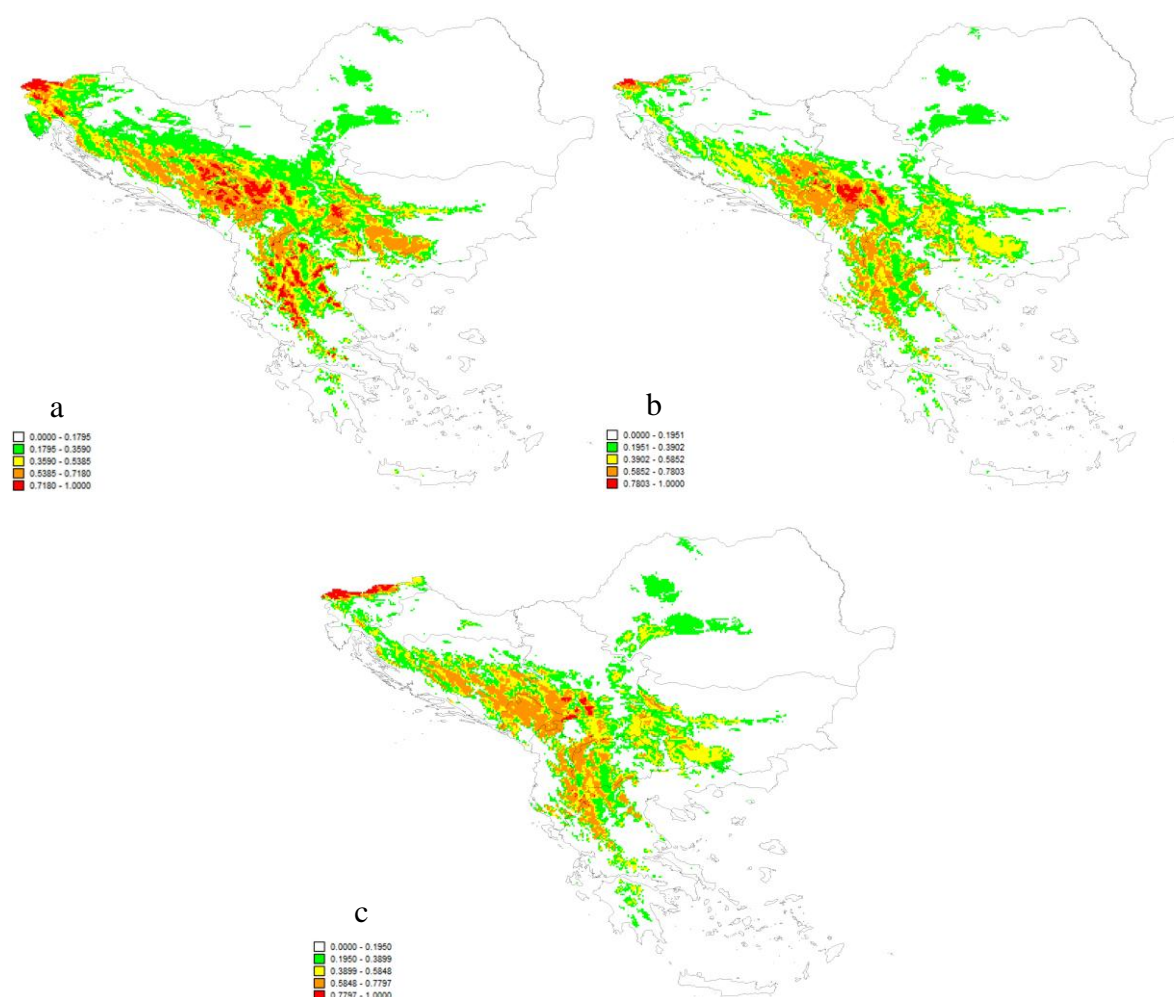
Slika 15. Mapa potencijalne distribucije vrste *Cheilosia griseifacies* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Dobri su letači, lete u visini krošnji. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, opstaju samo u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada četvrtoj funkcionalnoj grupi.

Larve su fitofagne, netolerantne na plavljenje. Razviće traje 7-12 meseci, zastupljena je jedna generacija godišnje (Speight i sar., 2015).

Predviđeno je da će pod uticajem klimatskih promena vrsta proširiti svoj potencijalno pogodni areal iz severnih delova Srbije i Hrvatske ka području severoistočnog Balkana, čime će obuhvatiti veća područja u Hrvatskoj, kao i krajnji istok Rumunije (Slika 15a, b, c).

Cheilosia lenta Becker, 1894



Slika 16. Mapa potencijalne distribucije vrste *Cheilosia lenta* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Vrsta je rasprostranjena na području Slovenije, Hrvatske, Bosne i Hercegovine, Srbije, Crne Gore i Grčke. Preferira umerene listopadne šume. Jedinke ove vrste su srednje veličine (9.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do juna, dobri su letači, lete u nivou krošnji. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, opstaju samo u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada četvrtoj funkcionalnoj grupi.

Larve su fitofagne, netolerantne na plavljenje. Razviće traje 7-12 meseci, zastupljena je jedna generacija godišnje (Speight i sar., 2015).

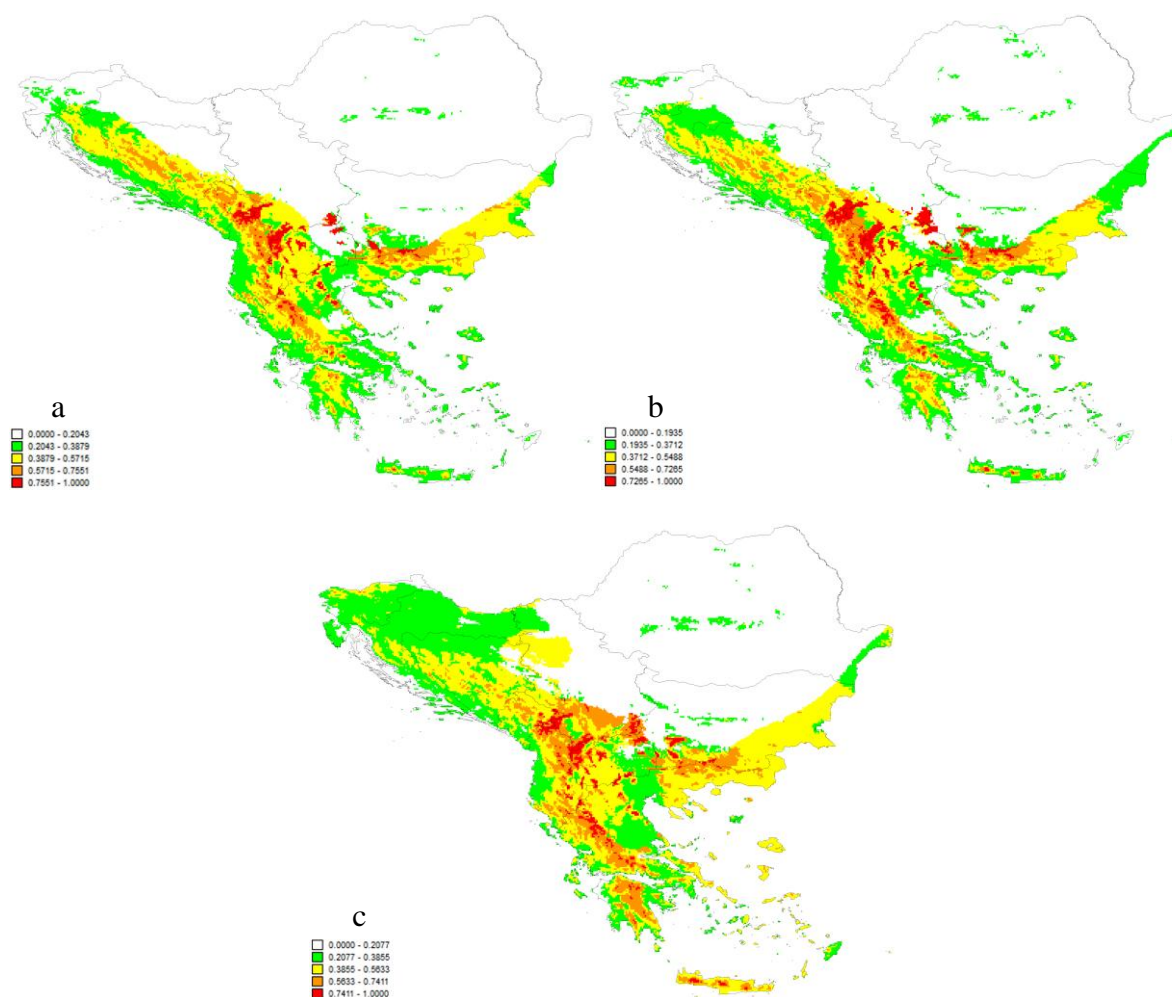
Modeli su pokazali da područja visokih Dinarskih planina, Alpski region u Sloveniji i planine koje se pružaju južnije ka Grčkoj poseduju najoptimalniju kombinaciju klimatskih faktora za opstanak ove vrste (Slika 16a). Prema budućoj predikciji, ista područja će biti pogodna, ali sa nešto manjim procentom značajnosti (Slika 16b, c).

Cheilosia melanura rubra Vujić, 1996

Rasprostranjena je na području Crne Gore, Srbije, Makedonije i Grčke, predstavlja južno-dinarski endem. Preferira umerene listopadne šume i mediteranske šume i žbunove. Jedinke su srednje veličine (10.0-12.5 mm), srednje izduženog oblika tela i sa kratkim dlakama. Lete u periodu od maja do jula, dobri su letači, lete u nivou krošnji. Imaju nisku toleranciju na ljudski uticaj, opstaju u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Podvrsta pripada četvrtoj funkcionalnoj grupi.

Ne postoje publikovani podaci o larvalnom razviću ove podvrste, ali se pretpostavlja da je larva fitofagna, netolerantna na plavljenje, da razviće traje 7-12 meseci i da je zastupljena jedna generacija godišnje, kao što je slučaj sa sestrinskom podvrstom *Cheilosia melanura* Becker, 1894.

Prema predikcijama za različite vremenske periode, južniji delovi JI Evrope predstavljaju najpogodnija područja za opstanak podvrste *Cheilosia melanura rubra* (Slika 17a, b, c).



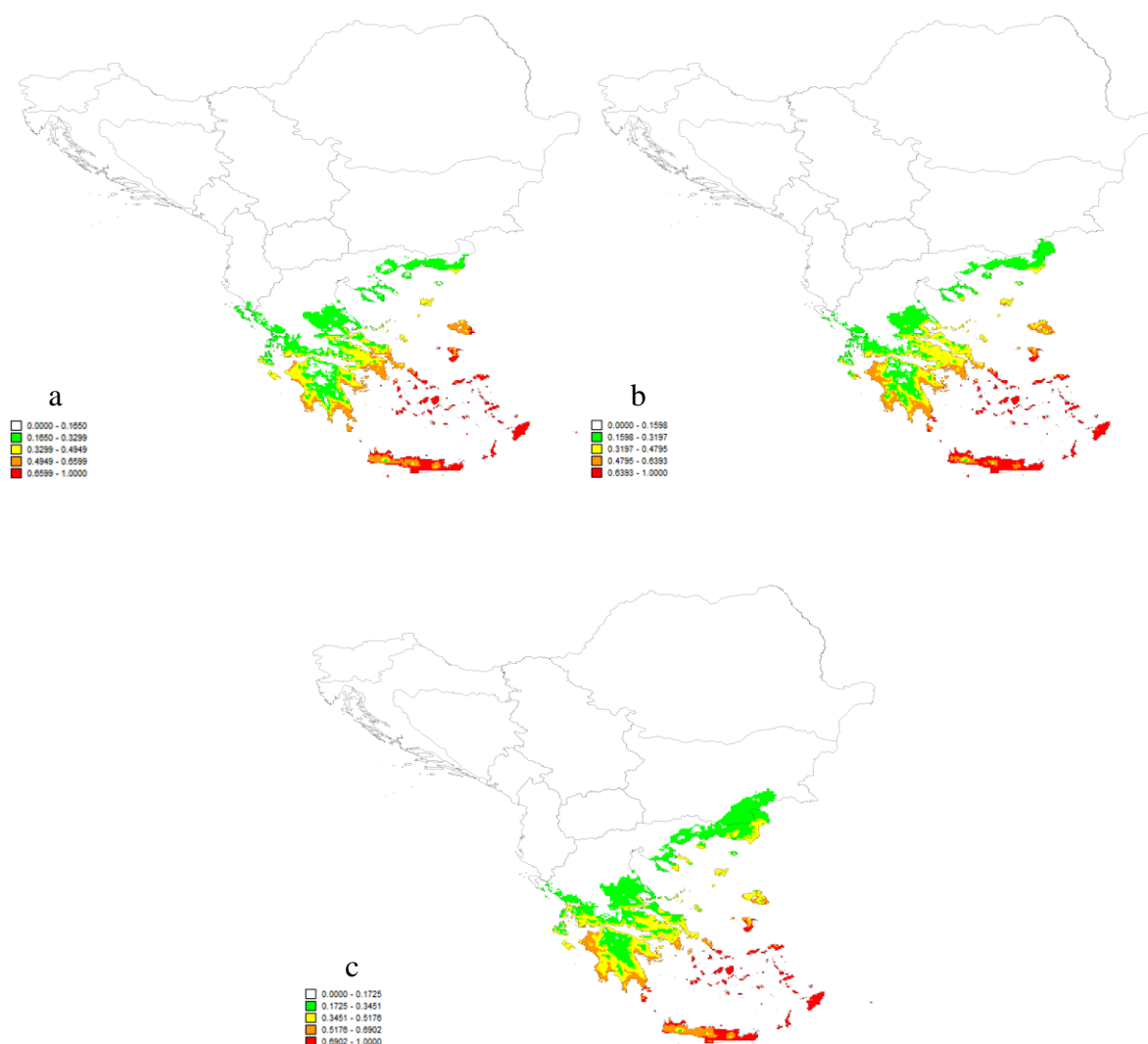
Slika 17. Mapa potencijalne distribucije podvrste *Cheilosia melanura rubra* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Cheilosia thessala Claussen et Ståhls, 2007

Vrsta je rasprostranjena u Grčkoj, predstavlja endem Mediterana. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Veličina jedinki je od 7.0-9.5 mm, srednje su veličine, srednje izduženog oblika tela su i sa kratkim dlakama. Lete tokom septembra i oktobra, dobri su letači, lete u visini krošnji. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larve su fitofagne, netolerantne na plavljenje. Razviće traje 7-12 meseci, zastupljena je jedna generacija godišnje (Speight i sar., 2015).

Područja istočno-egejskih ostrva su pokazana kao najpovoljnija tokom različitih vremenskih perioda za vrstu *Cheilosia thessala* (Slika 18a, b, c).



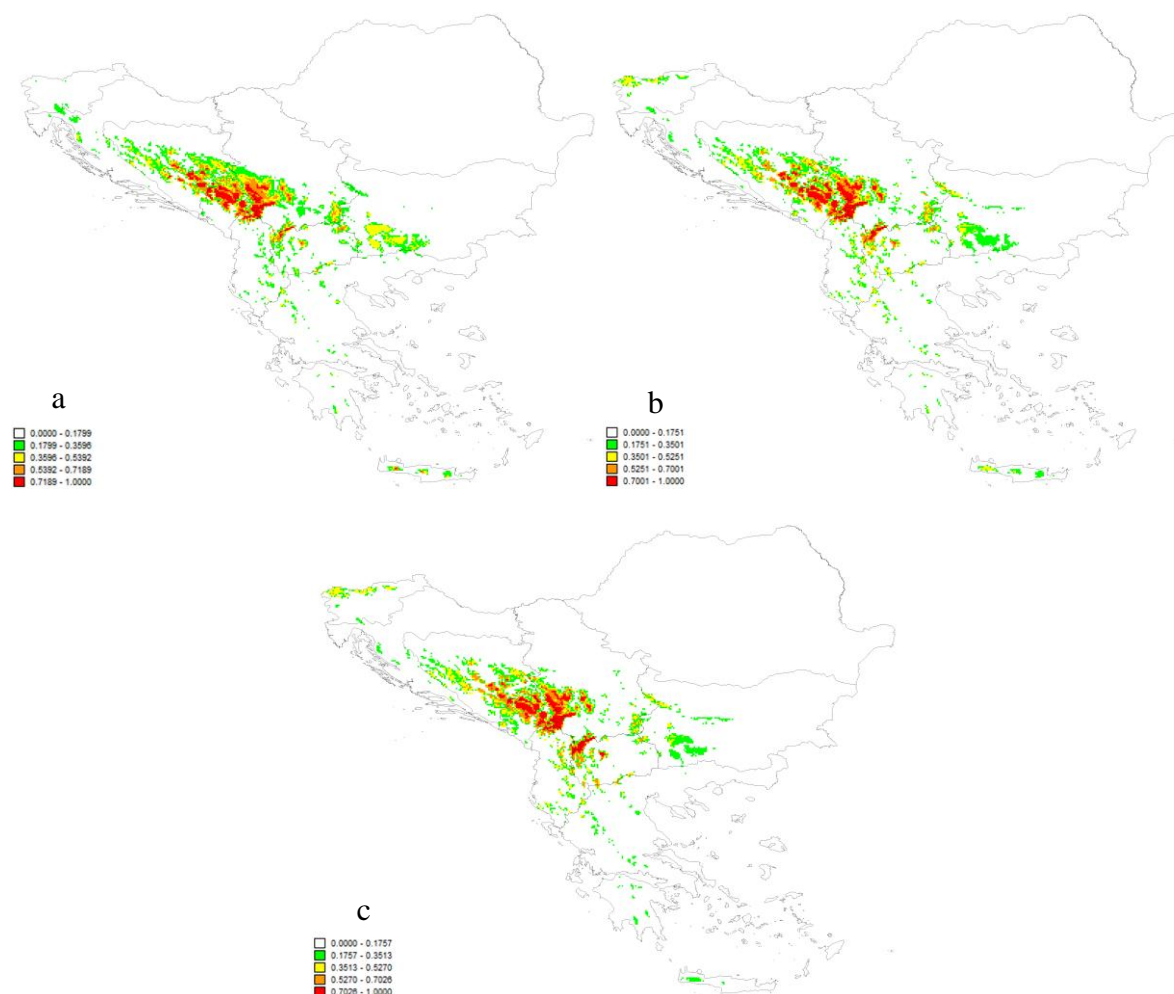
Slika 18. Mapa potencijalne distribucije vrste *Cheilosia thesalla* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Chrysotoxum montanum Nedeljković et Vujić, 2015

Na području JI Evrope, vrsta je zastupljena u Bosni i Hercegovini, Crnoj Gori, Srbiji, Makedoniji i Grčkoj. Preferira područja pod četinarskim šumama. Jedinke su robusne (15.0-17.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od maja do avgusta u visini krošnji, smatraju se dobrim letačima. Imaju nisku toleranciju na ljudski uticaj, mogu opstati u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada četvrtoj funkcionalnoj grupi.

Larve su zoofagne. Razviće traje 7-12 meseci, zastupljena je jedna generacija godišnje (Speight i sar., 2015). Larva se smatra netolerantnom na uslove plavljenja.

Dinarske planine u jugozapadnoj Srbiji i u Bosni i Hercegovini su se pokazale kao najpogodnija područja tokom različitih vremenskih perioda za opstanak vrste *Chrysotoxum montanum* (Slika 19a, b, c).



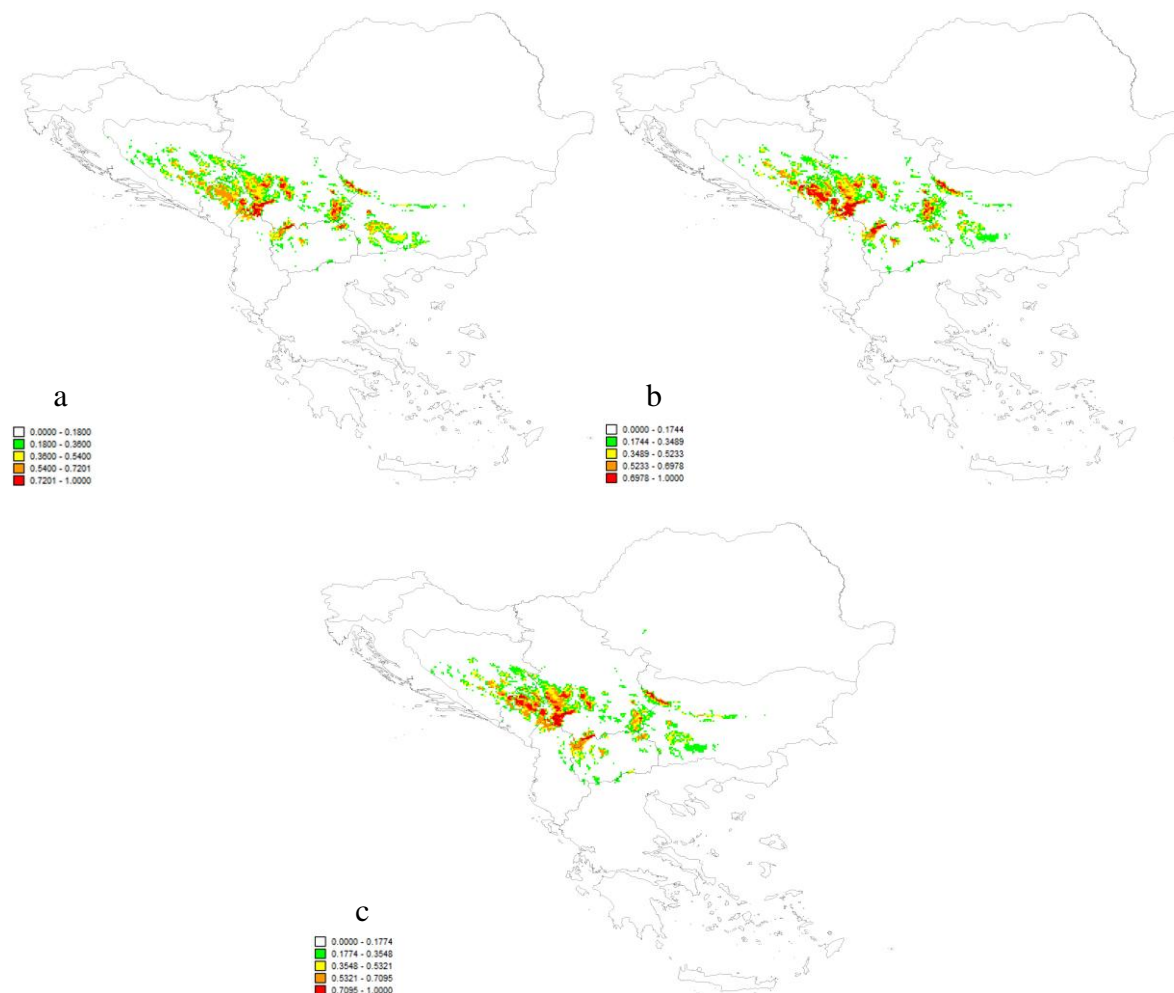
Slika 19. Mapa potencijalne distribucije vrste *Chrysotoxum montanum* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Chrysotoxum tomentosum Giglio-Tos, 1890

Vrsta je na Balkanu rasprostranjena na području Crne Gore i Srbije. Može se naći u umerenim listopadnim i u četinarskim šumama, kao i na visokoplaninskim staništima. Jedinke ove vrste su velike (15.0-17.0 mm), srednje izduženog oblika, sa kratkim dlakama. Lete od kraja maja do avgusta, dobri su letači, lete u visini krošnji. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je zoofagna (Speight i sar., 2015). Zastupljena je jedna generacija godišnje, larva se smatra netolerantnom na uslove plavljenja.

Tokom različitih vremenskih perioda, Dinarske planine u Srbiji i krajnji istočni deo Balkanskih planina u Srbiji su predviđene kao najpovoljnije regije za ovu vrstu (Slika 20a, b, c).



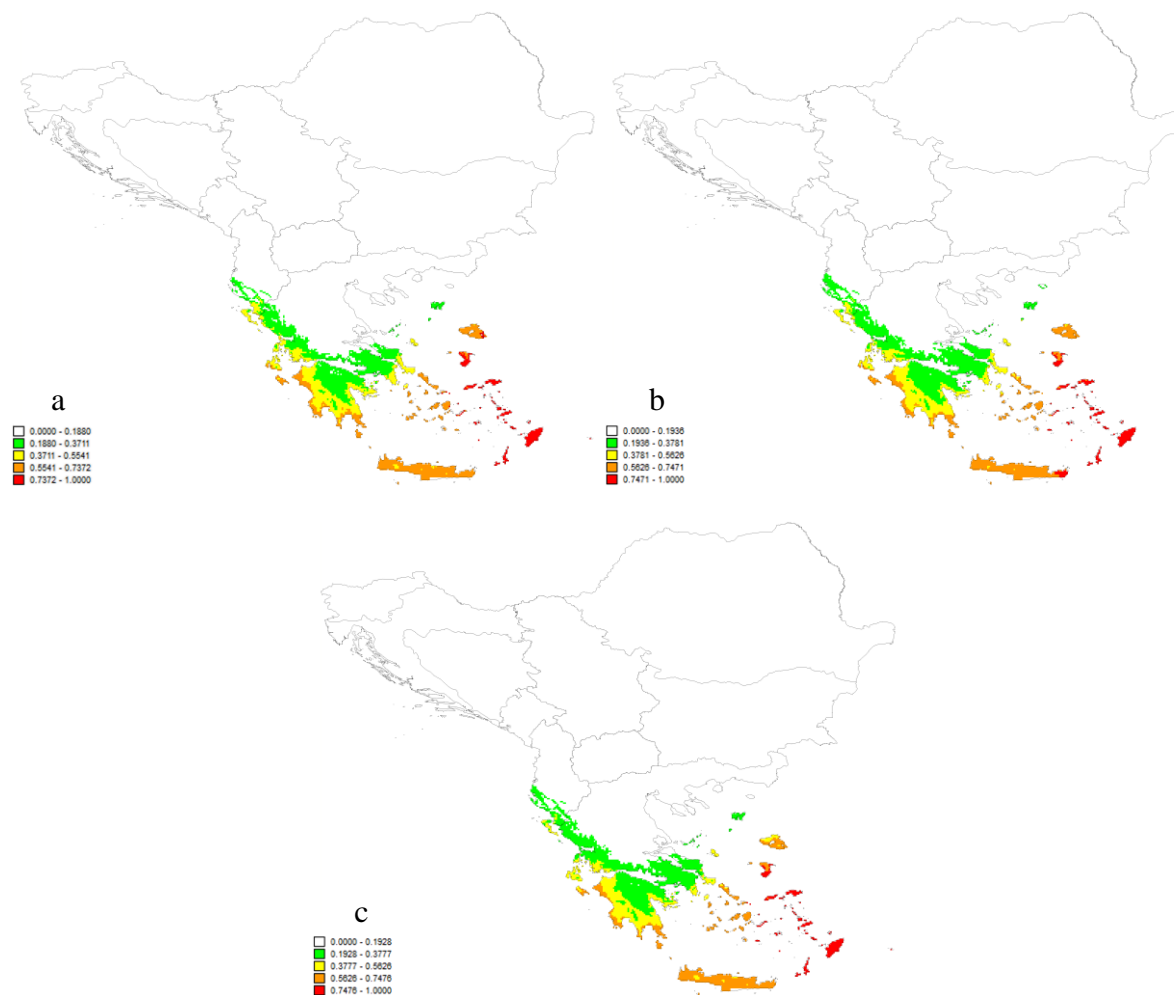
Slika 20. Mapa potencijalne distribucije vrste *Chrysotoxum tomentosum* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Eumerus armatus Ricarte et Rotheray, 2012

Vrsta je poznata samo iz Grčke, predstavlja egejski endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Veličina jedinki je srednja (8.0 mm), srednje izduženog su oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do jula. Lete blizu tla, u vegetaciji. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larve ove vrste su fitofagne, mogu se naći u lukovicama biljaka (Speight i sar., 2015). Javlja se jedna generacija godišnje, larva se smatra netolerantnom na uslove plavljenja.

Istočno-egejska ostrva predstavljaju najpovoljnije područje za vrstu *Eumerus armatus* tokom različitih vremenskih perioda (Slika 21a, b, c).



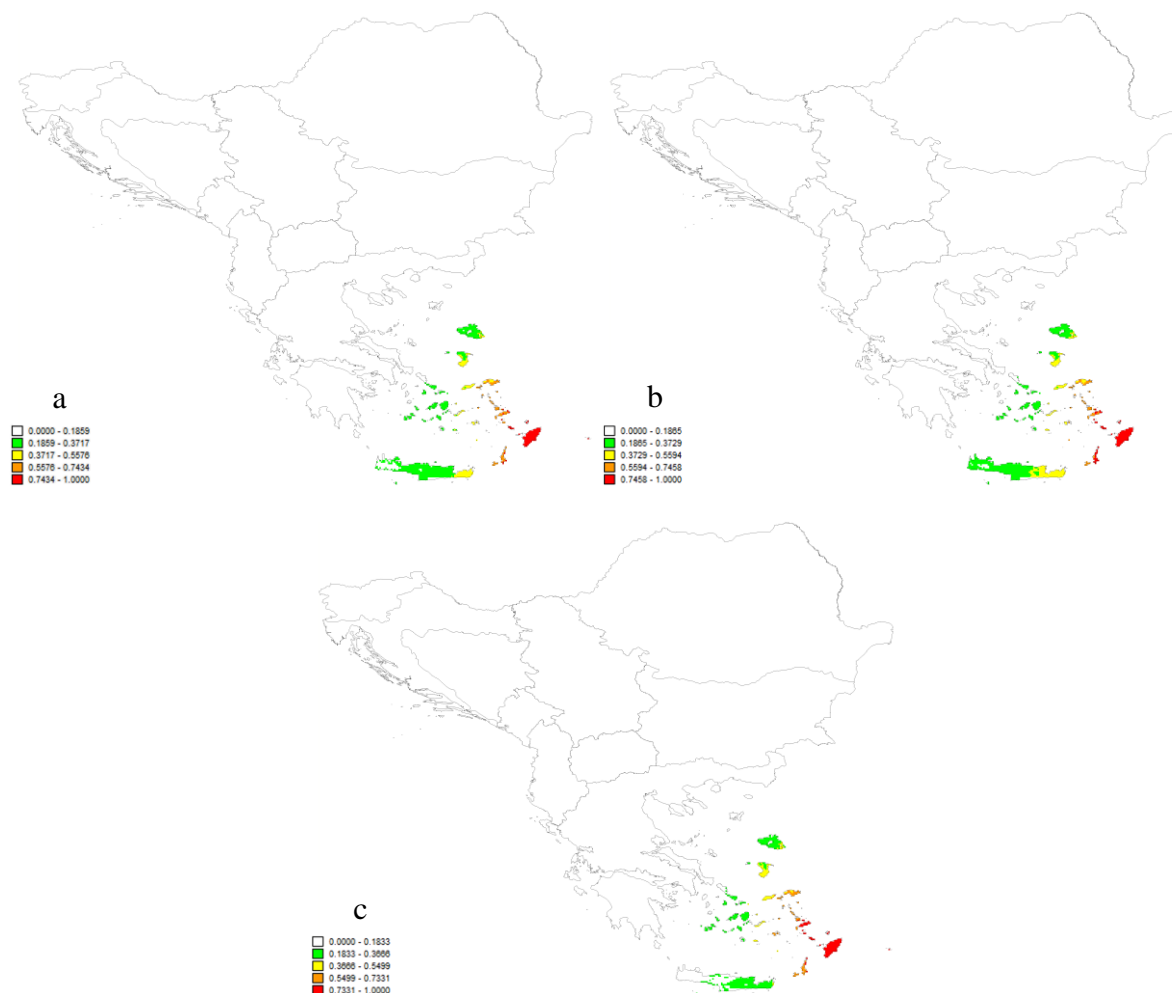
Slika 21. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus armatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

***Eumerus aurofinis* Grković, Vujić et Radenković, 2015**

Na teritoriji JI Evrope, vrsta je zabeležena u Grčkoj. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Srednje je veličine (9.0-11.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Leti tokom maja i juna, u blizini tla. Vrsta ima nisku toleranciju na ljudski uticaj, može se naći u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta iz roda *Eumerus*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, dužina trajanja larvalnog razvića je 7-12 meseci, a tolerancija larvi na uslove plavljenja nije razvijena.

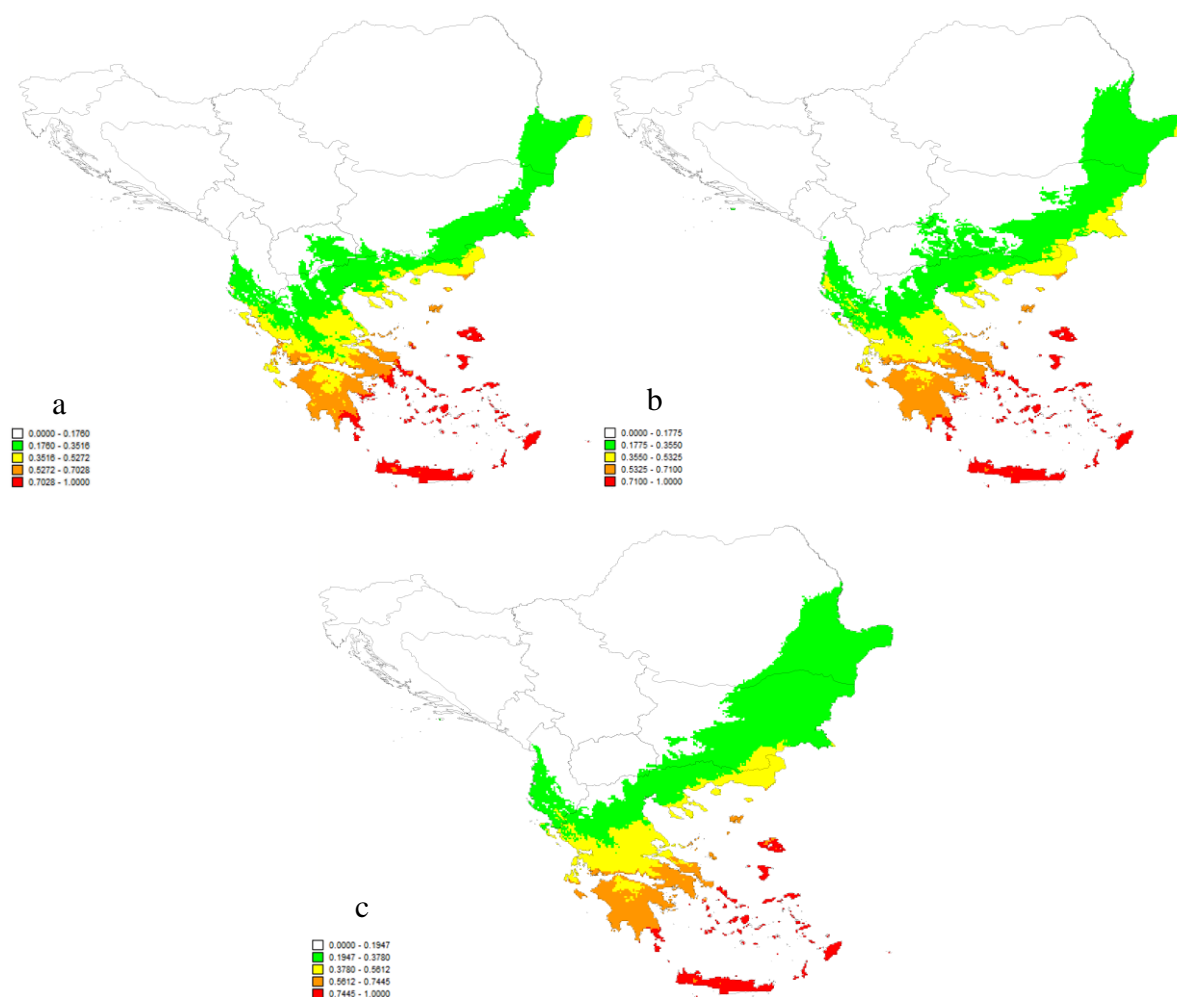
Rodos i par okolnih manjih ostrva predstavljaju najpovoljnije područje za vrstu *Eumerus aurofinis* kroz različite vremenske periode (Slika 22a, b, c).



Slika 22. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus aurofinis* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu

Eumerus claripennis Coe, 1957

Vrsta je zabeležena u Grčkoj i Makedoniji, endem je JI Evrope. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su male (6.0 mm), srednje izdužene, sa kratkim dlakama. Lete tokom maja i juna (sa jednim nalazom iz septembra), u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, opstaju u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.



Slika 23. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus claripennis* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

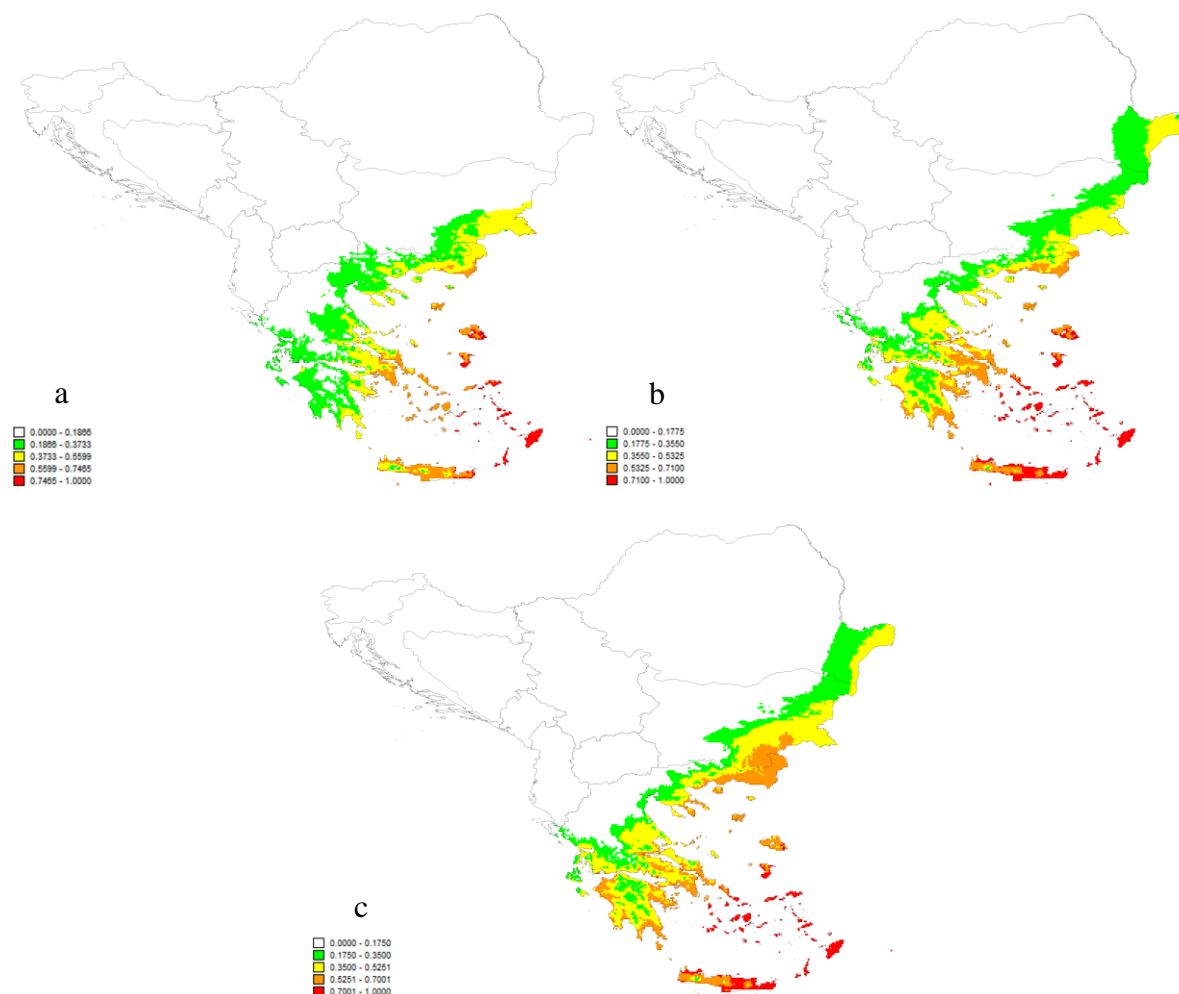
Larva je fitofagna (Speight i sar., 2015), može se naći u lukovicama biljaka. Javlja se jedna generacija godišnje, larvalno razviće traje 7-12 meseci, a larva se smatra netolerantnom na uslove plavljenja.

Južni delovi Peloponeza i većina egejskih ostrva su označena kao značajna za opstanak vrste *Eumerus claripennis* tokom različitih vremenskih perioda (Slika 23a, b, c).

Eumerus lucidus Loew, 1848

Na području JI Evrope, vrsta je zabeležena u Grčkoj. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje dužine (7.0 mm), srednje izdužene, sa kratkim dlakama. Lete od maja do avgusta i u novembru, u vegetaciji. Tolerancija na ljudski

uticaj je srednje razvijena, mogu naseljavati staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.



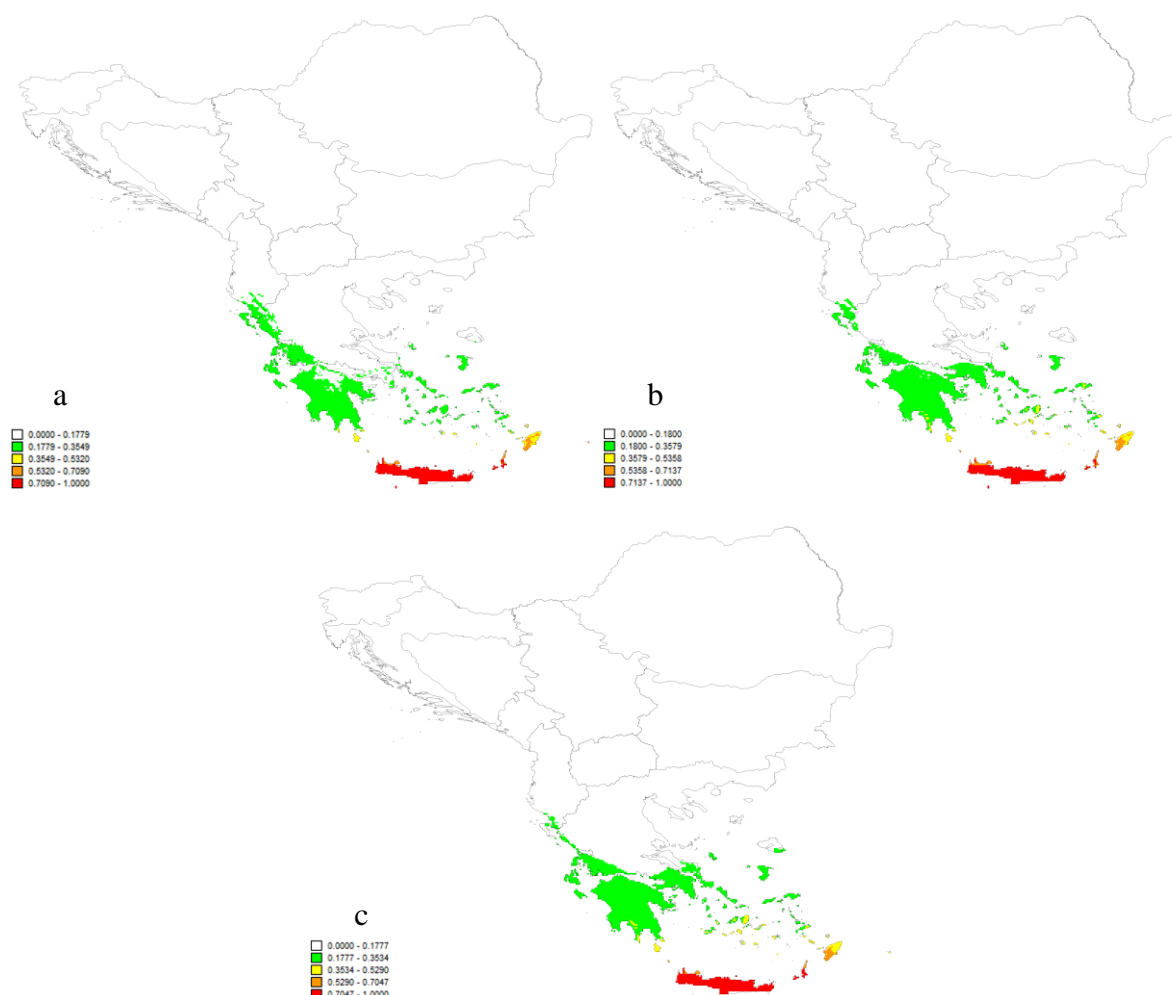
Slika 24. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus lucidus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Larva je fitofagna, nalazi se u lukovicama biljaka. Razviće traje 7-12 meseci, zastupljene su dve generacije godišnje, a larva ne toleriše uslove plavljenja (Speight i sar., 2015).

Prema modelima za različite vremenske periode, istočno egejska ostrva su najpovoljnije područje za vrstu *Eumerus lucidus*, s tim što se tokom vremena povoljno područje na ostrvu Krit povećava (Slika 24a, b, c).

Eumerus minotaurus Claussen et Lucas, 1988

Vrsta je zabeležena na području Grčke i Crne Gore, predstavlja jugoistočno-evropski endem. Preferira mediteranske šume i žbunove. Jedinke su srednje veličine (9.0-10.0 mm), srednje izdužene, sa kratkim dlakama.



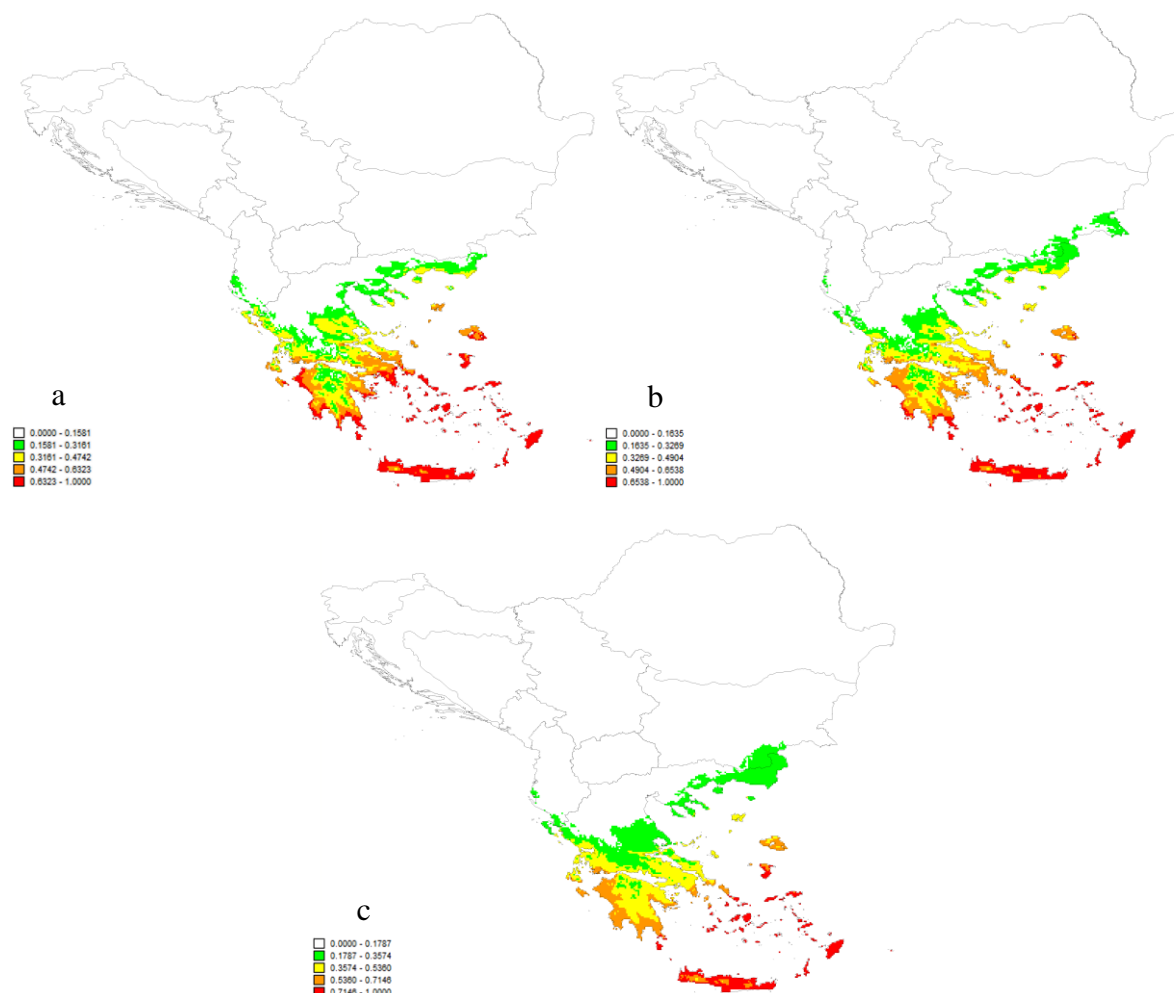
Slika 25. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus minotaurus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Lete od kraja marta do maja, blizu tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larve ove vrste su fitofagne, razvijaju se u lukovicama. Razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje, a larve nisu tolerantne na uslove plavljenja (Speight i sar., 2015).

Ostrvo Krit je označeno kao najpovoljnije područje za vrstu *Eumerus minotaurus* tokom svih analiziranih vremenskih perioda (Slika 25a, b, c).

Eumerus niveitibia Becker, 1921



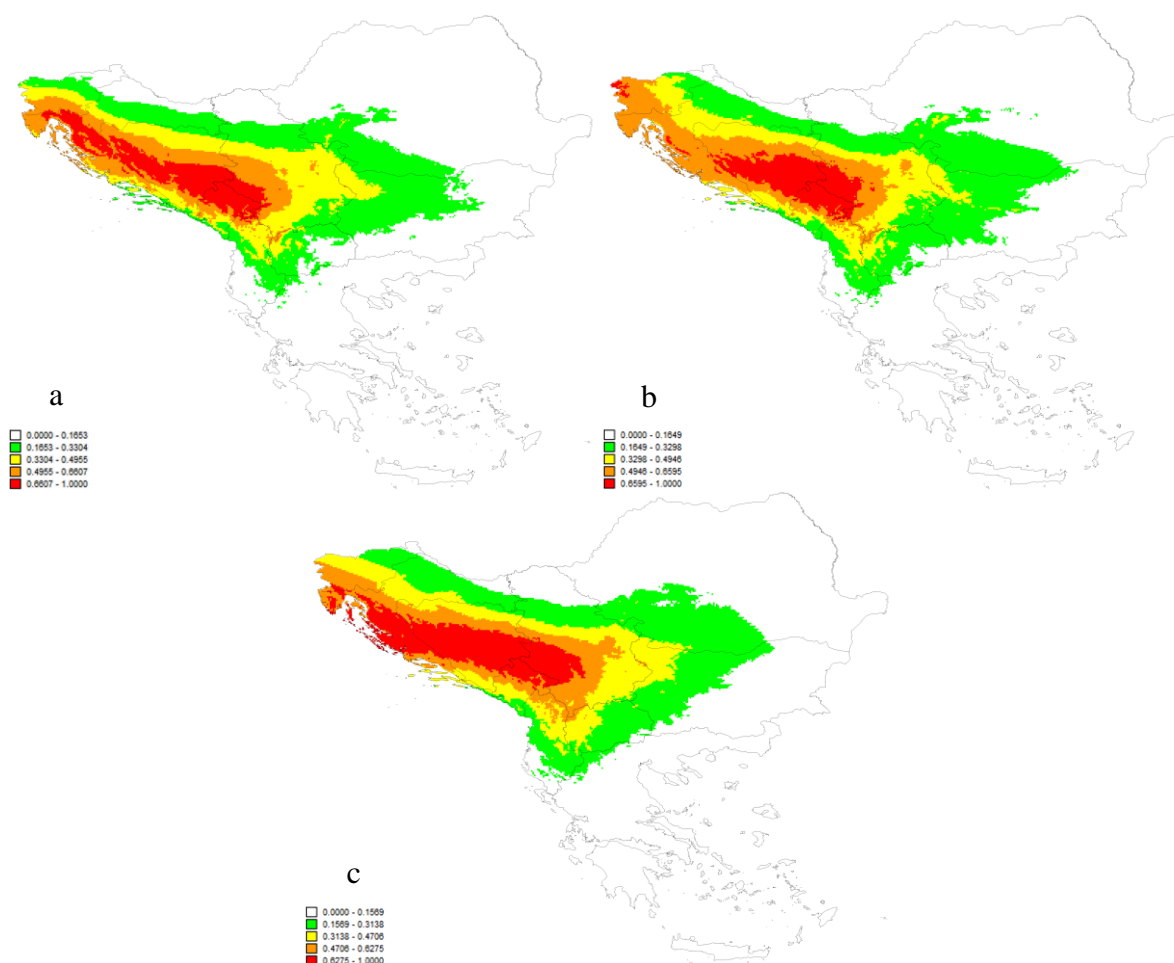
Slika 26. Mapa potencijalne distribucije vrste *Eumerus niveitibia* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Vrsta je zabeležena na teritoriji Grčke, jonsko-egejski je endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (10.0 mm), srednje izdužene, sa kratkim dlakama. Lete od maja do jula, blizu tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama (Speight i sar., 2015). Javlja se jedna generacija godišnje, a dužina trajanja larvalnog razvića i sposobnost tolerancije na plavljenje nisu poznati.

Sadašnja predikcija je pokazala da su najpovoljnija područja za ovu vrstu egejska ostrva i obodni delovi Peloponeza (Slika 26a), dok će prema budućoj predikciji deo Peloponeza i dalje biti povoljan, ali u nešto manjoj meri (Slika 26b, c).

Merodon aerarius Rondani, 1857



Slika 27. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon aerarius* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Na području JI Evrope, ova vrsta je rasprostranjena u Bosni i Hercegovini, Bugarskoj, Hrvatskoj, Crnoj Gori, Srbiji i Rumuniji. Preferira područja umerenih listopadnih i mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (7.0-10.0 mm), srednje izdužene, sa kratkim dlakama. Lete blizu tla, u periodu od jula do septembra. Tolerancija na

ljudski uticaj je srednje razvijena, jedinke naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama (Speight i sar., 2015). Larvalno razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje, a larve nisu tolerantne na plavljenje.

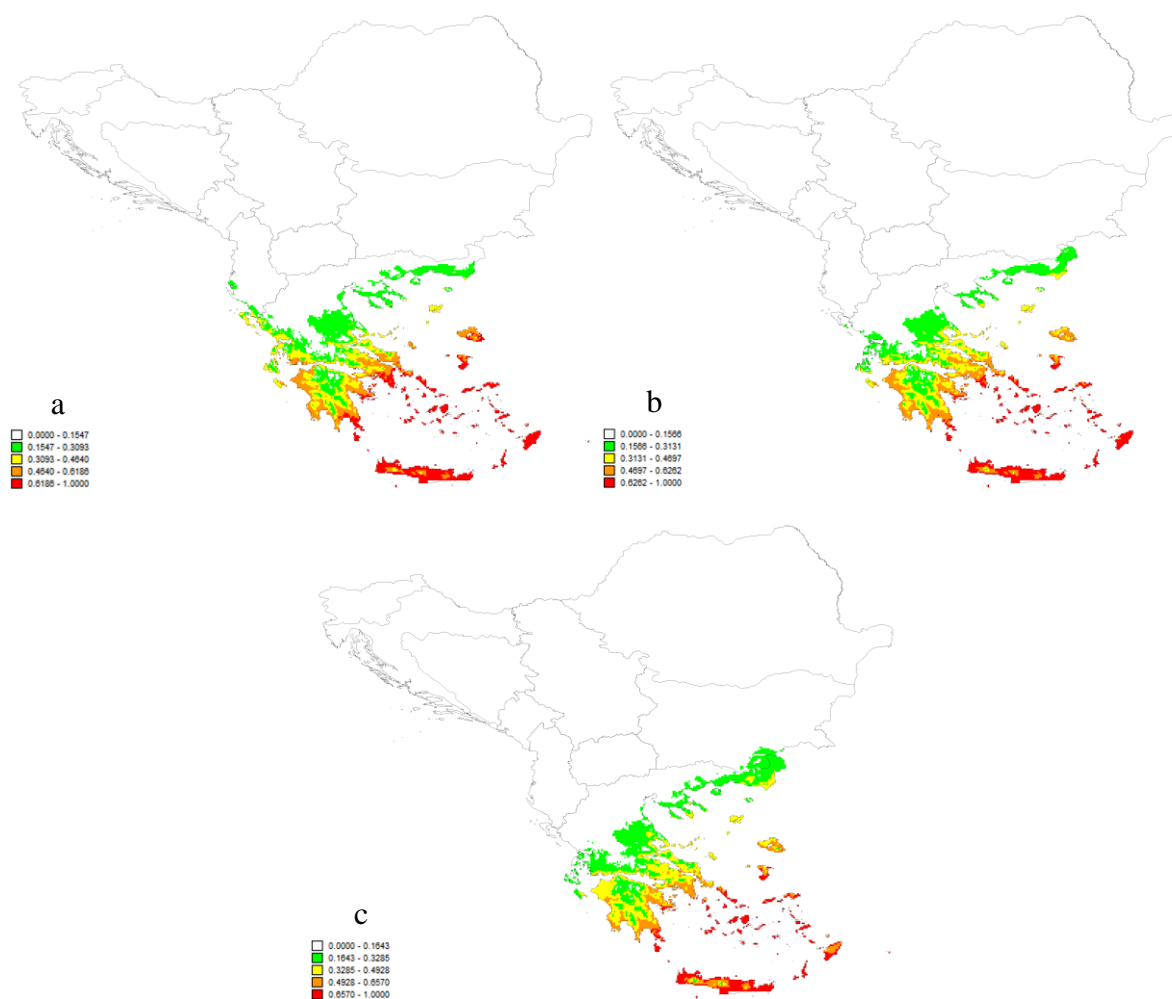
Najpovoljnija područja prema sadašnjoj predikciji se podudaraju sa pravcem pružanja Dinarskih planina u Srbiji, Bosni i Hercegovini i Hrvatskoj (Slika 27a). U periodu 2041-2060, predviđeno je da deo područja u Hrvatskoj ima nešto snižen procenat povoljnosti staništa (Slika 27b), dok će u periodu 2061-2080 i ovaj region ponovo predstavljati jedno od najpovoljnijih staništa za opstanak vrste *Merodon aerarius* (Slika 27c).

***Merodon albifasciatus* Macquart, 1842**

Vrsta je rasprostranjena na području Grčke, predstavlja jugoistočno evropski endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (10.0-11.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do maja i od septembra do oktobra, u blizini tla i u visini drveća. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta iz roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javljaju se dve generacije godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Egejska ostrva i istočni delovi obalske zone Peloponeza su označeni kao najpovoljniji regioni u svim klimatskim modelima za vrstu *Merodon albifasciatus* (Slika 28a, b, c).



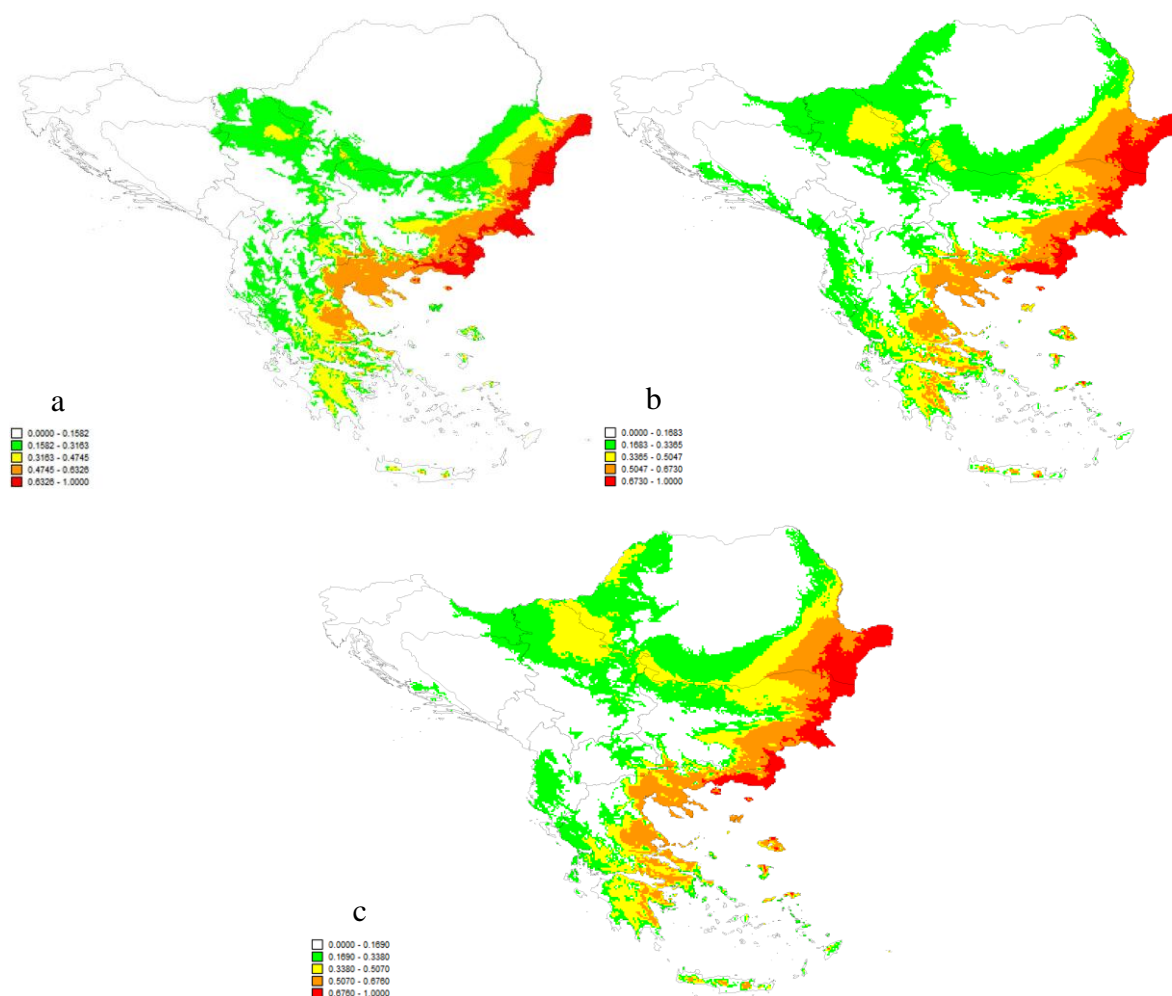
Slika 28. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon albifasciatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon ambiguus Bradescu, 1986

Vrsta je rasprostranjena na teritoriji Bugarske, Grčke, Rumunije i Srbije, predstavlja istočno-balkanski endem. Preferira područja umerenih listopadnih šuma. Jedinke su srednje veličine (9.0-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od avgusta do oktobra, u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, opstaju u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama, razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje. Larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).

Za krajnje istočne delove Balkanskog poluostrva (u Rumuniji i Bugarskoj) je predviđeno da predstavljaju najpovoljnija područja za ovu vrstu tokom različitih vremenskih perioda (Slika 29a, b, c).



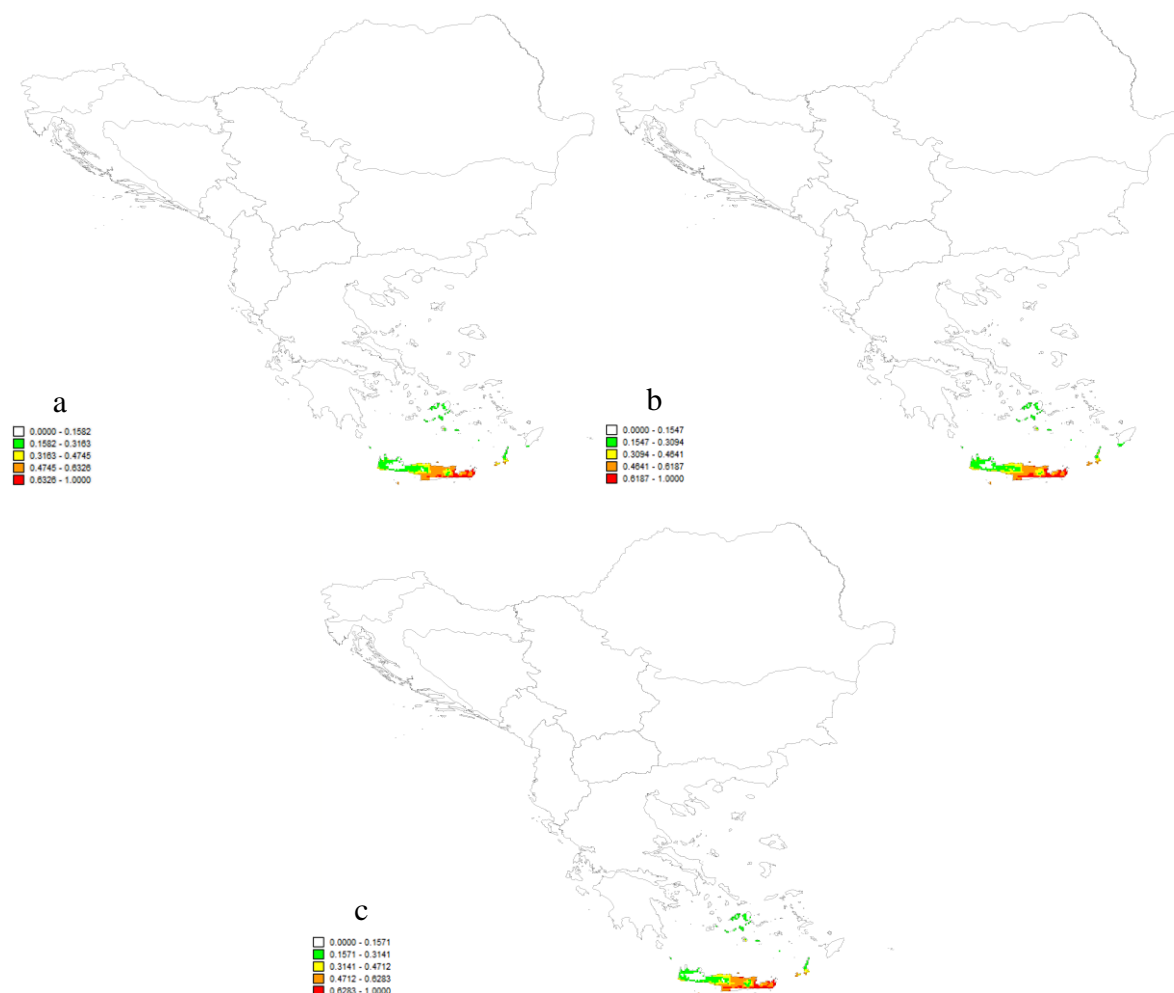
Slika 29. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon ambiguus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon atricapillatus in litt.

Vrsta je zastupljena samo na području Grčke, smatra se lokalnim endemom ostrva Krit. Zastupljena je u regiji mediteranskih četinarskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (oko 7.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od marta do aprila, u blizini tla. Imaju nisku toleranciju na ljudski uticaj, mogu opstati u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Za vrstu *Merodon atricapillatus* su u svim modelima istočni delovi ostrva Krit označeni kao područja najpovoljnija za opstanak vrste (Slika 30a, b, c).



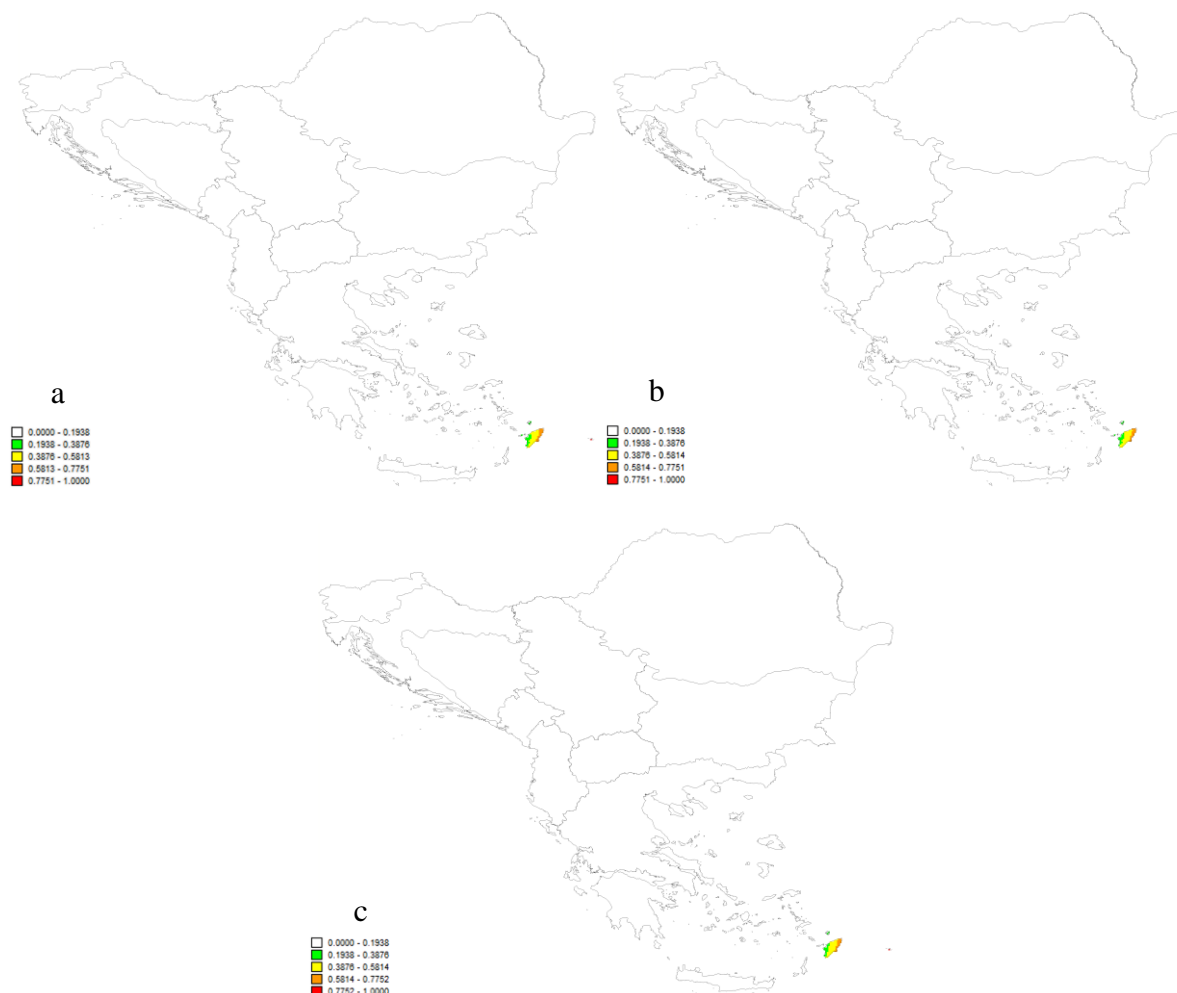
Slika 30. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon atricapillatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon caerulescens Loew, 1869

Vrsta je zastupljena samo u Grčkoj, lokalni je endem ostrva Rodos. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (10.0-10.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od februara do aprila, u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, mogu opstati u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama (Speight i sar., 2015). Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Prema svim modelima, povoljno područje za ovu vrstu je ograničeno samo na deo ostrva Rodos (Slika 31a, b, c).

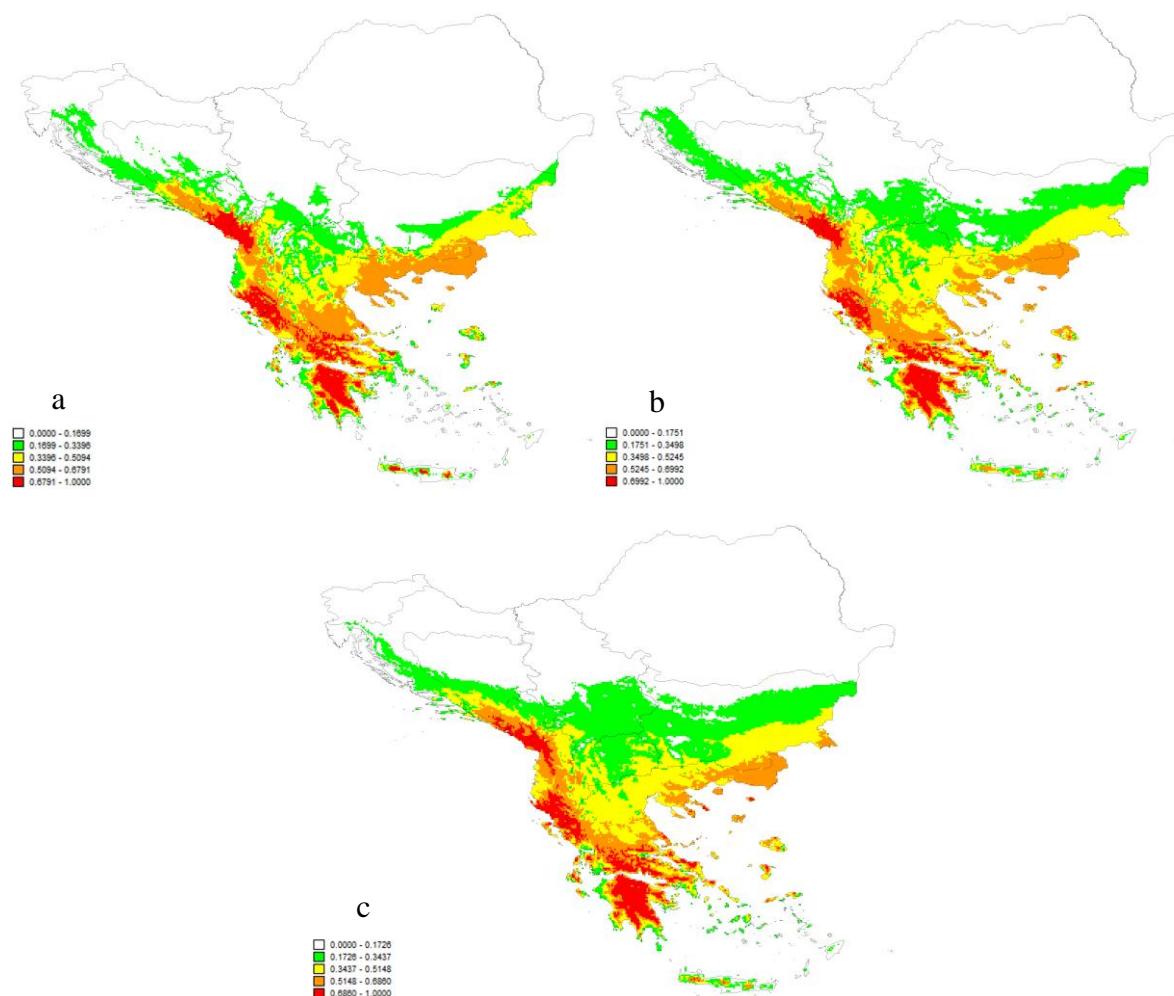


Slika 31. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon caerulescens* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon callidus in litt.

Vrsta je rasprostranjena na području Srbije, Bosne i Hercegovine, Crne Gore, Makedonije i Grčke. Predstavlja južno-balkanski endem. Zastupljena je u mediteranskim šumama. Jedinke su srednje veličine (7.0-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od februara do juna, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.



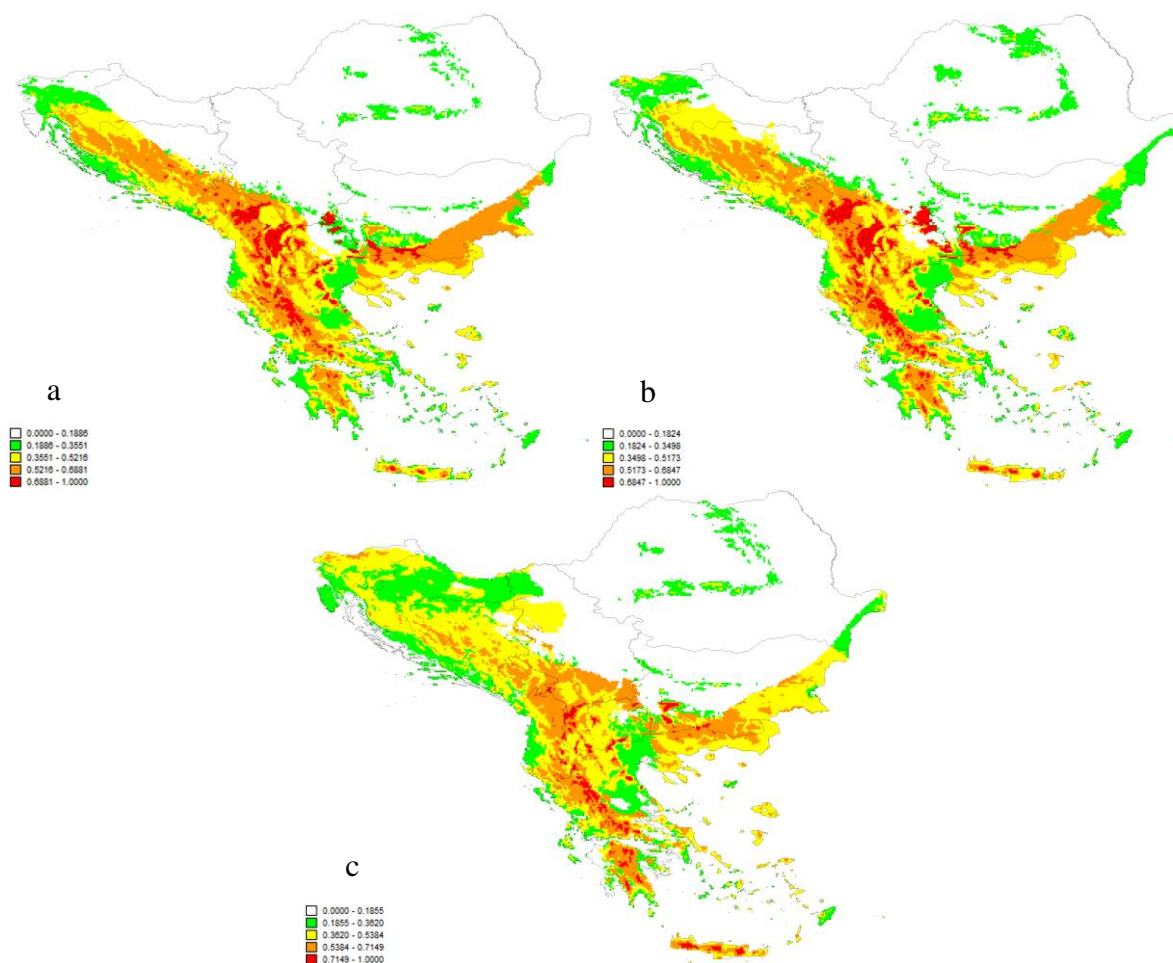
Slika 32. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon callidus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Obalska zona u Crnoj Gori, Albaniji i kontinentalnoj Grčkoj, kao i veći deo Peloponeza su predviđeni kao najpovoljnija područja za opstanak ove vrste tokom različitih vremenskih perioda (Slika 32a, b, c).

Merodon chalybeatus Sack, 1913

Na području JI Evrope, ova vrsta je distribuirana na teritoriji Hrvatske, Makedonije, Grčke, Crne Gore, Rumunije, Slovenije, i Srbije. Preferira umerene listopadne i mediteranske šume. Jedinke su srednje veličine (10.0-10.5 mm), srednje izduženog oblika

tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od jula do septembra, u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.



Slika 33. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon chalybeatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

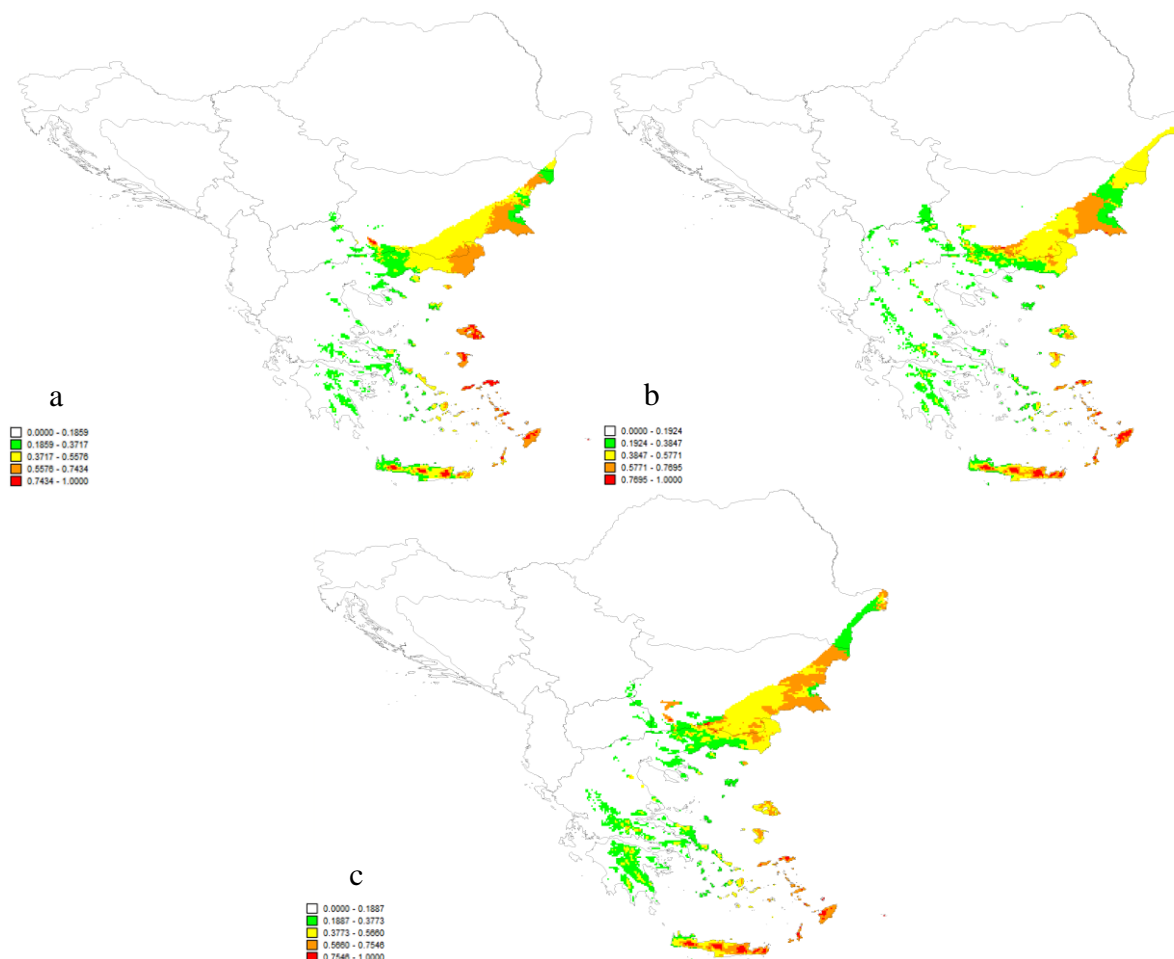
Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama, razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje. Larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).

Planinske zone u većem delu južnog Balkana su tokom različitih vremenskih perioda označene kao povoljna područja za ovu vrstu (Slika 33a, b, c).

***Merodon chrysotrichos* in litt.**

Vrsta je rasprostranjena na području Grčke, predstavlja jugoistočno-evropski endem. Preferira umerene listopadne i mediteranske šume. Jedinke su srednje do velike (10.5-13.0

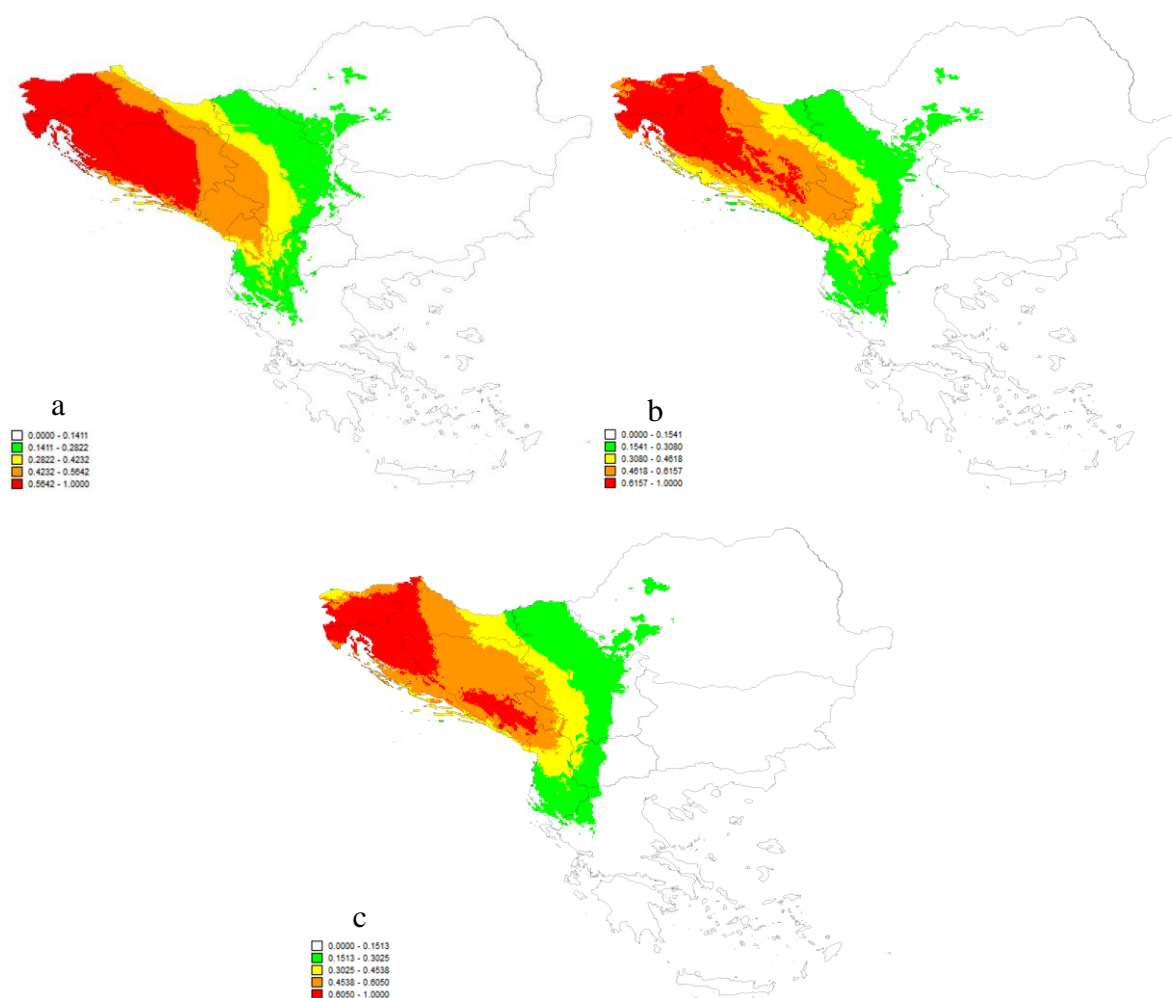
mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do jula, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.



Slika 34. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon chrysotrichos* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, nije poznata dužina trajanja razvića, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Modeli su pokazali da se tokom različitih vremenskih perioda najpovoljnija područja za ovu vrstu nalaze na istočno-egejskim ostrvima, s tim što će određena ostrva u budućnosti pokazivati nešto manji procenat pogodnosti u odnosu na sadašnjost (Slika 34a, b, c).

Merodon constans (Rossi, 1794)

Slika 35. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon constans* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Na području Balkanskog poluostrva vrsta je zastupljena u Sloveniji, Hrvatskoj, Bosni i Hercegovini, Crnoj Gori, Srbiji i Makedoniji. Preferira umerene listopadne i četinarske šume. Jedinke su srednje veličine (10.0-12.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od juna do oktobra, kako u visini drveća, tako i blizu tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama, razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje. Larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).

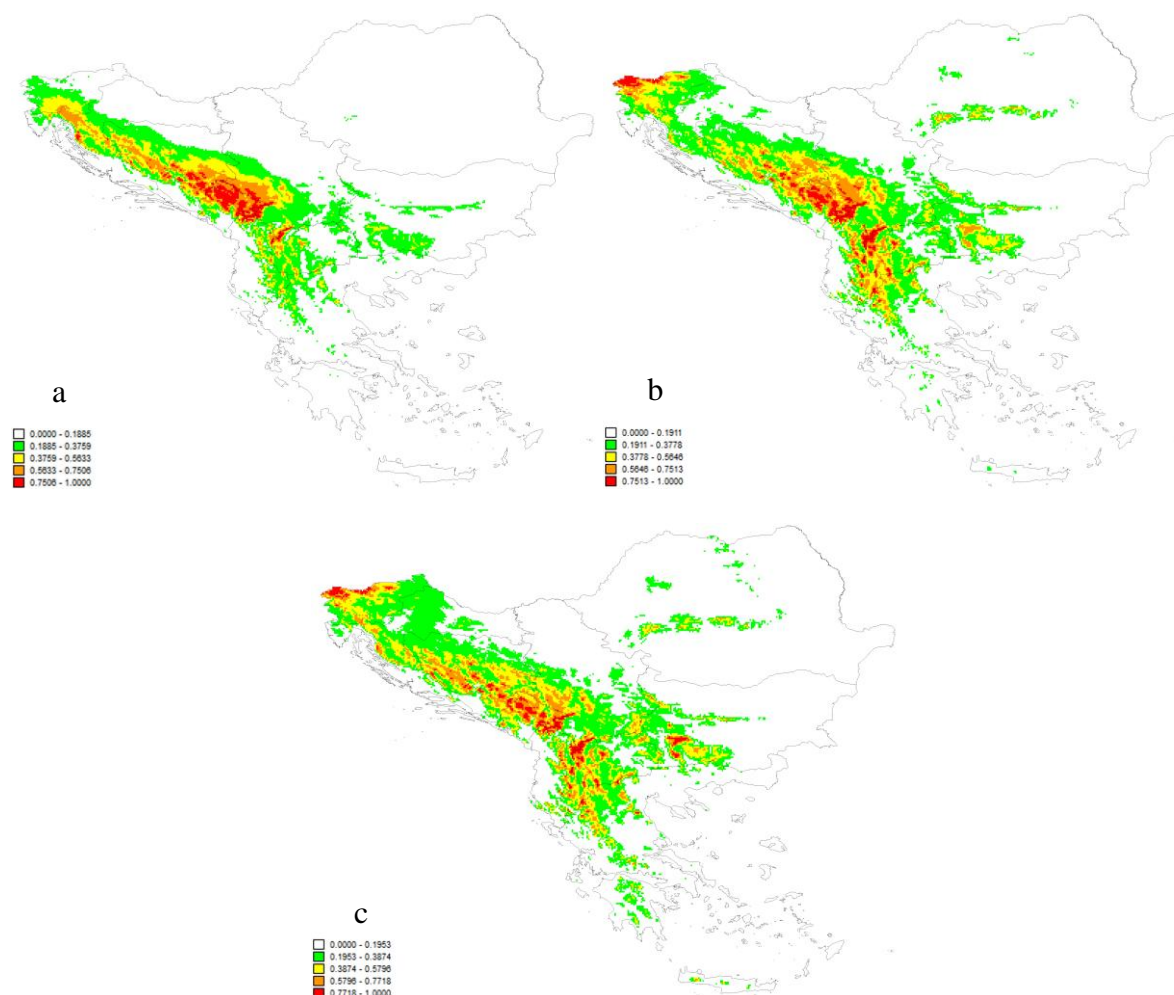
Povoljno područje za ovu vrstu u sadašnjosti obuhvata veći deo Slovenije, Hrvatske i Bosne i Hercegovine (Slika 35a). Međutim, prema budućim predikcijama, vrsta će izgubiti

deo svog areala u ovim područjima, dok će se povoljni uslovi stvoriti u zoni Dinarskih planina u Crnoj Gori (Slika 35b, c)

Merodon desuturinus Vujić, Šimić et Radenković, 1995

Vrsta je zastupljena na području Srbije i Crne Gore, predstavlja oromediteranski endem. Preferira visokoplaninska staništa i četinarske šume. Jedinke su srednje veličine (7.5-9.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom maja i juna, u blizini tla. Imaju nisku toleranciju na ljudski uticaj, opstaju u prirodnim i blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama, razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje. Larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).

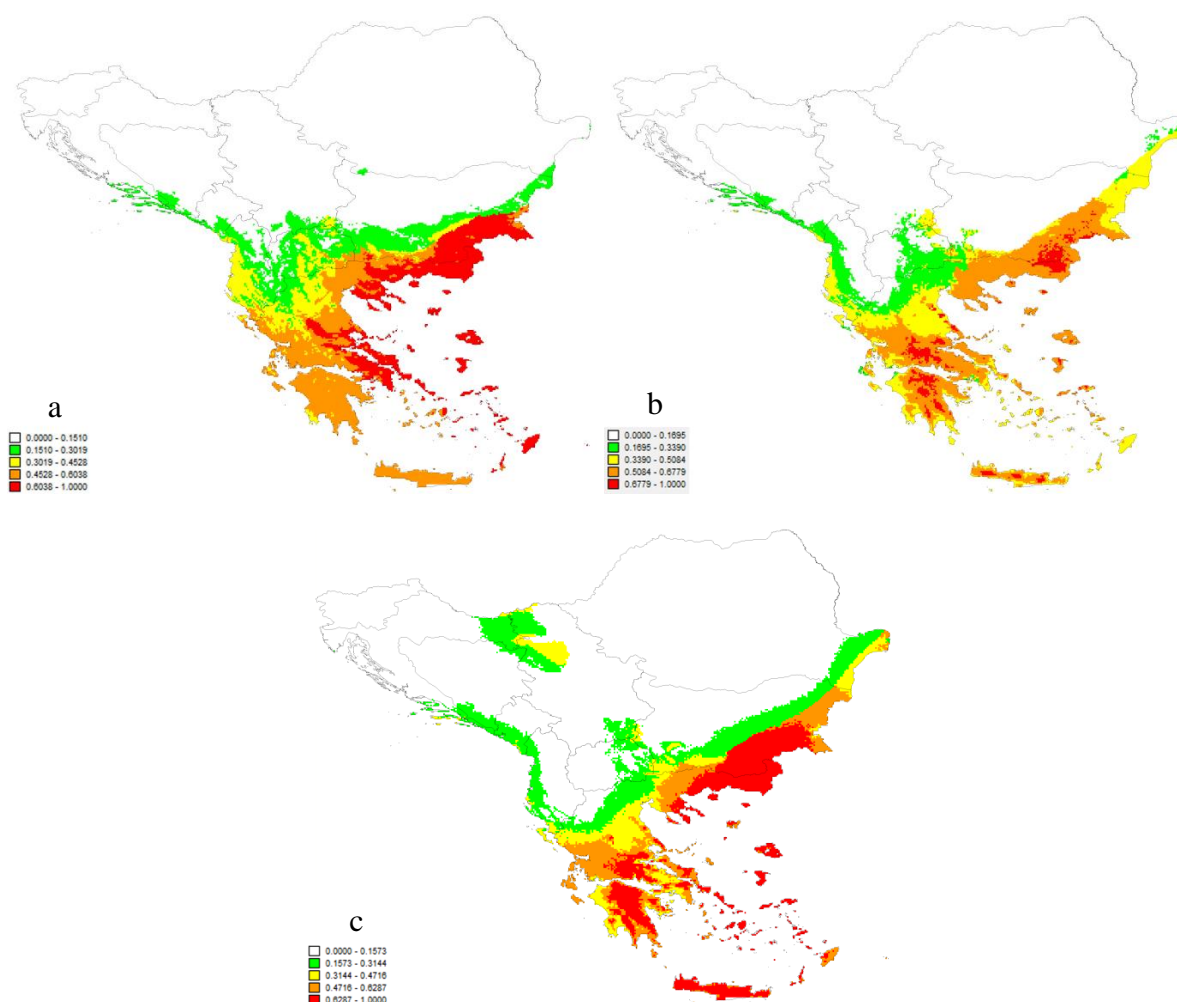


Slika 36. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon desuturinus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Primarno povoljno područje za ovu vrstu u sadašnjosti se nalazi u planinskoj zoni Crne Gore (Slika 36a), dok je predviđeno da će se u budućnosti povoljni uslovi proširiti duž većeg dela Dinarskog planinskog masiva, kao i u području Alpa i Sloveniji (Slika 36b, c).

Merodon euri in litt.

Vrsta je zastupljena u Crnoj Gori, Srbiji, Bugarskoj i Grčkoj, predstavlja balkanski endem. Preferira područja mediteranskih šuma. Jedinke su male do srednje veličine (6.0-8.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u aprilu i od avgusta do oktobra, u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

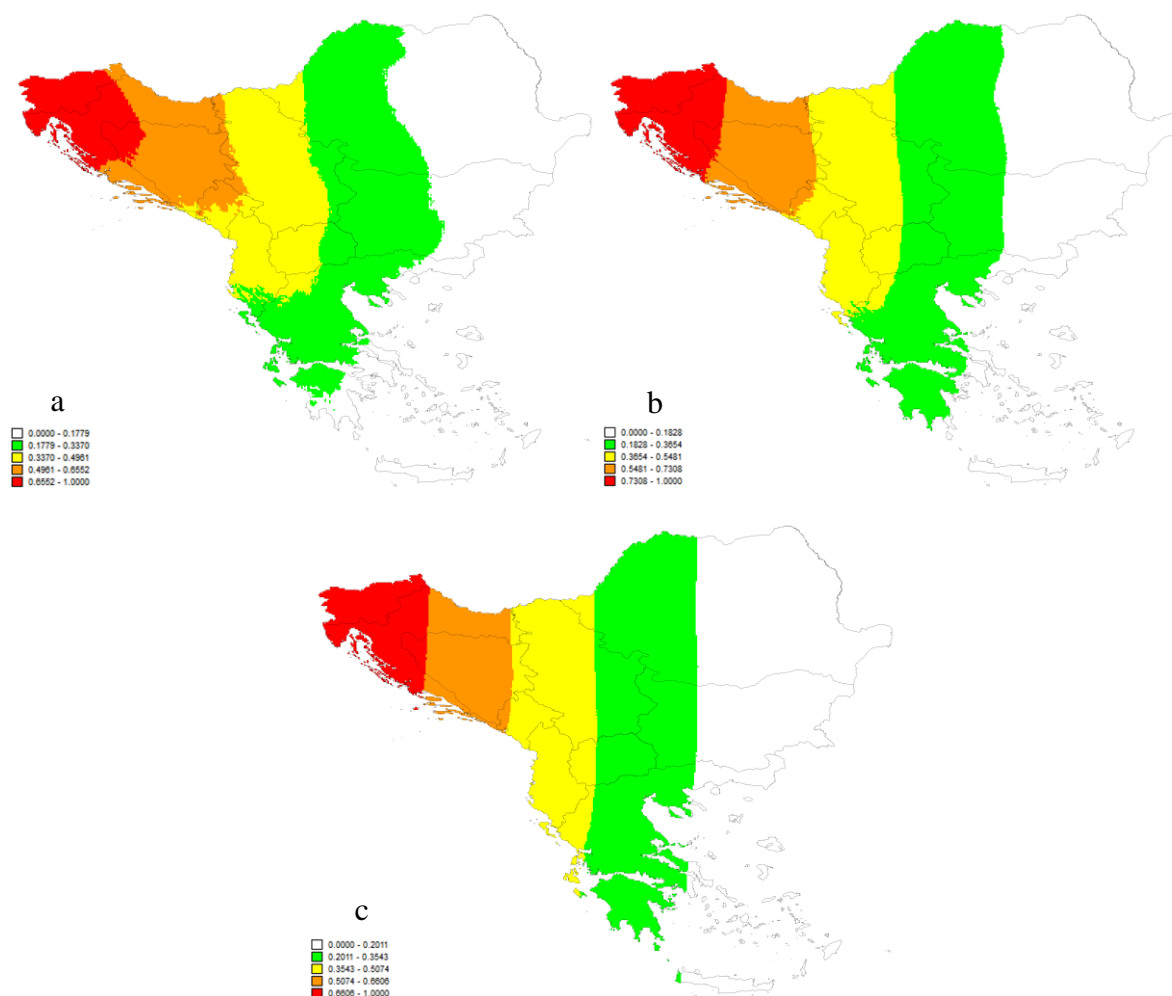


Slika 37. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon euri* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javljaju se dve generacije godišnje, nije poznata dužina trajanja razvića, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Prema sadašnjoj predikciji, južni delovi Bugarske, istočni deo kontinentalne Grčke i istočno-egejska ostrva predstavljaju najpovoljnija područja za vrstu *Merodon euri* (Slika 37a). U budućnosti, deo ovih područja će postati manje povoljan, ali će zato centralni delovi Peloponeza imati odgovarajuću kombinaciju klimatskih faktora za opstanak ove vrste (Slika 37b). U periodu 2061-2080, povoljna područja će se dodatno proširiti na veći deo južne Bugarske, jugoistočne Grčke i egejskih ostrva (Slika 37c).

Merodon haemorrhoidalis Sack, 1913



Slika 38. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon haemorrhoidalis* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Na području jugoistočne Evrope, vrsta je zabeležena u Hrvatskoj, Makedoniji, Crnoj Gori, Srbiji i Sloveniji. Preferira područja umerenih listopadnih šuma. Jedinke su robusne (13.0-13.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od maja do jula blizu tla, ali i u nivou krošnji. Kod ovih vrsta tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama (Speight i sar., 2015). Javlja se jedna generacija godišnje, a larve se smatraju netolerantnim na plavljenje.

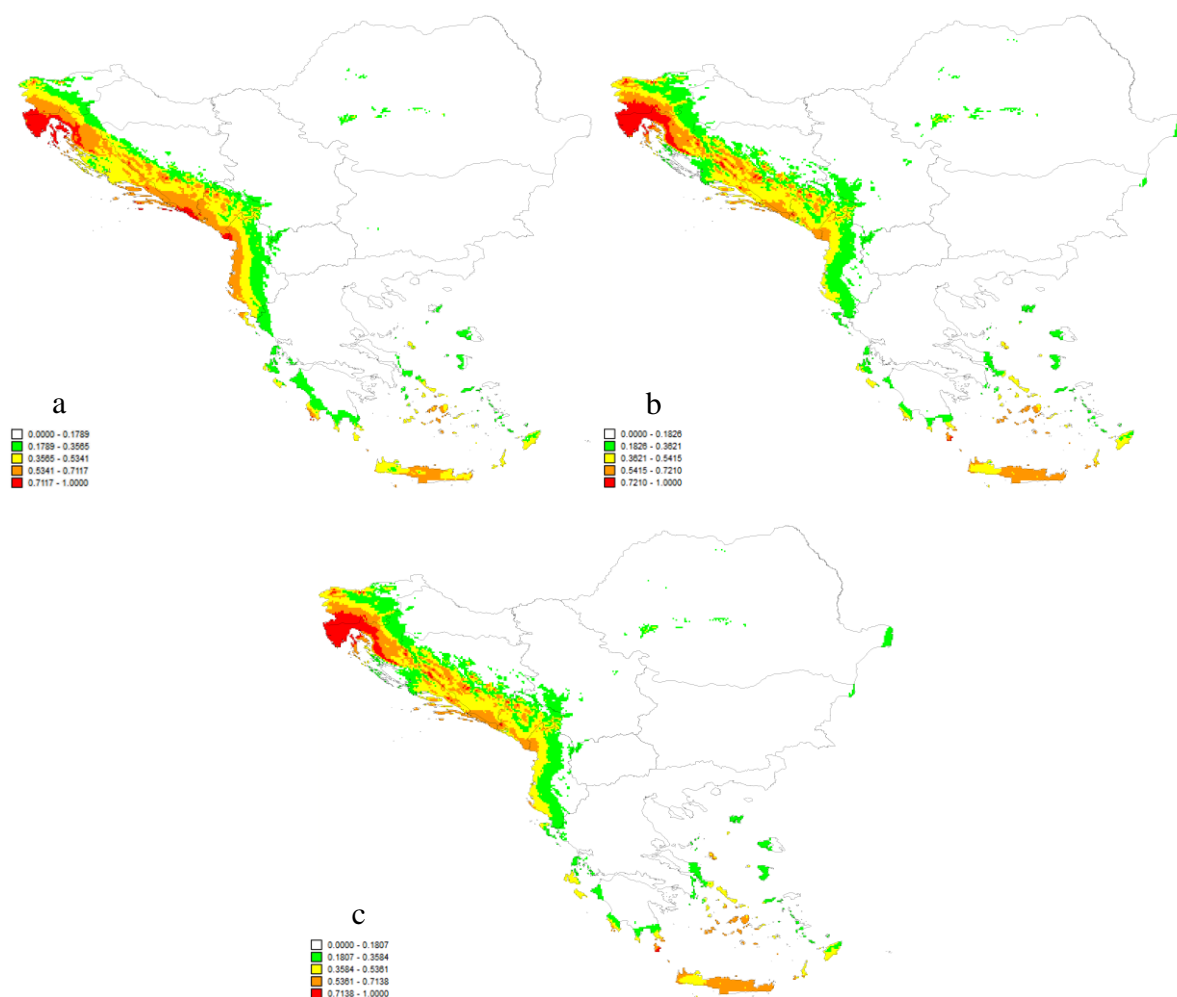
Tokom različitih vremenskih perioda, modeli su pokazali da će krajnji severozapad Balkanskog poluostrva biti najpovoljniji za opstanak vrste *Merodon haemorrhoidalis* (Slika 38a, b, c).

***Merodon hoplitis* Hurkmans, 2012**

Vrsta je rasprostranjena u Hrvatskoj i Crnoj Gori, predstavlja oromediteranski endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su robusne (12.0-12.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od aprila do juna, u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna (Speight i sar., 2015), razvija se u lukovicama. Razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje, a larve su netolerantne na plavljenje.

Veći ili manji procenat obalske zona u zapadnoj Hrvatskoj je označen kao značajno područje za ovu vrstu tokom različitih vremenskih perioda (Slika 39a, b, c).



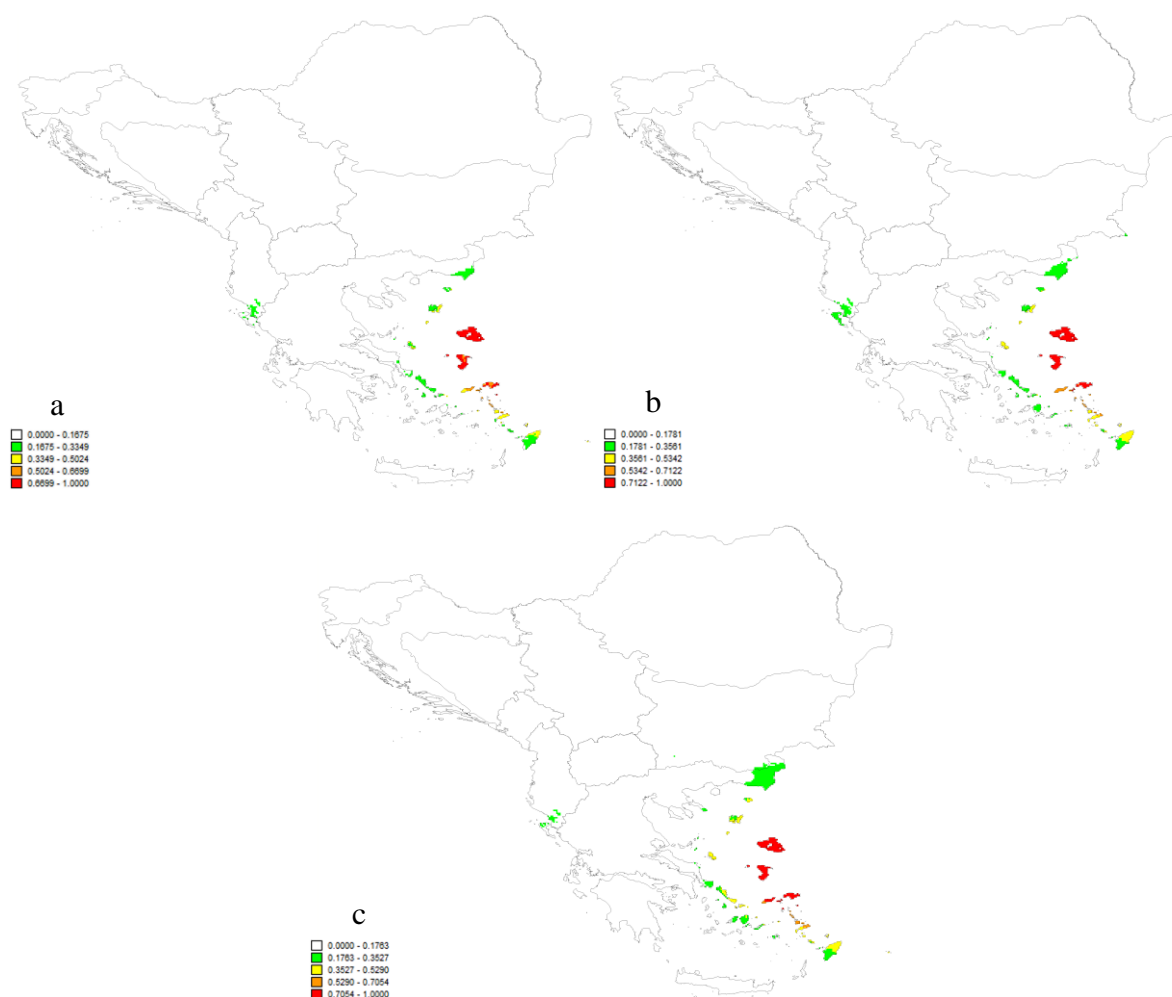
Slika 39. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon hoplitis* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon latifemoris Radenković et Vujić, 2011

Vrsta je zastupljena u Grčkoj, predstavlja jugoistočno-evropski endem. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine ili robusne, od 11.0-14.0 mm, srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od juna do septembra, među krošnjama, ali i u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna (Speight i sar., 2015), razvija se u lukovicama. Javlja se dve generacije godišnje, a larve su netolerantne na plavljenje.

Grčka ostrva Lesbos, Hios i Samos su na osnovu modela tokom različitih vremenskih perioda predviđena kao pogodna za opstanak ove vrste (Slika 40a, b, c).



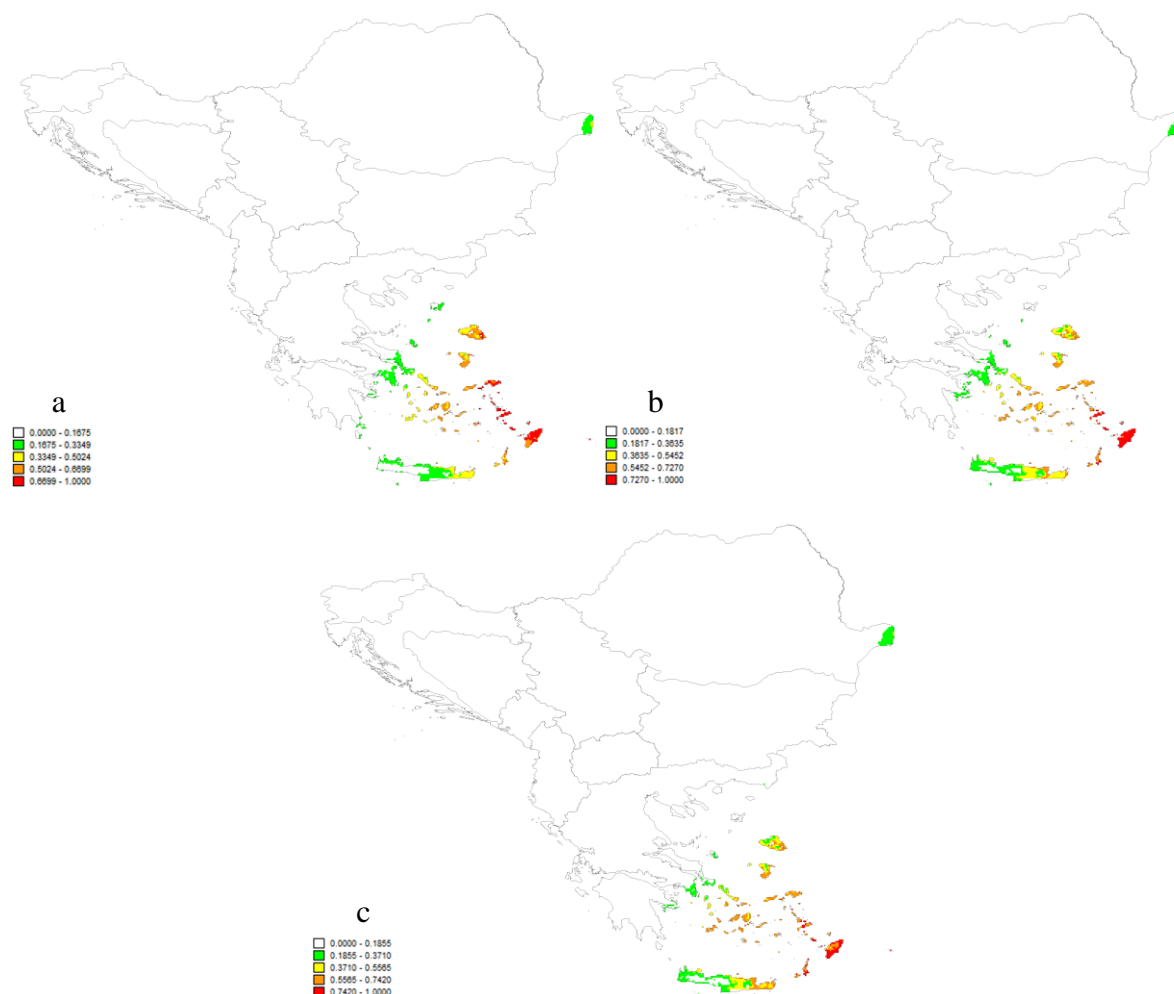
Slika 40. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon latifemoris* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon luteofasciatus in litt.

Vrsta je zastupljena u Grčkoj, predstavlja egejski endem. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (10.0-11.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom septembra i oktobra, kako u blizini tla, tako i među krošnjama drveća. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

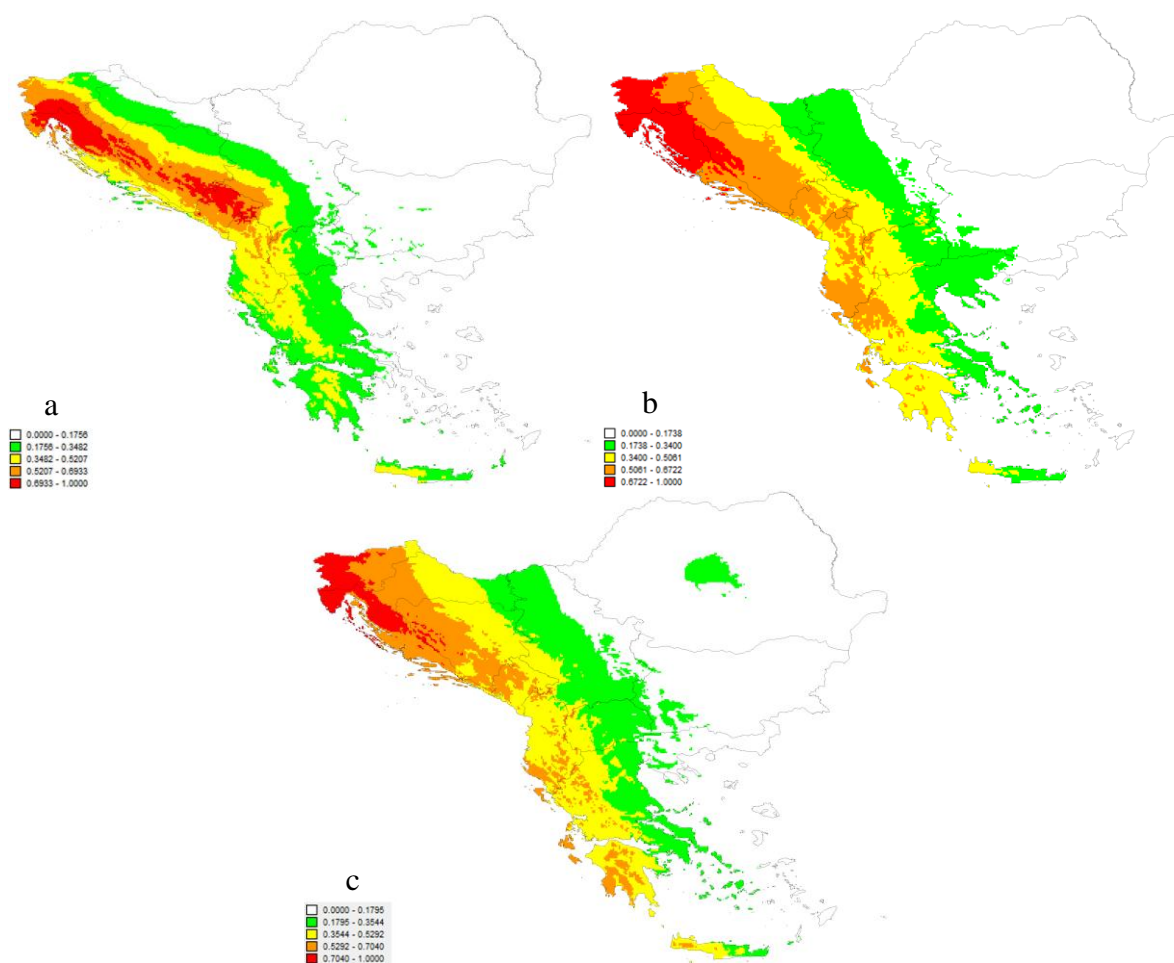
Istočno-egejska ostrva su predviđena kao najpovoljnija staništa za ovu vrstu tokom različitih vremenskih perioda (Slika 41a, b, c).



Slika 41. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon luteofasciatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon luteomaculatus in litt.

Vrsta je zabeležena na području Bosne i Hercegovine i Crne Gore, predstavlja istočno-balkanski endem. Zastupljena je kako u listopadnim, tako i u četinarskim šumama. Jedinke su srednje veličine (7.0-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom avgusta i septembra, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.



Slika 42. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon luteomaculatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama, kao i kod ostalih predstavnika ovog roda. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva je netolerantna na uslove plavljenja.

Povoljno područje za ovu vrstu se u sadašnjosti nalazi duž Dinarskih planina u Crnoj Gori, Bosni i Hercegovini i Hrvatskoj (Slika 42a), dok će se u budućnosti areal povlačiti ka severnijim područjima i u periodu 2061-2080 biti u delu Hrvatske i u Sloveniji (Slika 42b, c).

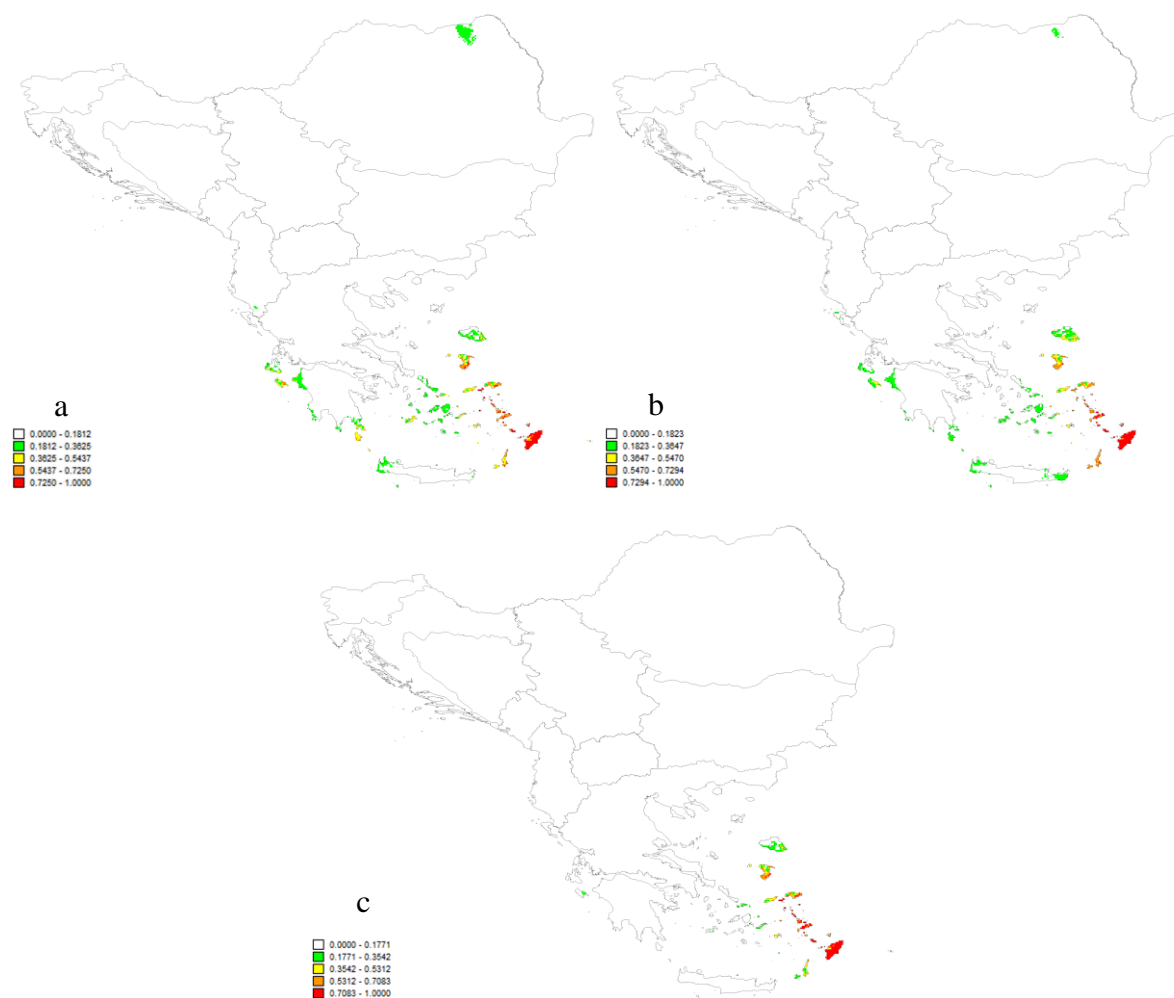
Merodon lydicus in litt.

Na području JI Evrope vrsta je zabeležena u Grčkoj. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (8.3-9.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom marta i aprila, kako u blizini tla, tako i među

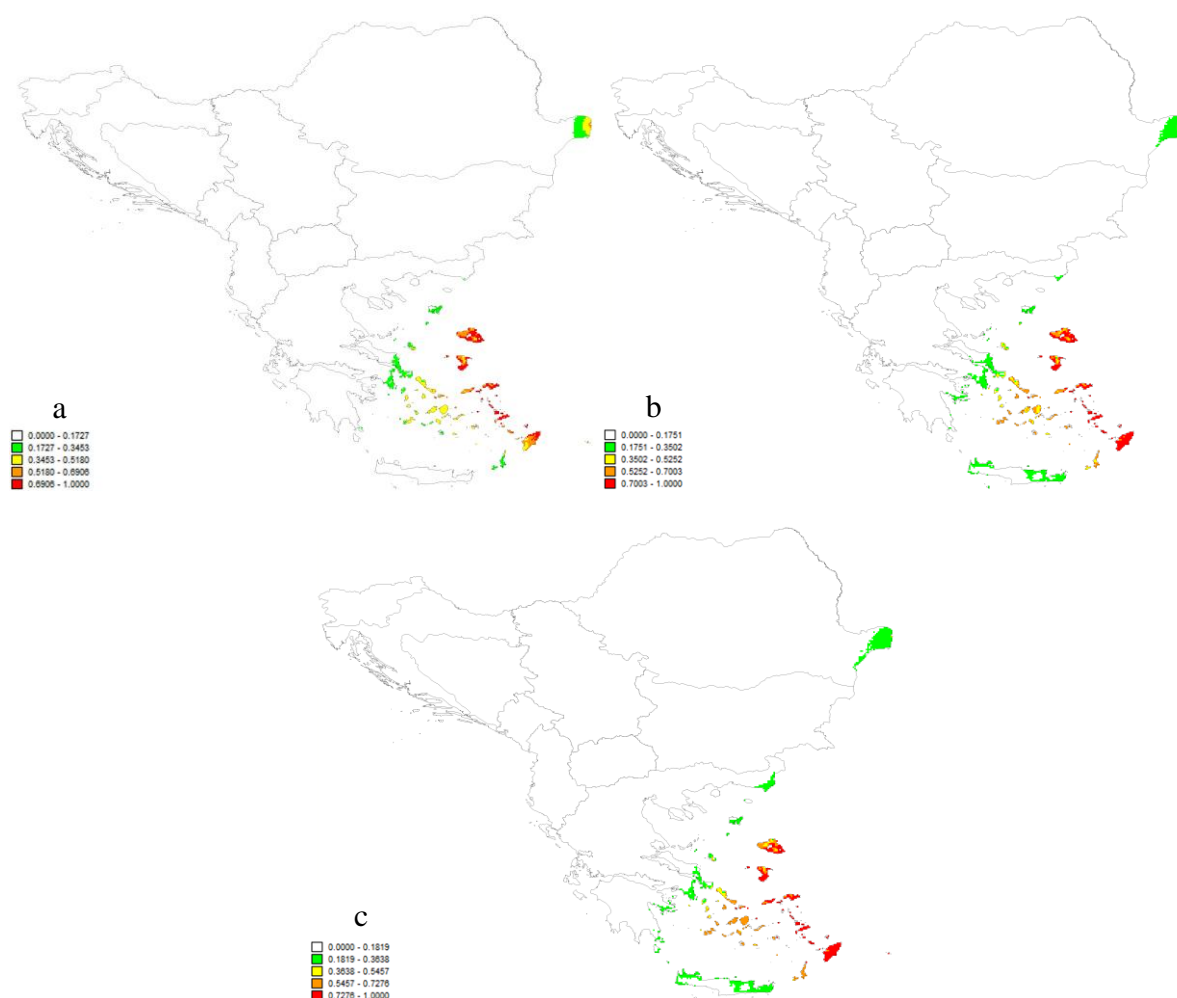
krošnjama drveća. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Prema modelima, istočno-egejska ostrva će predstavljati povoljne zone za opstanak ove vrste tokom različitih vremenskih perioda (Slika 43a, b, c).



Slika 43. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon lydicus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon megavidus Vujić et Radenković, 2016

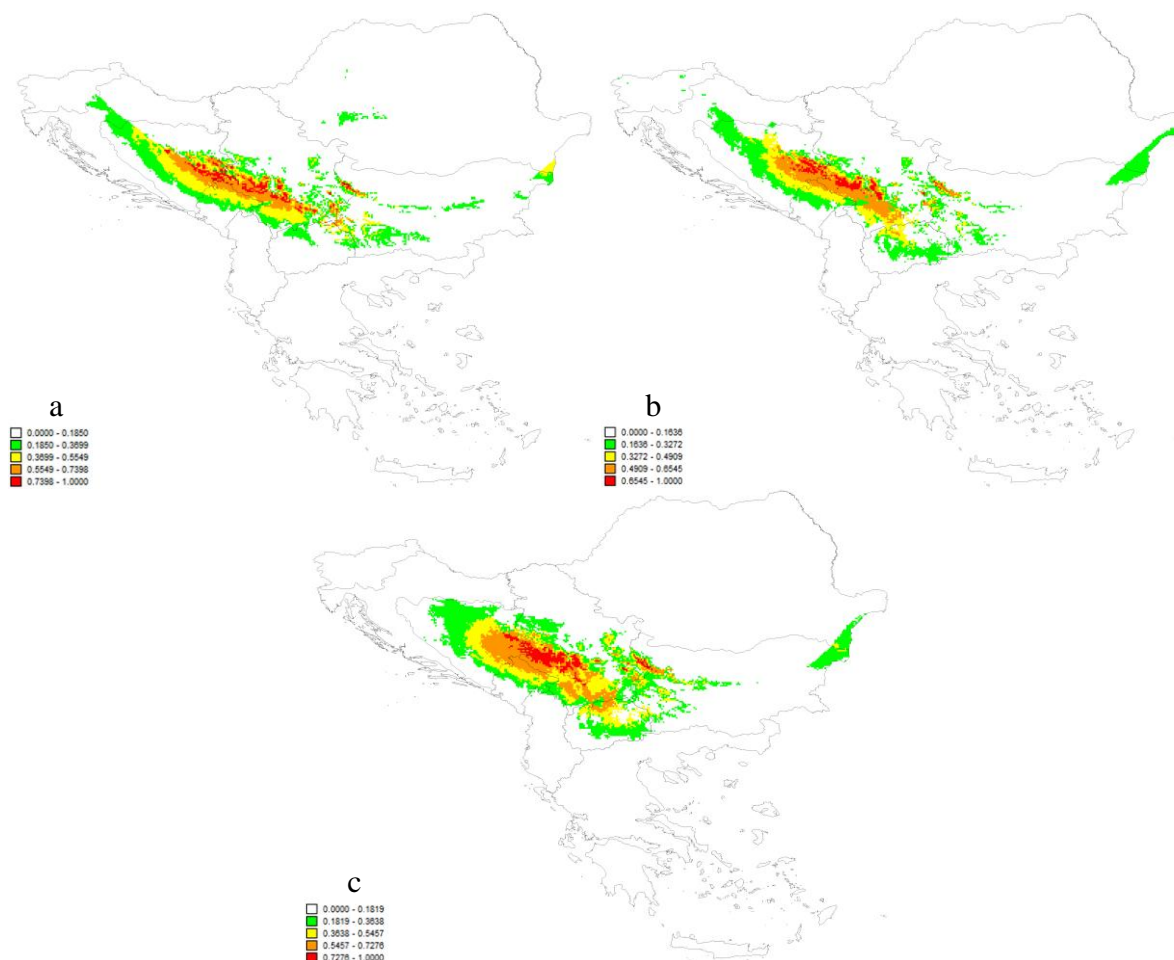
Slika 44. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon megavidus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Vrsta je zastupljena samo u Grčkoj, predstavlja egejski endem. Zastupljena je u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su velike (13.0-18.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom aprila, juna i jula, kako u krošnjama, tako i u blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Istočno-egejska ostrva su tokom različitih vremenskih perioda označena kao povoljna za opstanak vrste *Merodon megavidus* (Slika 44a, b, c).

Merodon moesiacus in litt.



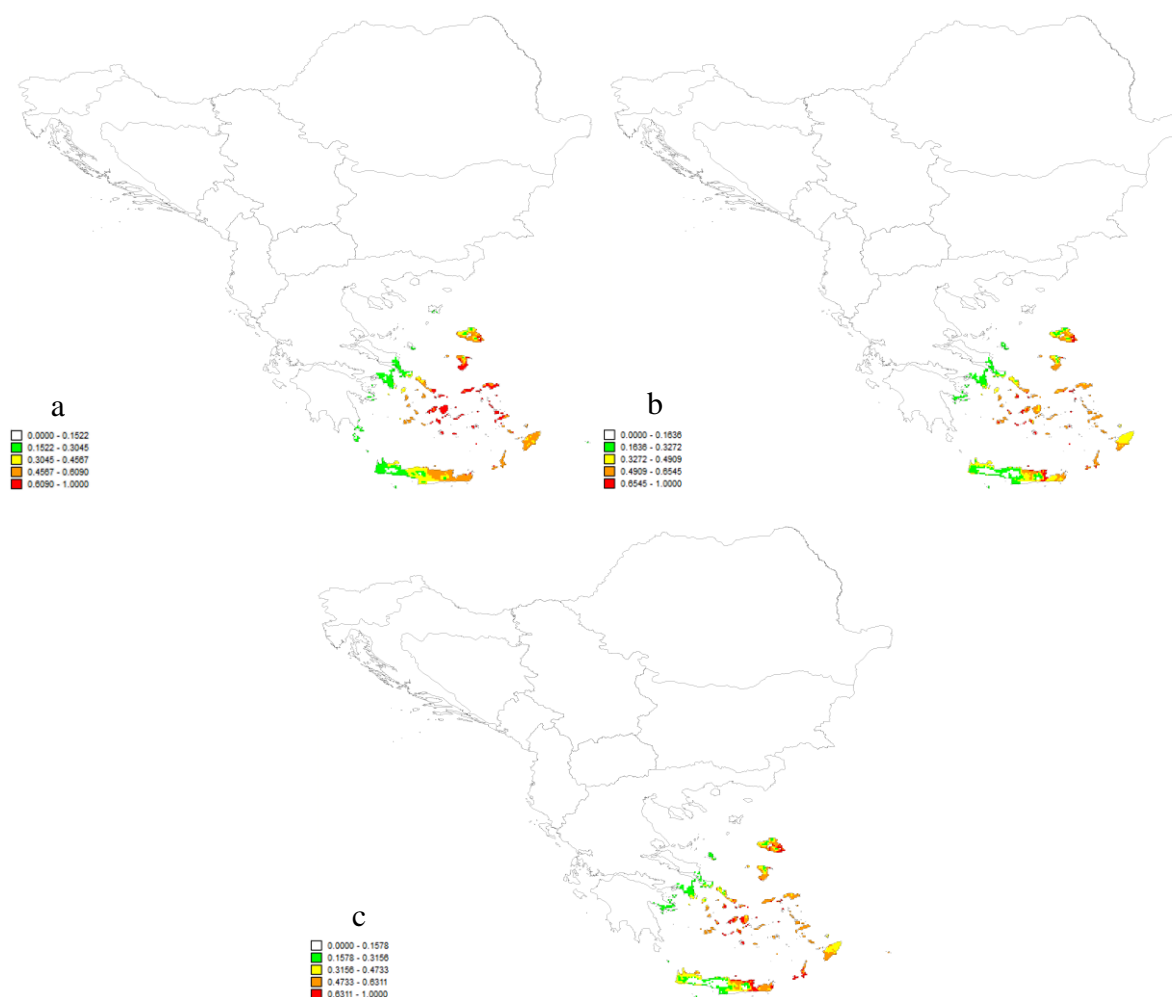
Slika 45. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon moesiacus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Vrsta je rasprostranjena u Bosni i Hercegovini, Srbiji i Bugarskoj, predstavlja dinarski endem. Javlja se kako u četinarskim šumama, tako i u alpskoj vegetaciji. Jedinke su srednje veličine (9.0-9.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od kraja juna do avgusta, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, dužina trajanja larvalnog razvića je od 7-12 meseci, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Najpovoljnija staništa za ovu vrstu tokom različitih vremenskih perioda su Dinarske planine u Srbiji i Bosni i Hercegovini, kao i područje Stare planine u Srbiji, koja pripada sistemu Balkanskih planina (Slika 45a, b, c).

Merodon neofasciatus in litt.



Slika 46. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon neofasciatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Na području jugoistočne Evrope vrsta je pronađena samo u Grčkoj. Predstavlja istočno-mediteranski endem. Zastupljena je u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (10.0-11.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim

dlakama. Lete u periodu od aprila do maja i tokom septembra i oktobra, kako u blizini tla tako i među krošnjama. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javljaju se dve generacije godišnje, a larva se smatra netolerantnom na uslove plavljenja.

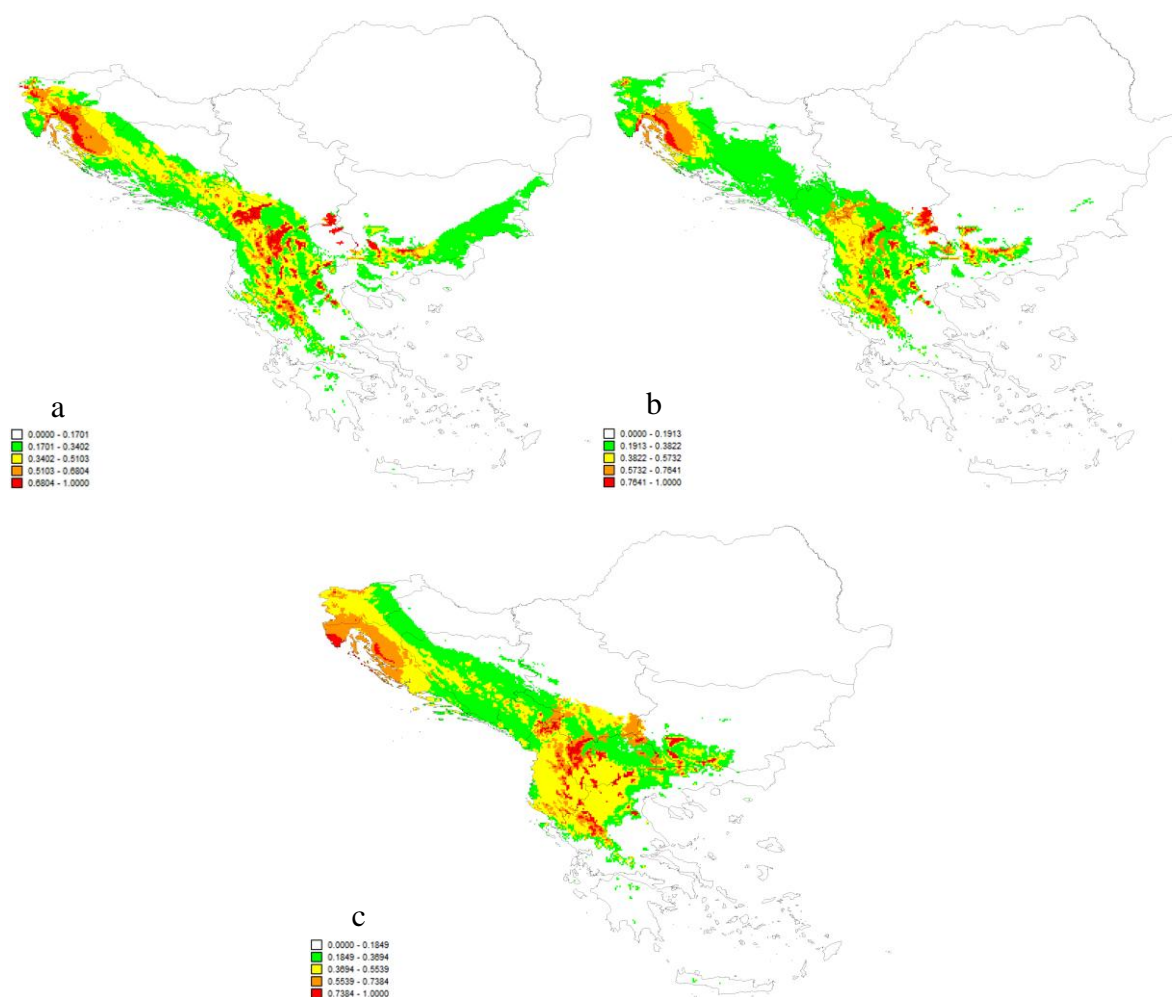
Prema sadašnjoj predikciji, većina egejskih ostrva je povoljna za opstanak ove vrste (Slika 46a), dok će u budućnosti deo ostrva takođe biti povoljan, ali u nešto nižem procentu (Slika 46b, c).

***Merodon oromediterraneus* in litt.**

Vrsta je zabeležena na području Albanije, Bosne i Hercegovine, Makedonije, Bugarske, Grčke, Crne Gore i Srbije, predstavlja oromediteranski endem. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (9.0-9.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od jula do septembra, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, period razvića je 7-12 meseci, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Deo obalske zone u Hrvatskoj i područja u Crnoj Gori, Albaniji i Makedoniji u pravcu obale Jadranskog mora su označeni kao povoljna područja za ovu vrstu u sadašnjosti (Slika 47a). Prema budućim predikcijama, deo svih navedenih područja će izgubiti na značaju za opstanak vrste *Merodon oromediterraneus* (Slika 47b, c).



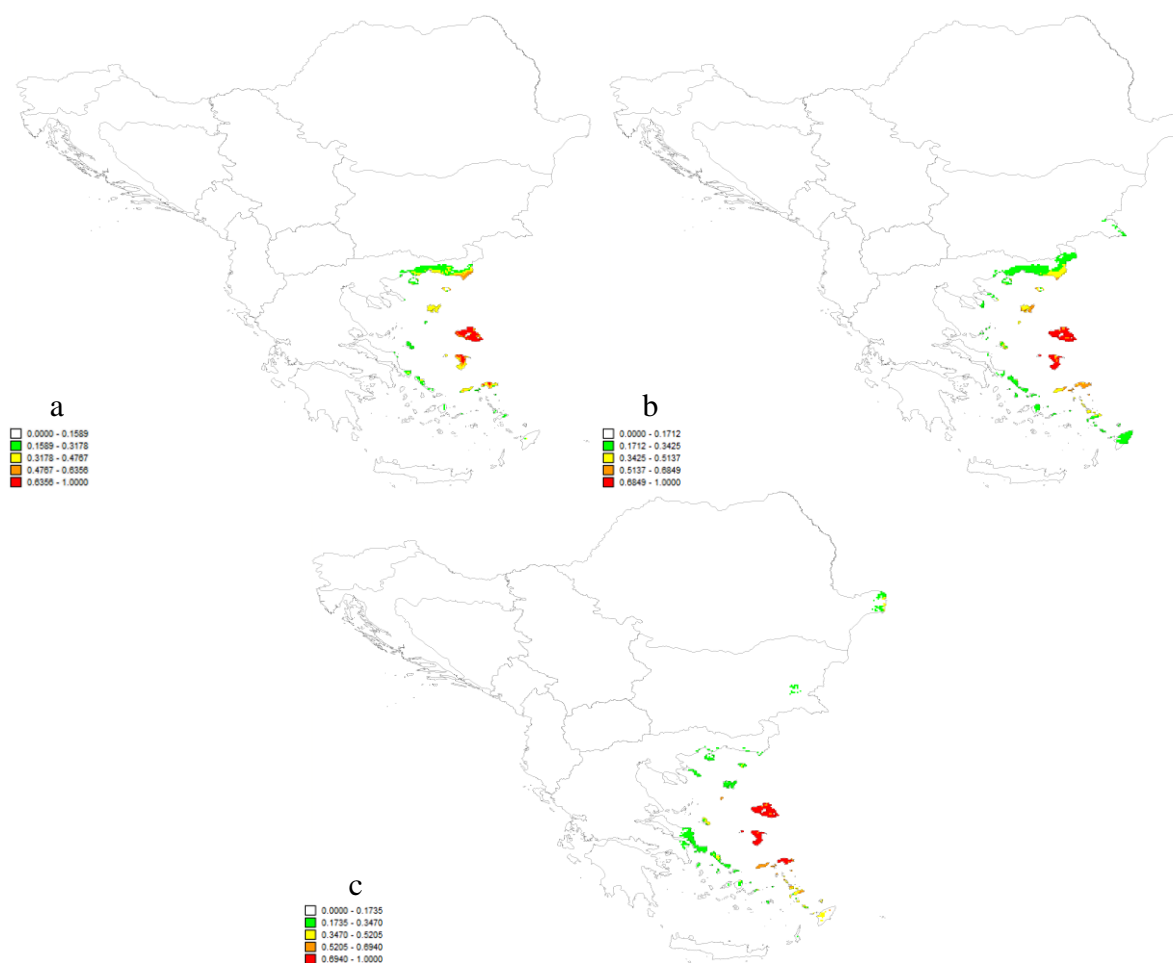
Slika 47. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon oromediterraneus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon papillus Vujić, Radenković et Pérez-Bañon, 2007

Na području jugoistočne Evrope vrsta je zabeležena u Grčkoj. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su uglavnom srednje veličine (10.0-12.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do juna, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama. Razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje, a larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).

Istočno-egejska ostrva su tokom različitih vremenskih perioda označena kao povoljna za opstanak ove vrste (Slika 48a, b, c).



Slika 48. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon papillus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

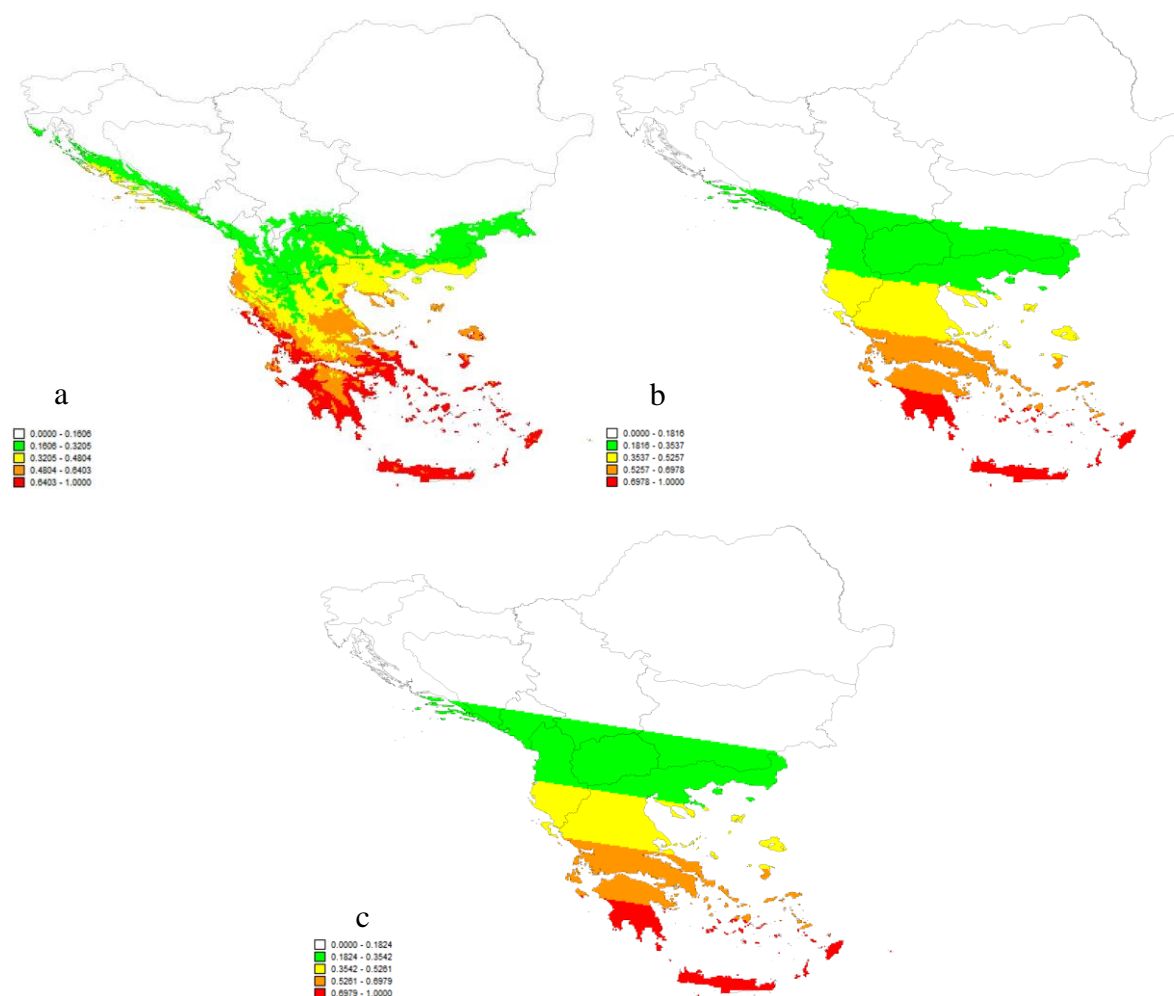
Merodon rojoi in litt.

Vrsta je zastupljena samo u Grčkoj, predstavlja jugoistočno-evropski endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (7.0-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom septembra, u blizini tla. Tolerancija ove vrste na ljudski uticaj je niska, opstaju u prirodnim i blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama, kao i kod ostalih vrsta ovog roda. Javlja se jedna generacija godišnje, period razvića je 7-12 meseci, a larva je netolerantna na plavljenje.

Prema sadašnjoj predikciji, obalska zona kontinentalne Grčke, veći deo Peloponeza (sem centralnog) i Egejska ostrva su predviđena kao pogodna područja za opstanak ove vrste (Slika 49a). Na osnovu budućih predikcija samo će južniji delovi Peloponeza i centralno-

egejska ostrva pokazivati najveću podobnost za opstanak vrste *Merodon rojoi*, dok će kontinentalna zona, severni Peloponez i istočno-egejska ostrva imati nešto smanjenu pogodnost (Slika 49b, c).

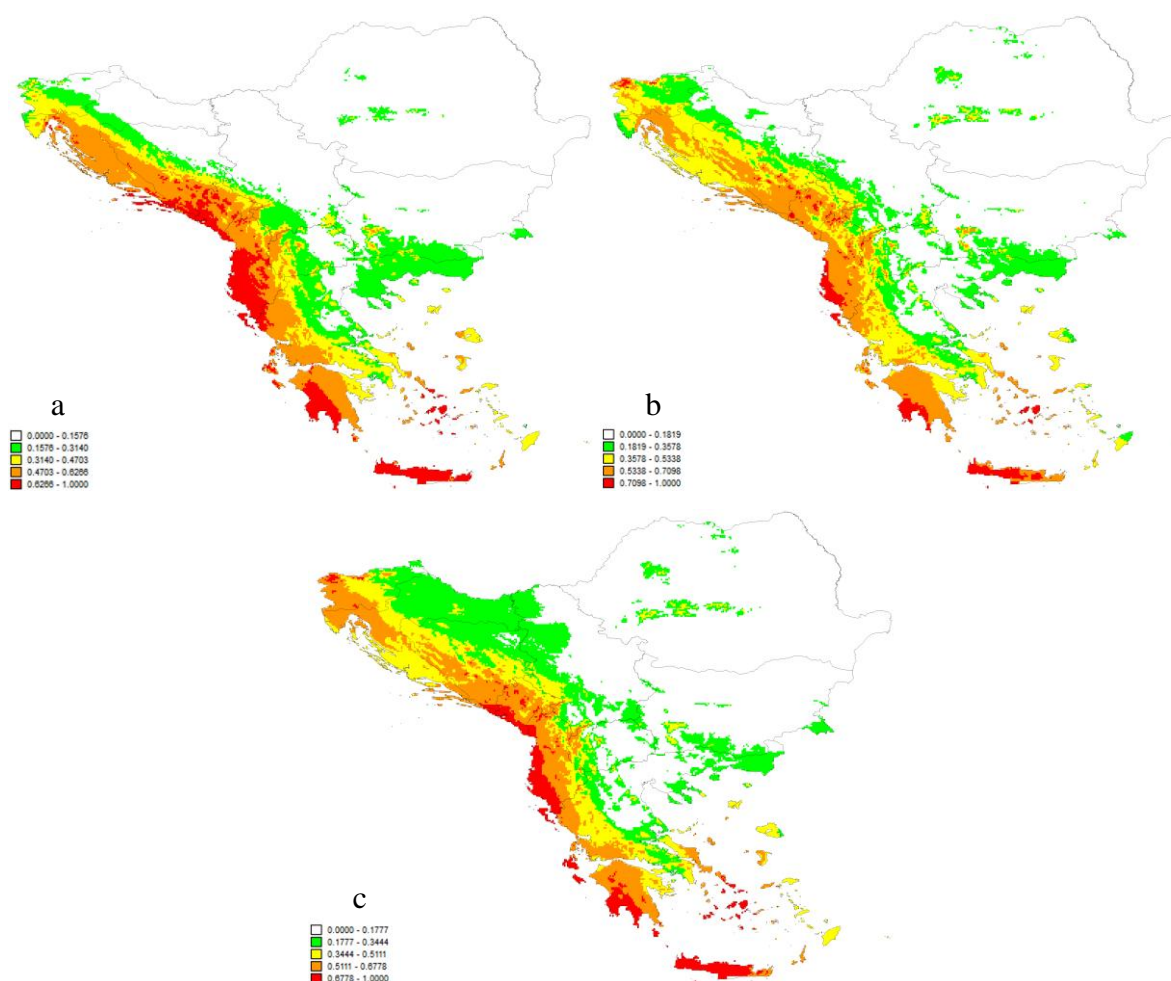


Slika 49. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon rojoi* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon spineus in litt.

Vrsta je zastupljena u Hrvatskoj, Crnoj Gori, Makedoniji i Grčkoj. Predstavlja oromediteranski endem. Javlja se u području mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (8.5-10.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od jula do septembra, kako u blizini tla, tako i među krošnjama. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta iz roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, period razvića je 7-12 meseci, a larva je netolerantna na plavljenje.



Slika 50. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon spineus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Obalska zona duž Jadranskog i Jonskog mora, kao i ostrvo Krit označeni su kao značajni na osnovu sadašnje predikcije (Slika 50a). Prema budućoj predikciji, samo krajnji obalski delovi pokazuju najveći značaj za vrstu *Merodon spineus*, kao i deo Alpa u Sloveniji (Slika 50b, c).

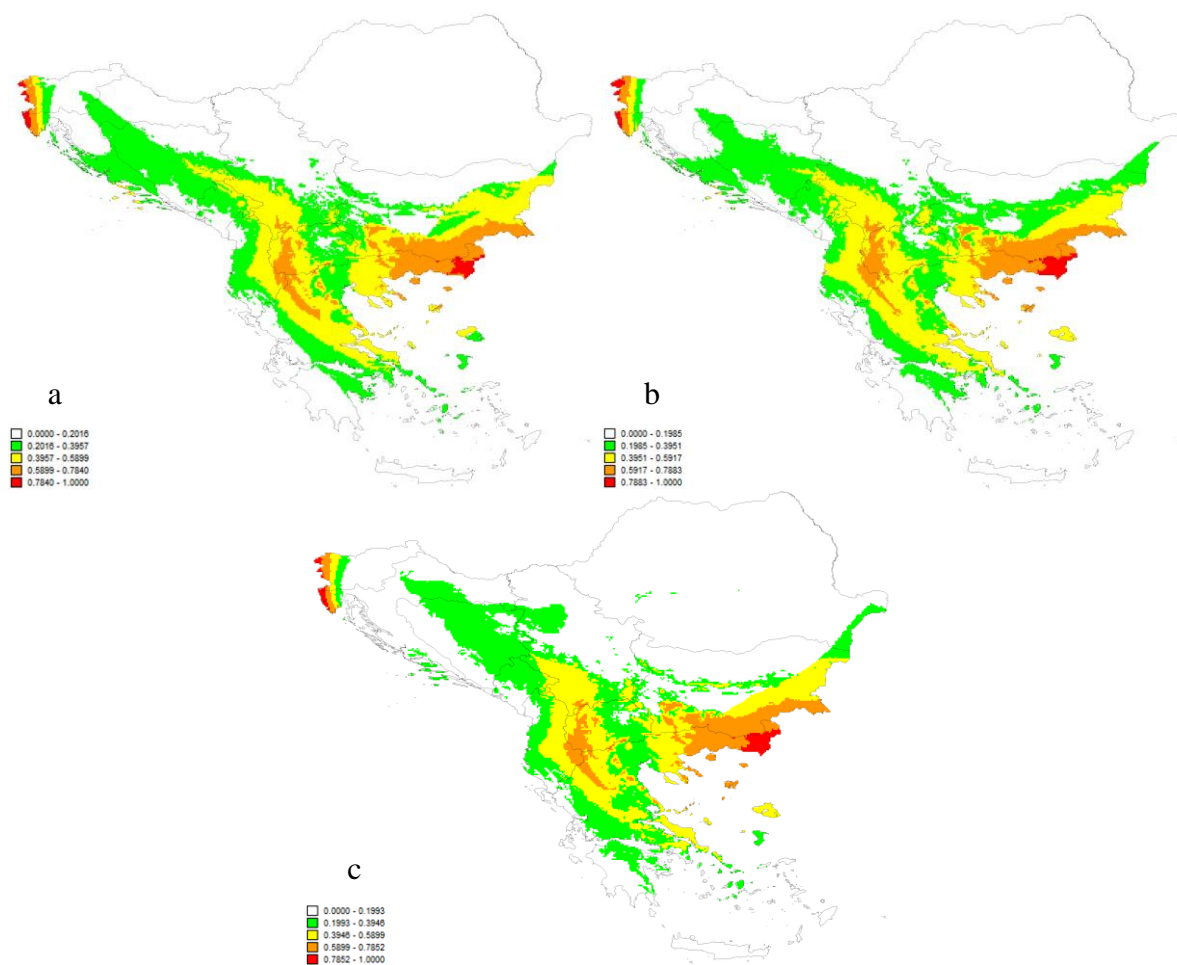
***Merodon subnigrum* in litt.**

Vrsta je rasprostranjena na području Slovenije, Hrvatske, Srbije, Makedonije, Bugarske i Grčke, predstavlja balkanski endem. Preferira umerene listopadne i mediteranske šume. Jedinke su male do srednje veličine (6.5 do 8.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa

kratkim dlakama. Lete od juna do septembra, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta iz roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

U okviru različitih predikcija, krajnji zapad Balkanskog poluostva i jugozapadni deo Bugarske su označeni kao najpogodniji za opstanak vrste (Slika 51a, b, c).

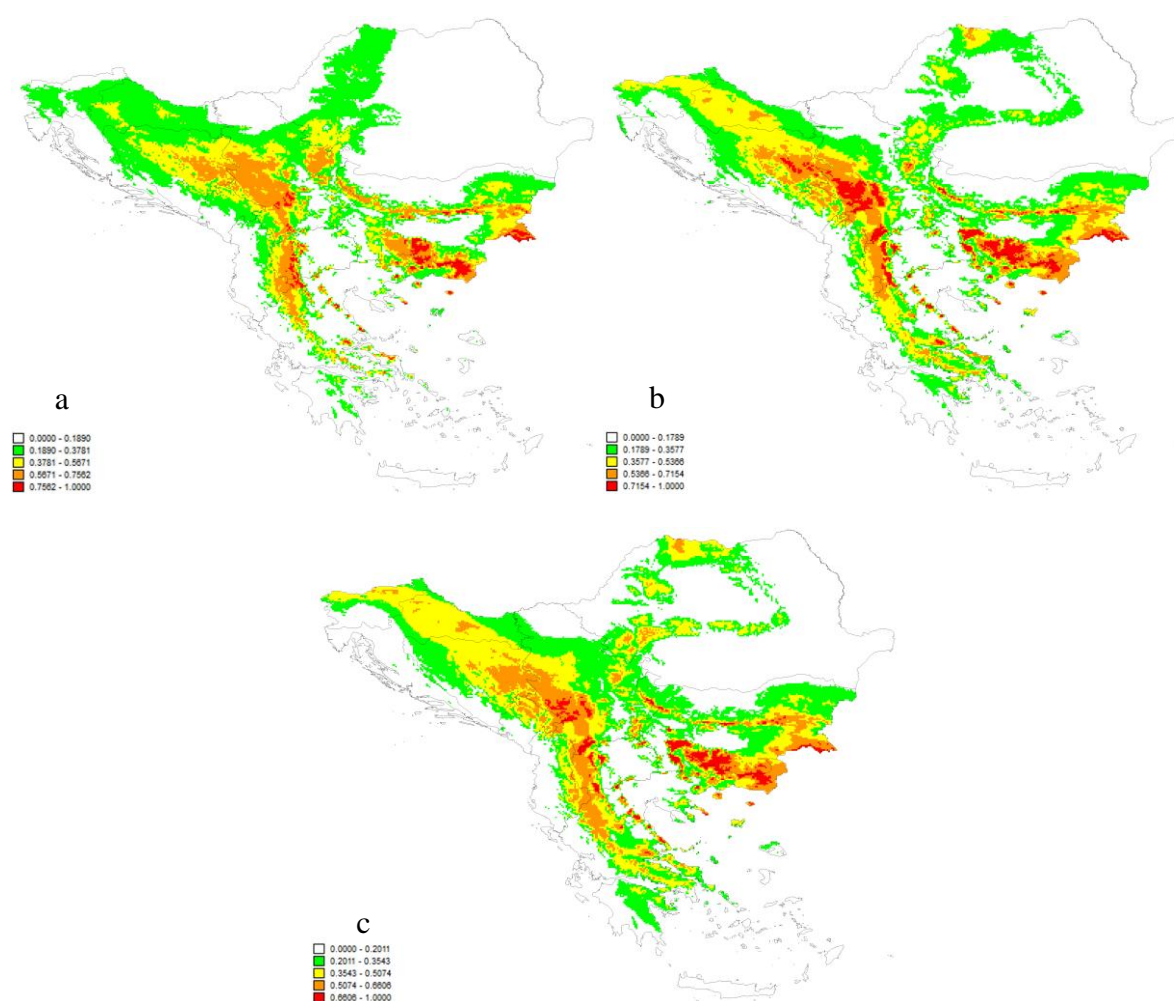


Slika 51. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon subnigrum* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Merodon trebevicensis Strobl, 1900

Vrsta je zabeležena u Hrvatskoj, Bosni i Hercegovini, Srbiji, Makedoniji, Bugarskoj i Grčkoj. Javlja se kako u umerenim listopadnim, tako i u četinarskim šumama. Jedinke su robusne (13.0-13.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od aprila do jula blizu tla, ali i među krošnjama. Tolerancija na ljudski uticaj je srednje razvijena, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

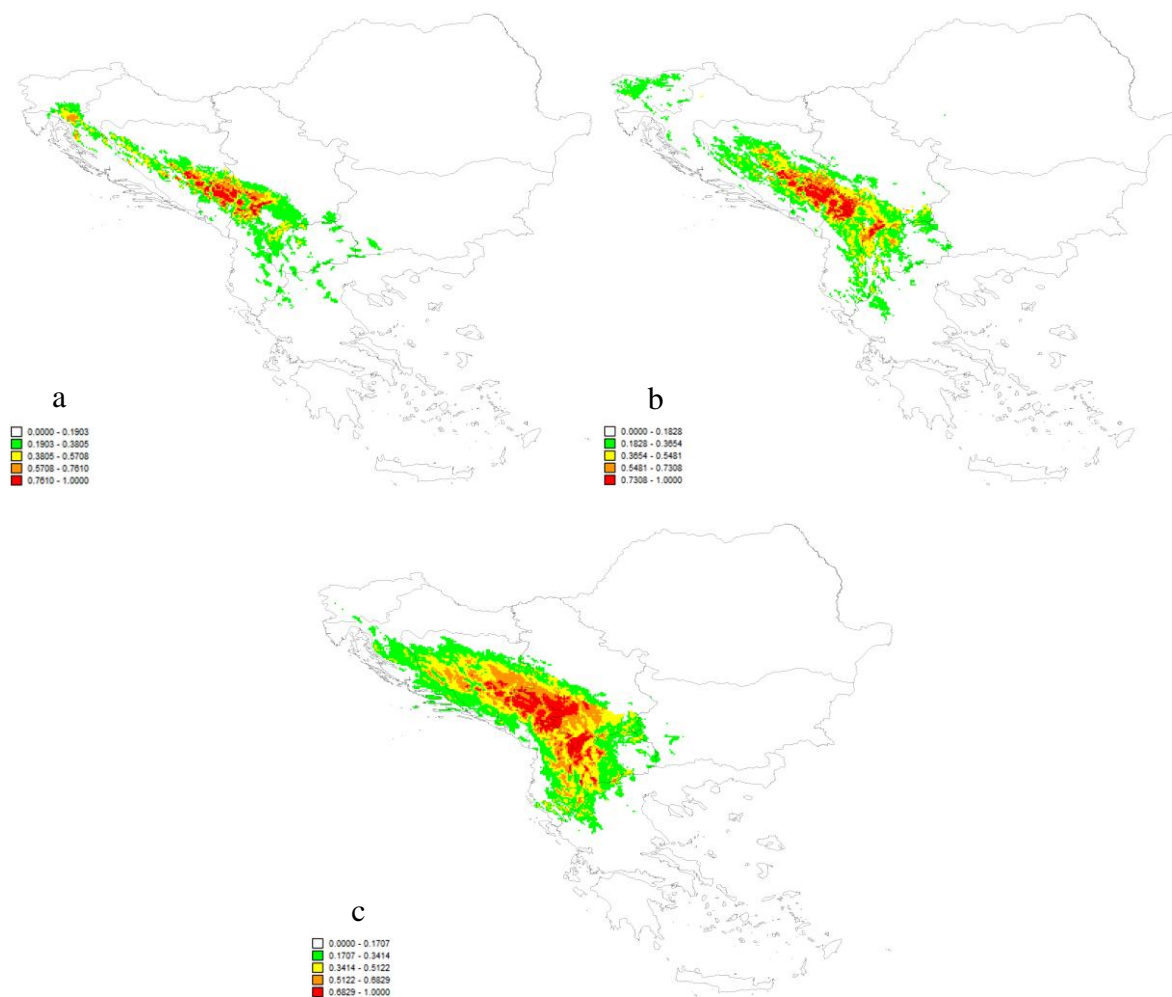
Larva je fitofagna, razvija se u lukovicama. Razviće traje 7-12 meseci, javlja se jedna generacija godišnje, a larve su netolerantne na plavljenje (Speight i sar., 2015).



Slika 52. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon trebevicensis* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Planinska zona Dinarskog masiva, Stare planine i Rodopa označena je kao najpovoljnije područje za opstanak ove vrste u manjoj ili većoj meri u okviru svih predikcija (Slika 52a, b, c).

Merodon virgatus Vujić et Radenković, 2016



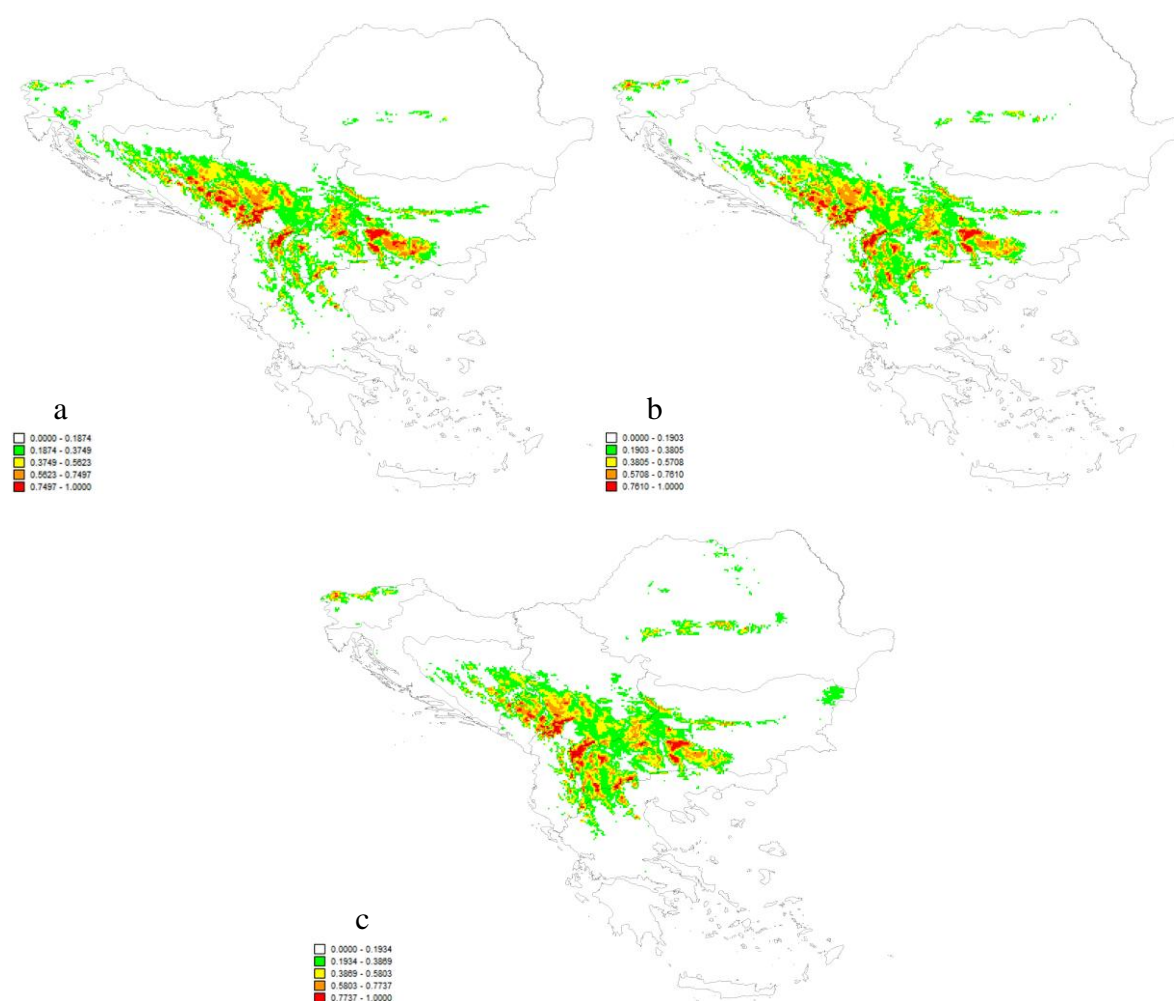
Slika 53. Mapa potencijalne distribucije vrste *Merodon virgatus* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Vrsta je zabeležena na teritoriji Hrvatske, Crne Gore, Srbije, Makedonije i Grčke, predstavlja oromediteranski endem. Preferira visokoplaninska staništa. Jedinke su srednje veličine (9.0-9.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od jula do početka septembra, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Kao i kod ostalih vrsta roda *Merodon*, smatra se da je larva fitofagna i da se razvija u lukovicama. Javlja se jedna generacija godišnje, razviće traje 7-12 meseci, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Prema sadašnjoj predikciji, deo planina Dinarskog planinskog sistema u Srbiji, Crnoj Gori i južnom delu Bosne i Hercegovine označen je kao najpovoljnije područje za opstanak ove vrste (Slika 53a), dok će se prema budućim predikcijama povoljno područje proširiti u pravcu pružanja planina i obuhvatati veći deo Dinarskog masiva (Slika 53 b,c).

Orthonevra montana Vujić, 1999



Slika 54. Mapa potencijalne distribucije vrste *Orthonevra montana* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

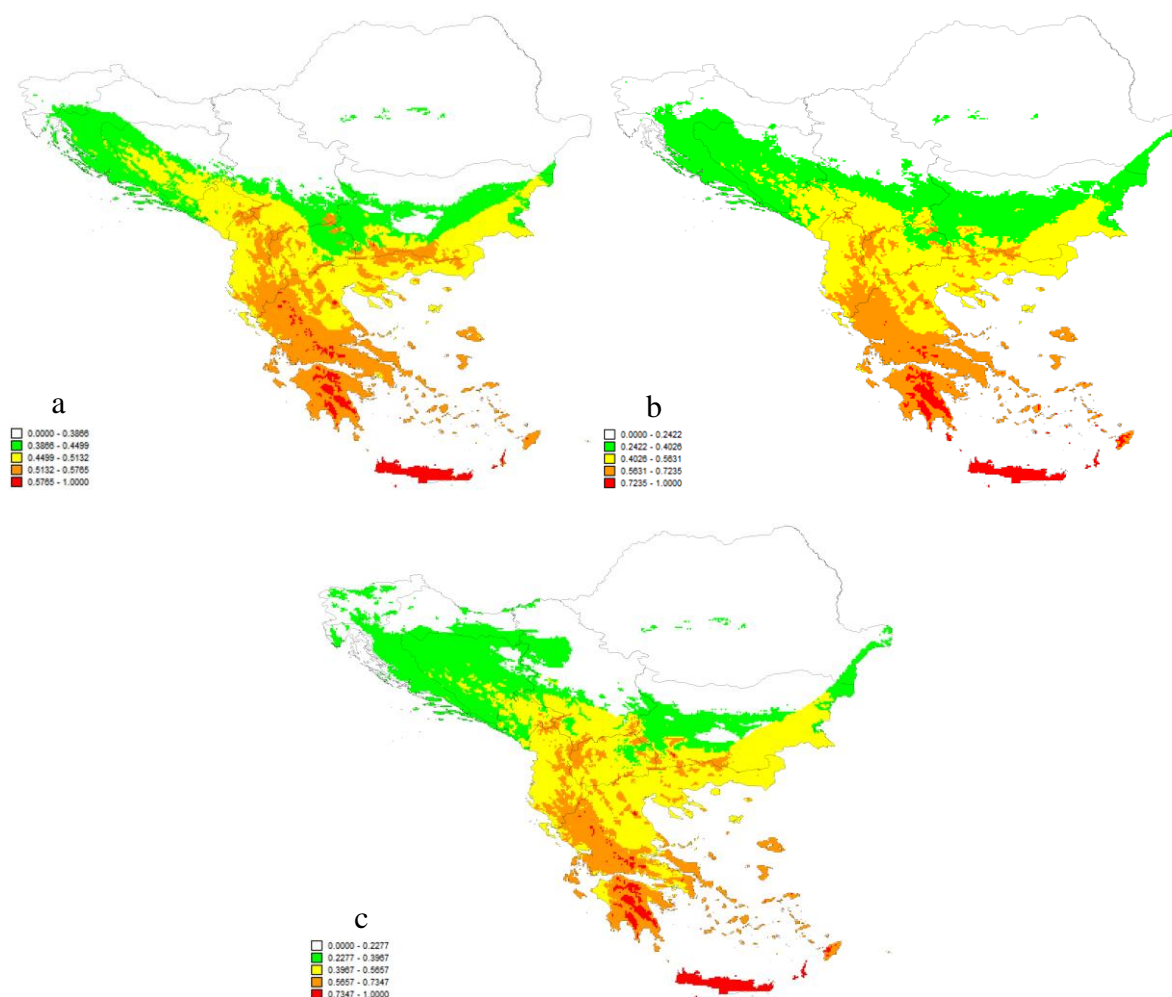
Vrsta je zabeležena u Bosni i Hercegovini, Crnoj Gori, Srbiji, Makedoniji i u Grčkoj. Preferira močvarna i visokoplaninska staništa. Jedinke su male i srednje veličine (od 4.5-7.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od maja do početka avgusta, u

blizini tla. Tolerancija na ljudski uticaj je niska, vrsta opstaje isključivo u prirodnim ili blago izmenjenim staništima. Vrsta pripada prvoj funkcionalnoj grupi.

Larva ove vrste je saprofagna. Javlja se jedna generacija godišnje, razviće traje 7-12 meseci, a larva je tolerantna na uslove plavljenja i poseduje respiratornu cev srednje dužine (Speight i sar., 2015).

Dinarske planine u Srbiji, Crnoj Gori i Bosni i Hercegovini, planine u Makedoniji i jugozapadnom delu Bugarske su označene kao najpovoljnija područja za opstanak ove vrste tokom različitih vremenskih perioda (Slika 54a, b, c).

Pipiza laurusi Vujić et Ståhls, 2013



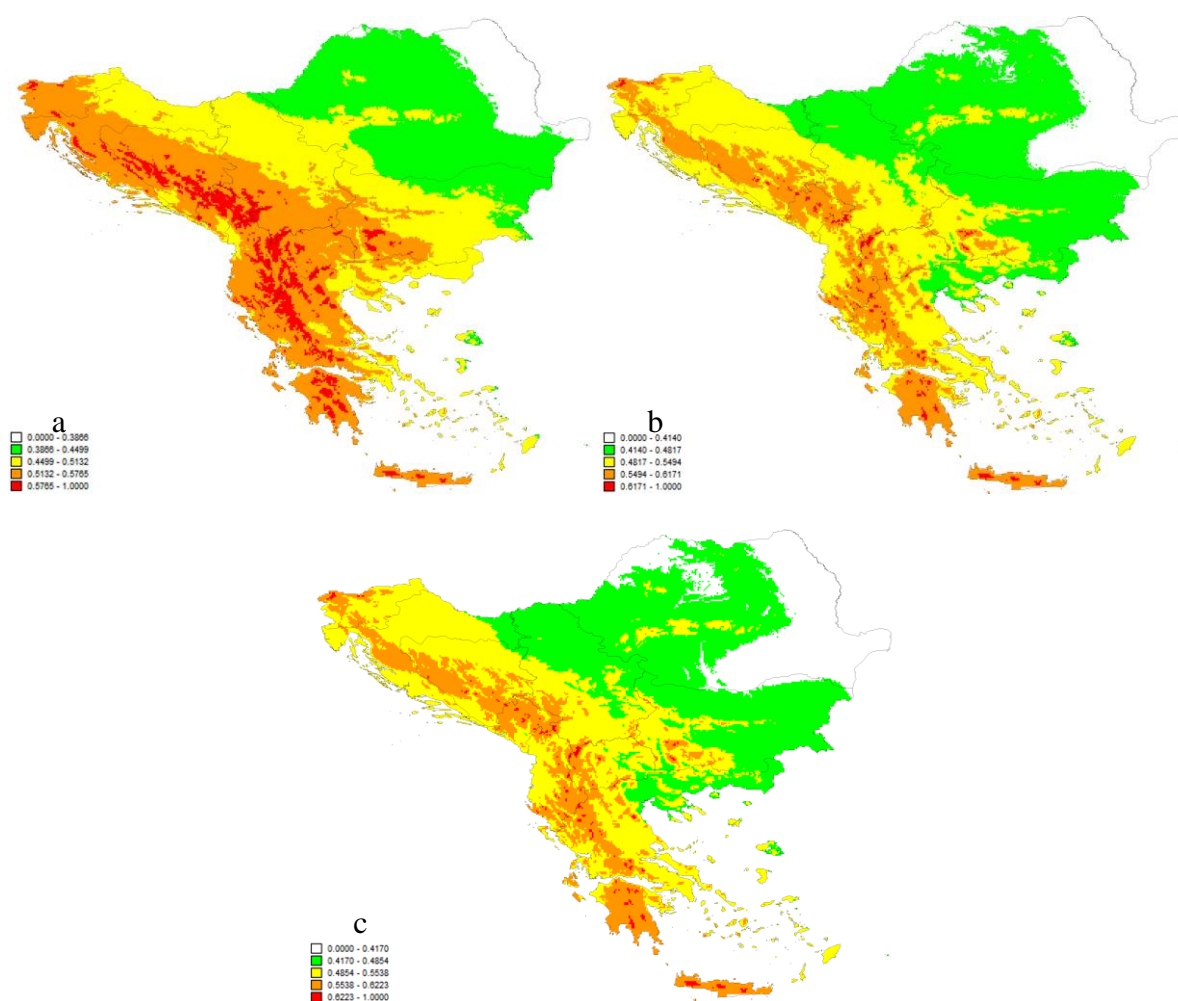
Slika 55. Mapa potencijalne distribucije vrste *Pipiza laurusi* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Rasprostranjena na području Crne Gore, Makedonije i Grčke, ova vrsta predstavlja jugoistočno-evropski endem. Preferira područja mediteranskih šuma i žbunova. Jedinke su srednje veličine (8.0-9.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete u periodu od aprila do početka septembra, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je zoofagna (Speight i sar., 2015). Javlja se jedna generacija godišnje, a larva se smatra netolerantnom na plavljenje.

Prema svim predikcijama, centralni delovi kontinentalne Grčke i Peloponeza, kao i ostrvo Krit su označeni kao najpogodnija područja za vrstu *Pipiza laurusi* (Slika 55a, b, c).

Pipizella zloti Vujić, 1997



Slika 56. Mapa potencijalne distribucije vrste *Pipizella zloti* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

Na području JI Evrope, vrsta je zabeležena u Srbiji, Crnoj Gori i Grčkoj. Javlja se u umerenim listopadnim i četinarskim šumama. Jedinke su male (5.0-7.0 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete tokom aprila i maja, u blizini tla. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva je zoofagna. Javlja se jedna generacija godišnje, razviće traje 7-12 meseci, a larva je netolerantna na plavljenje (Speight i sar., 2015).

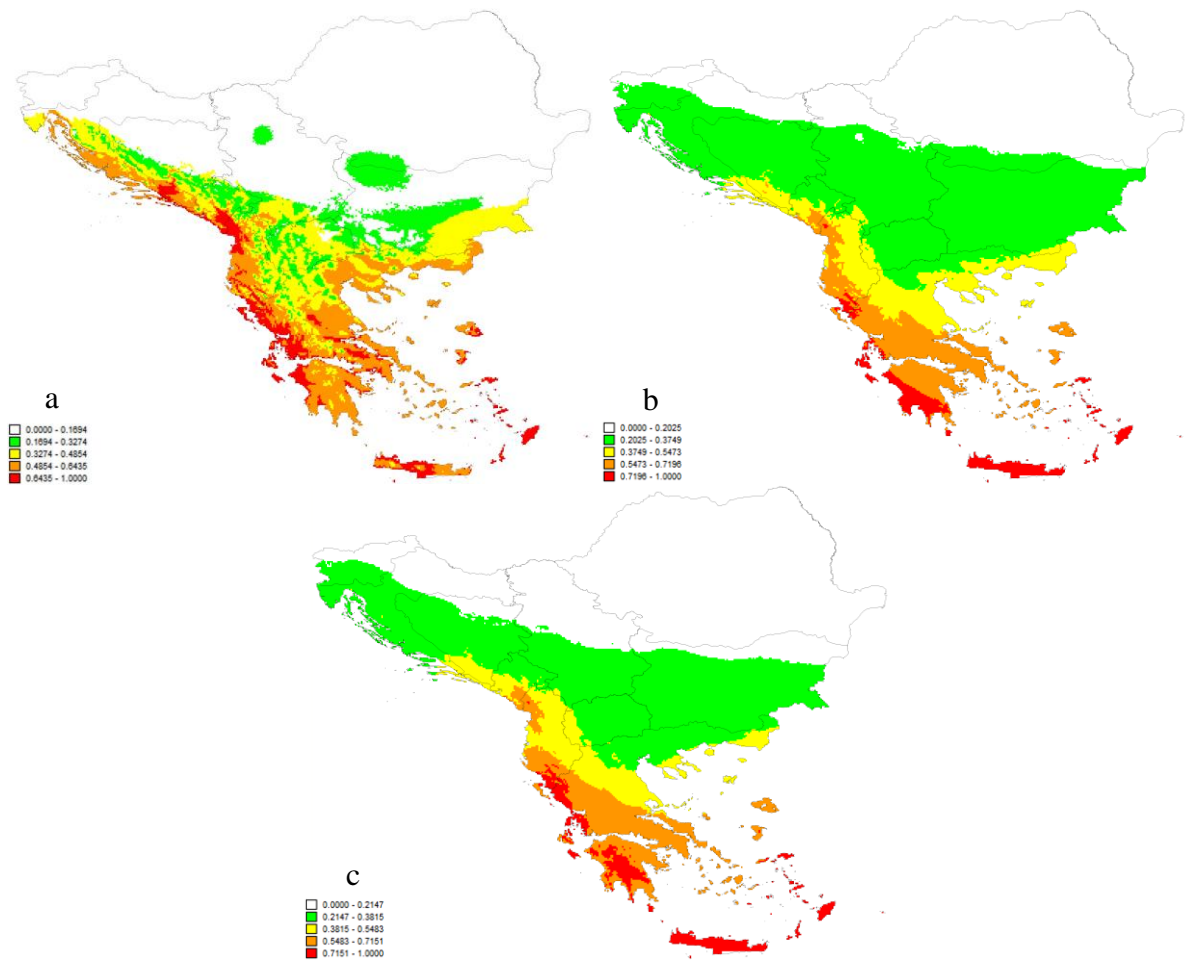
Planinska zona duž čitave zapadne strane Balkanskog poluostrva, centralni delovi Peloponeza i ostrva Krit predstavljaju najznačajnija područja za ovu vrstu prema sadašnjoj predikciji (Slika 56a). Međutim, na osnovu buduće predikcije, samo će centralne zone ovog pojasa zadržati isti stepen povoljnosti staništa za vrstu *Pipizella zloti* (Slika 56b, c).

***Riponnensia morini* Vujić, 1999**

Zabeležena je u Srbiji, Crnoj Gori i Grčkoj. Preferira područja mediteranskih šuma, ali i močvarna područja. Jedinke su srednje veličine (8.0-8.5 mm), srednje izduženog oblika tela, sa kratkim dlakama. Lete od aprila do maja i od avgusta do septembra. Imaju srednje razvijenu toleranciju na ljudski uticaj, naseljavaju staništa koja se karakterišu slabom ispašom i održivim načinom upravljanja šumama. Vrsta pripada petoj funkcionalnoj grupi.

Larva ove vrste je saprofagna. Javlja se jedna generacija godišnje, razviće traje 7-12 meseci, a larva je tolerantna na uslove plavljenja i poseduje respiratornu cev srednje dužine (Speight i sar., 2015).

Deo obalske zone Jadranskog i obala Jonskog mora su na osnovu sadašnje predikcije označene kao najpovoljnija mesta za ovu vrstu (Slika 57a). Prema budućoj predikciji, obala Jadranskog mora će izgubiti na značaju, dok će veći deo Egejskih ostrva steći povoljnu kombinaciju klimatskih faktora za opstanak vrste *Riponnensia morini*. (Slika 57b, c).

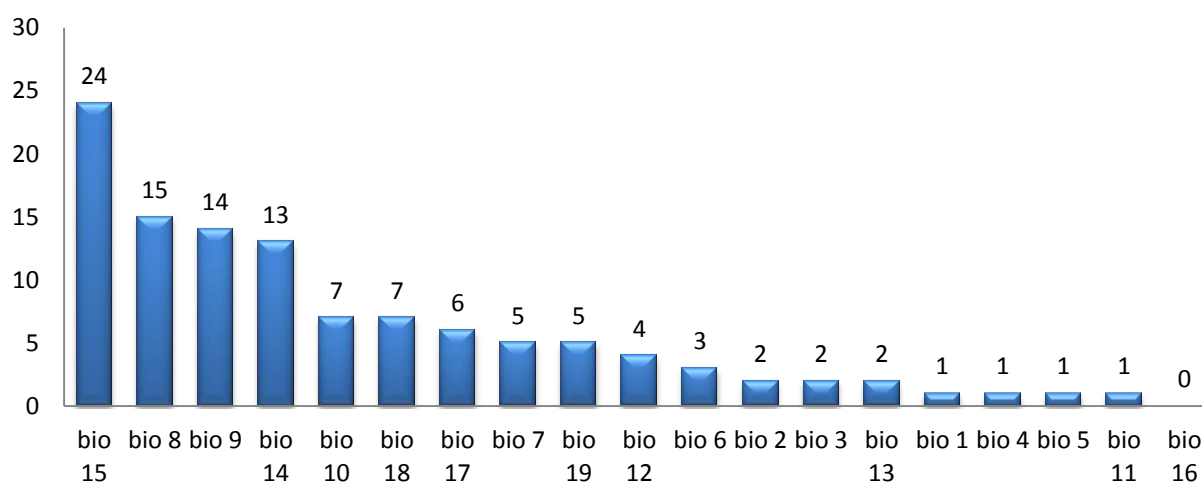


Slika 57. Mapa potencijalne distribucije vrste *Riponnensia morini* za (a) sadašnjost, (b) 2050. i (c) 2070. godinu.

4.3. EFEKAT KLIMATSKIH PROMENA NA DISTRIBUCIJU VRSTA OSOLIKIH MUVA

4.3.1. Modeli potencijalne distribucije

Za procenu efekta klimatskih promena na distribuciju vrsta osolikh muva u JI Evropi korišćene su unapred odabrane 44 vrste (Tabela 5). TSS vrednosti korišćene za evaluaciju modela varirale su od 0.55 (za vrstu *Pipizella zloti* Vujić, 1997) do 0.99 (za vrstu *Merodon luteofasciatus* in litt.) kroz različite scenarije klimatskih promena, ukazujući na dobru prediktivnu sposobnost modela. Vrednosti su bile približno konstantne kroz različite scenarije klimatskih promena. Bioklimatska varijabla koja je pokazala doprinos u najvećem broju modela (24) bila je sezonska količina padavina (bio15). Druge varijable koje su imale doprinos u više od 10 modela bile su srednja temperatura kvartala sa najvećom količinom padavina (bio8), srednja temperatura kvartala sa najmanjom količinom padavina (bio9) i precipitacija u periodu sa najmanjom količinom padavina (bio14) (Slika 58). Lista korišćenih bioklimatskih varijabli i opisi istih dati su u Tabeli 1 u poglavlju Materijal i metode.



Slika 58. Zastupljenost bioklimatskih varijabli u finalnim modelima za 44 analizirane vrste.

Za vremenski period 2041-2060, za 22 vrste (50%) je predviđeno da će izgubiti deo svog areala. *Cheilosia balkana* je vrsta za koju je predviđen najveći gubitak-78% ukupne površine koju zauzima. U apsolutnom smislu, vrsta koja gubi najveći deo svog areala bila je *Ripponensia morini* (Tabela 5). Za isti broj vrsta je predviđeno da će proširiti svoj areal, sa najvećom ekspanzijom vrste *Merodon papillus* (89%), dok je *Cheilosia lenta* imala najveće apsolutno povećanje areala. Međutim, čak 63% vrsta je imalo predviđenu promenu pAOO

manju od 15%. 18 vrsta (40%) je predviđeno da će redukovati svoj areal u vremenskom periodu od 2061-2080, dok su modeli ukazali da će 26 vrsta (60%) povećati pAOO. Opet je najveći gubitak predviđen za vrstu *Cheilosia balkana* (83%), dok je najveće širenje areala predviđeno za *Merodon desuturinus* kako u apsolutnom, tako i u relativnom smislu. Sudeći po modelima, najveći apsolutni gubitak opet će doživeti *Ripponensia morini*. Za 47% analiziranih vrsta varijacija u veličini zauzete teritorije bila je ispod 15%. pAOO, kao i promene u veličini areala između različitih perioda izračunate su na osnovu binarnih mapa povoljnosti staništa datih u Prilogu 3.

Posmatrajući sveukupne promene u pAOO, moguće je identifikovati četiri različita trenda. Za šest vrsta (13%) je predviđeno da gube deo areala tokom oba vremenska perioda, dok osam vrsta (18%) konstantno proširuje svoju teritoriju. Za 15 vrsta (34%) je predviđeno da gube deo areala tokom prvog perioda, a zatim vraćaju deo, dok će drugih 15 prvo dobiti, a zatim izgubiti deo teritorije.

Tabela 5. 44 vrste korišćene u analizi, njihove TSS vrednosti, pAOO za sve vremenske periode i izračunate apsolutne i relativne promene u veličini areala.

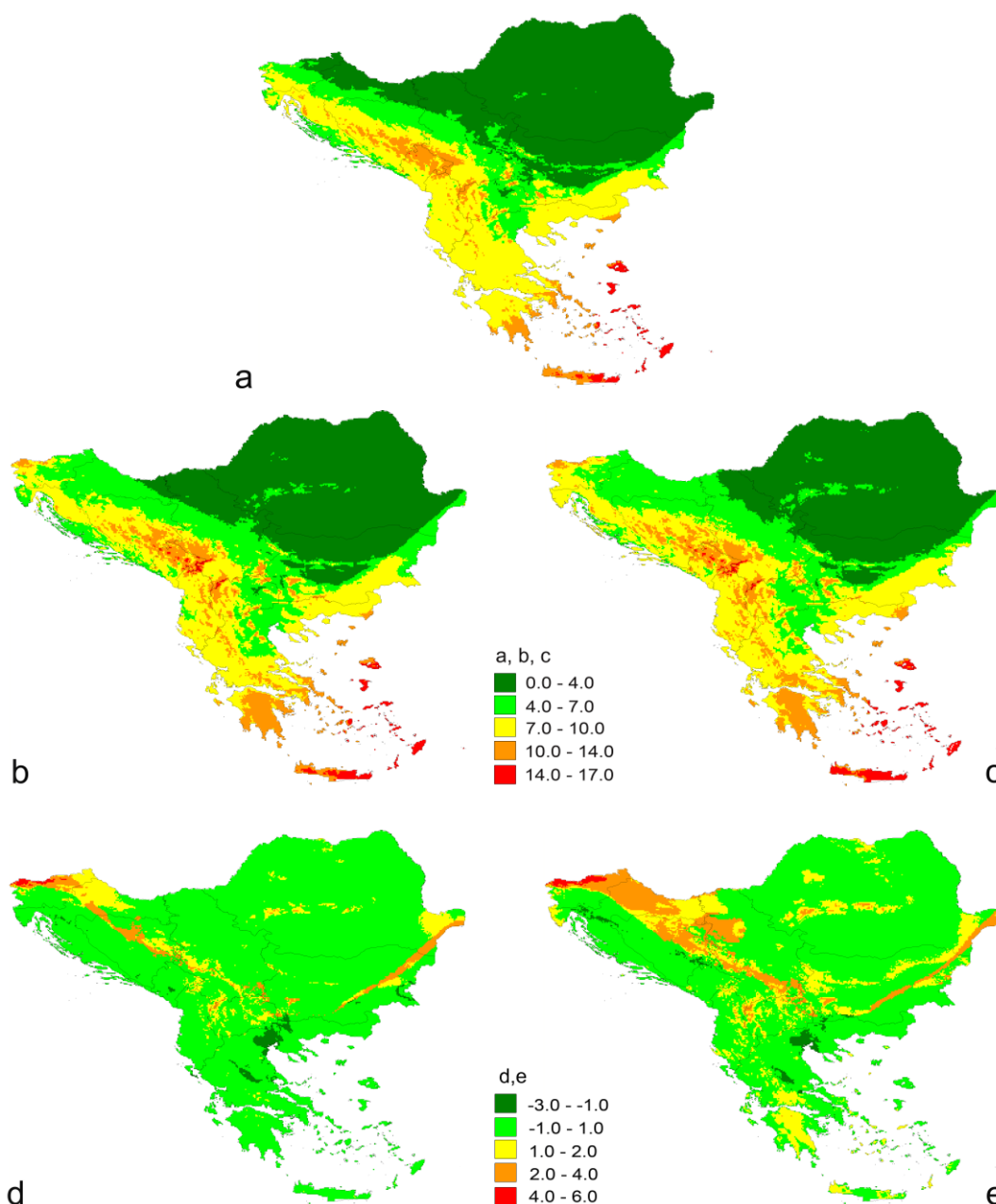
Vrsta	TSS sad.	AOO sad.	AOO 2050	AOO 2070	A-pAOO 2050-sad.	R-pAOO 2050-sad.	A-pAOO 2070-sad.	R-pAOO 2070-sad.
<i>Cheilosia balkana</i> Vujić, 1994	0.80	71827.29	15150.14	11800.41	-56677.15	-0.79	-60026.88	-0.84
<i>Cheilosia griseifacies</i> Vujić, 1994	0.83	124421.00	114014.90	131814.30	-10406.10	-0.08	7393.30	0.06
<i>Cheilosia lenta</i> Becker, 1894	0.74	120612.30	170718.70	135947.30	50106.40	0.42	15335.00	0.13
<i>Cheilosia melanura rubra</i> Vujić, 1996	0.81	80943.48	49327.79	69986.46	-31615.69	-0.39	-10957.02	-0.14
<i>Cheilosia thessala</i> Claussen et Ståhls, 2007	0.94	49944.09	43373.15	59168.18	-6570.94	-0.13	9224.09	0.18
<i>Chrysotoxum montanum</i> Nedeljković et Vujić, 2015	0.87	46066.40	43171.45	33328.10	-2894.95	-0.06	-12738.30	-0.28
<i>Chrysotoxum tomentosum</i> Giglio-Tos, 1890	0.93	54776.99	62024.03	53968.31	7247.04	0.13	-808.68	-0.01
<i>Eumerus armatus</i> Ricarte et Rotheray, 2012	0.91	68725.43	77189.64	84261.60	8464.21	0.12	15536.17	0.23
<i>Eumerus aurofinis</i> Grković, Vujić et Radenković, 2015	0.99	8149.52	8755.63	6746.26	606.11	0.07	-1403.26	-0.17
<i>Eumerus claripennis</i> Coe, 1957	0.78	17765.78	18182.22	17695.89	416.44	0.02	-69.89	0.00
<i>Eumerus lucidus</i> Loew, 1848	0.85	119334.20	41344.20	150066.70	-77990.00	-0.65	30732.50	0.26
<i>Eumerus minotaurus</i> Claussen et Lucas, 1988	0.88	100160.50	99628.39	106322.90	-532.11	-0.01	6162.40	0.06
<i>Eumerus niveitibia</i> Becker, 1921	0.94	49507.33	48267.14	59001.90	-1240.19	-0.03	9494.57	0.19
<i>Merodon aerarius</i> Rondani, 1857	0.67	144093.70	180699.30	156549.50	36605.60	-0.14	12455.80	-0.11
<i>Merodon albifasciatus</i> Macquart, 1842	0.91	71162.86	61298.56	63550.80	-9864.30	0.10	-7612.06	0.08
<i>Merodon ambiguus</i> Bradescu, 1986	0.74	198935.30	218341.40	214629.80	19406.10	0.01	15694.50	0.04
<i>Merodon atricapillatus</i> in litt.	0.99	4633.89	4686.30	4807.91	52.41	-0.14	174.02	-0.37
<i>Merodon euri</i> in litt.	0.72	216534.20	187123.70	136333.70	-29410.50	0.11	-80200.50	-0.02
<i>Merodon caeruleascens</i> Loew, 1869	1.00	914.86	1001.28	880.30	86.42	0.09	-34.56	-0.04
<i>Merodon callidus</i> in litt.	0.68	166808.00	150914.90	150832.50	-15893.10	-0.10	-15975.50	-0.10
<i>Merodon chalybeatus</i> Sack, 1913	0.65	106500.30	110286.30	172913.40	3786.00	0.04	66413.10	0.62
<i>Merodon chrysotrichos</i> in litt.	0.97	26720.57	43628.11	47866.82	16907.54	0.63	21146.25	0.79
<i>Merodon constans</i> (Rossi, 1794)	0.66	190864.40	148928.10	193237.70	-41936.30	-0.22	2373.30	0.01
<i>Merodon desuturinus</i> Vujić, Šimić et Radenković, 1995	0.81	61429.73	77000.70	186389.50	15570.97	0.25	124959.77	2.03
<i>Merodon haemorrhoidalis</i> Sack, 1913	0.68	240519.10	259614.00	277347.10	19094.90	0.25	36828.00	0.09
<i>Merodon hoplitis</i> Hurkmans, 2012	0.93	53511.06	81202.54	80390.88	27691.48	0.52	26879.82	0.50
<i>Merodon latifemoris</i> Radenković et Vujić, 2011	0.91	2716.91	2615.00	3020.29	-101.91	-0.04	303.37	0.11
<i>Merodon luteofasciatus</i> in litt.	0.99	8120.85	7030.43	8016.74	-1090.42	-0.13	-104.11	-0.01

Tabela 5. (Nastavak)

Vrsta	TSS sad.	AOO sad.	AOO 2050	AOO 2070	A-pAOO 2050-sad.	R-pAOO 2050-sad.	A-pAOO 2070-sad.	R-pAOO 2070-sad.
<i>Merodon luteomaculatus</i> in litt.	0.86	104306.80	133899.10	126876.80	29592.30	0.28	22570.00	0.22
<i>Merodon lydicus</i> in litt.	0.99	5890.42	4086.42	3810.16	-1804.00	-0.31	-2080.26	-0.35
<i>Merodon megavidus</i> Vujić et Radenković, 2016	0.99	6453.33	8874.59	8522.81	2421.26	0.38	2069.48	0.32
<i>Merodon moesiacus</i> in litt.	0.87	63949.93	56790.03	77375.66	-7159.90	-0.11	13425.73	0.21
<i>Merodon neofasciatus</i> in litt.	0.98	16760.30	18579.60	19906.90	1819.30	0.11	3146.60	0.19
<i>Merodon oromediterraneus</i> in litt.	0.76	187312.20	168980.10	182060.30	-18332.10	-0.10	-5251.90	-0.03
<i>Merodon papillus</i> Vujić, Radenković et Pérez-Bañon, 2007	0.99	12339.41	23363.01	14757.09	11023.60	0.89	2417.68	0.20
<i>Merodon rojoi</i> in litt.	0.83	130792.90	98422.88	99238.83	-32370.02	-0.25	-31554.07	-0.24
<i>Merodon spineus</i> in litt.	0.71	80125.92	76681.28	87423.88	-3444.64	-0.04	7297.96	0.09
<i>Merodon subnigrum</i> in litt.	0.72	123896.80	137236.90	121341.80	13340.10	-0.13	-2555.00	0.04
<i>Merodon trebevicensis</i> Strobl, 1900	0.81	149817.50	130605.10	155220.60	-19212.40	0.08	5403.10	0.15
<i>Merodon virgatus</i> Vujić et Radenković, 2016	0.86	110907.20	115125.90	108941.90	4218.70	0.04	-1965.30	-0.02
<i>Orthonevra montana</i> Vujić, 1999	0.94	43480.91	52375.66	50739.11	8894.75	0.20	7258.20	0.17
<i>Pipiza laurusi</i> Vujić et Ståhls, 2013	0.65	272889.10	271057.10	152764.00	-1832.00	-0.01	-120125.10	-0.44
<i>Pipizella zloti</i> Vujić, 1997	0.56	342820.60	343420.10	349238.70	599.50	0.00	6418.10	0.02
<i>Riponnensia morini</i> Vujić, 1999	0.70	234782.60	98237.73	101035.40	-136544.87	-0.58	-133747.20	-0.57

4.3.2. Bogatstvo vrsta

Hotspot područja na osnovu bogatstva vrsta osolikih muva bi trebalo da budu slična tokom različitih vremenskih perioda. Egejska ostrva i deo Dinarskog masiva koji se proteže kroz Bosnu i Hercegovinu, Srbiju i Crnu Goru su područja sa najvećim potencijalnim brojem vrsta u svim slučajevima (Slika 59a, b, i c).



Slika 59. Projektovano potencijalno bogatstvo vrsta osolikih muva JI Evrope za (a) sadašnjost, (b) 2050 (c) 2070 i razlike između (d) 2050 i sadašnjosti i (e) 2070 i sadašnjosti. Svaka ćelija predstavlja ukupan broj vrsta u definisanoj ćeliji. Na mapama razlike svaka ćelija predstavlja razliku u broju vrsta po ćeliji.

Dinarske planine zajedno sa alpskim regionom u Sloveniji, delom Karpata u Rumuniji i obalskom zonom duž Crnog mora koja se širi ka kontinentalnim područjima jugozapadne Bugarske su zone za koje je predviđeno najveće povećanje brojnosti vrsta tokom vremena. Nasuprot tome, doline između planina Olimp i Rodopi, deo ostrva Krf (samo 2050), područje Skadarskog jezera u Crnoj Gori, periferna zona planine Strandža u Bugarskoj i područje nadomak Nacionalnog parka Plitvice u Hrvatskoj su zone za koje je predviđeno da će izgubiti između jedne i tri vrste u budućnosti (Slika 59d i e).

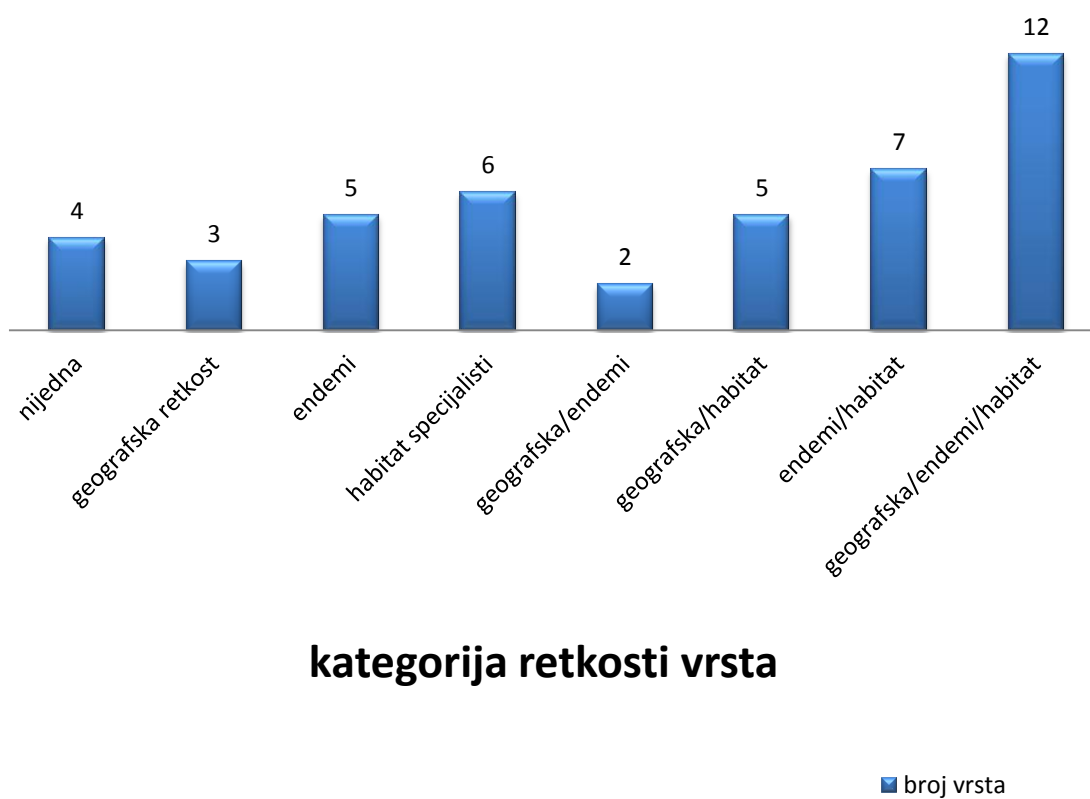
4.3.3. Gubitak areala

Rezultati su pokazali da korelacija između trenutnog areala vrsta i promena u veličini areala za oba vremenska perioda nije statistički značajna, sa vrednostima $r(42) = -0.243$, $p > 0.05$ za 2050 i $r(42) = -0.227$, $p > 0.05$ za 2070, ukazujući da vrste sa ograničenim arealom neće u budućnosti iskusiti veće smanjenje areala u odnosu na široko rasprostranjene vrste.

4.4. PRIORETIZACIJA PODRUČJA

4.4.1. Indeks ranjivosti

U tabeli 6 su prikazane vrednosti za sve kriterijume ranjivosti i sumarni indeks ranjivosti za svaku vrstu. Među analiziranim vrstama, 17 su klasifikovane kao ranjive na osnovu barem jednog kriterijuma: jedna vrsta je imala ograničenu geografsku distribuciju, sedam vrsta su bile endemične, dok su devet vrsta klasifikovane kao specijalisti po pitanju habitata. Osam vrsta (18.18%) su klasifikovane kao ranjive po svim kriterijumima, 13 vrsta (29.54%) kao ranjive po dva kriterijuma, dok šest vrsta (13.64%) nije pokazalo ranjivost ni prema jednom od kriterijuma (Slika 60).



Slika 60. Broj vrsta osolikih muva u svakoj od kategorija ranjivosti u JI Evropi. Ukupno je analizirano 44 vrste.

Tabela 6. Kriterijumi i indeksi ranjivosti za 44 analizirane vrste osolikih muva.

Vrsta	Broj nalaza vrste	Endemizam	Geografska retkost /surogat za abudancu	Specifičnost habitata	Običan indeks ranjivosti	Kattan indeks	Leroy's indeks
<i>Cheilosia balkana</i>	18	0	0	1	1	3	0
<i>Cheilosia griseifacies</i>	16	0	0	1	1	3	0.001
<i>Cheilosia lenta</i>	34	0	0	1	1	3	0
<i>Cheilosia melanura rubra</i>	16	1	0	0	1	4	0.001
<i>Cheilosia thessala</i>	9	1	0	1	2	7	0.051
<i>Chrysotoxum montanum</i>	46	0	0	1	1	3	0
<i>Chrysotoxum tomentosum</i>	59	0	0	0	0	1	0
<i>Eumerus armatus</i>	16	1	0	1	2	7	0.001
<i>Eumerus aurofinis</i>	19	1	1	1	3	8	0
<i>Eumerus claripennis</i>	9	1	1	1	3	8	0.051
<i>Eumerus lucidus</i>	11	0	0	1	1	3	0.018
<i>Eumerus minotaurus</i>	15	1	0	1	2	7	0.002
<i>Eumerus niveitibia</i>	8	1	0	1	2	7	0.082
<i>Merodon aerarius</i>	37	0	0	0	0	1	0
<i>Merodon albifasciatus</i>	11	0	0	1	1	3	0.018
<i>Merodon ambiguus</i>	27	1	0	1	2	7	0
<i>Merodon atricapillatus</i>	12	1	1	1	3	8	0.01
<i>Merodon euri</i>	25	1	0	1	2	7	0
<i>Merodon caerulescens</i>	12	1	1	1	3	8	0.01
<i>Merodon callidus</i>	39	1	0	0	1	4	0
<i>Merodon chalybeatus</i>	23	0	0	0	0	1	0
<i>Merodon chrysotrichos</i>	8	0	1	0	1	2	0.082
<i>Merodon constans</i>	52	0	0	0	0	1	0
<i>Merodon desuturinus</i>	13	1	0	0	1	4	0.006
<i>Merodon haemorrhoidalis</i>	9	0	0	1	1	3	0.051
<i>Merodon hoplitis</i>	6	1	0	1	2	7	0.194
<i>Merodon latifemoris</i>	17	1	1	1	3	8	0
<i>Merodon luteofasciatus</i>	9	1	1	1	3	8	0.051
<i>Merodon luteomaculatus</i>	7	1	0	0	1	4	0.128
<i>Merodon lydicus</i>	15	0	1	1	2	5	0.002
<i>Merodon megavidus</i>	17	1	1	1	3	8	0
<i>Merodon moesiacus</i>	24	1	0	0	1	4	0
<i>Merodon neofasciatus</i>	36	1	1	1	3	8	0
<i>Merodon oromediterraneus</i>	25	1	0	1	2	7	0
<i>Merodon papillus</i>	26	0	1	1	2	5	0
<i>Merodon rojoi</i>	6	1	0	1	2	7	0.194
<i>Merodon spineus</i>	16	0	0	1	1	3	0.001
<i>Merodon subnigrum</i>	32	1	0	0	1	4	0
<i>Merodon trebevicensis</i>	21	0	0	1	1	3	0
<i>Merodon virgatus</i>	33	1	0	1	2	7	0
<i>Orthonevra montana</i>	9	0	0	0	0	1	0.051
<i>Pipiza laurusi</i>	8	1	0	1	2	7	0.082
<i>Pipizella zloti</i>	6	0	0	0	0	1	0.194
<i>Riponnensia morini</i>	9	1	0	0	1	4	0.051

χ^2 test je pokazao da postoji značajna veza svih mera ranjivosti vrsta, izuzev endemizma i specijalizacije habitata (Tabela 7).

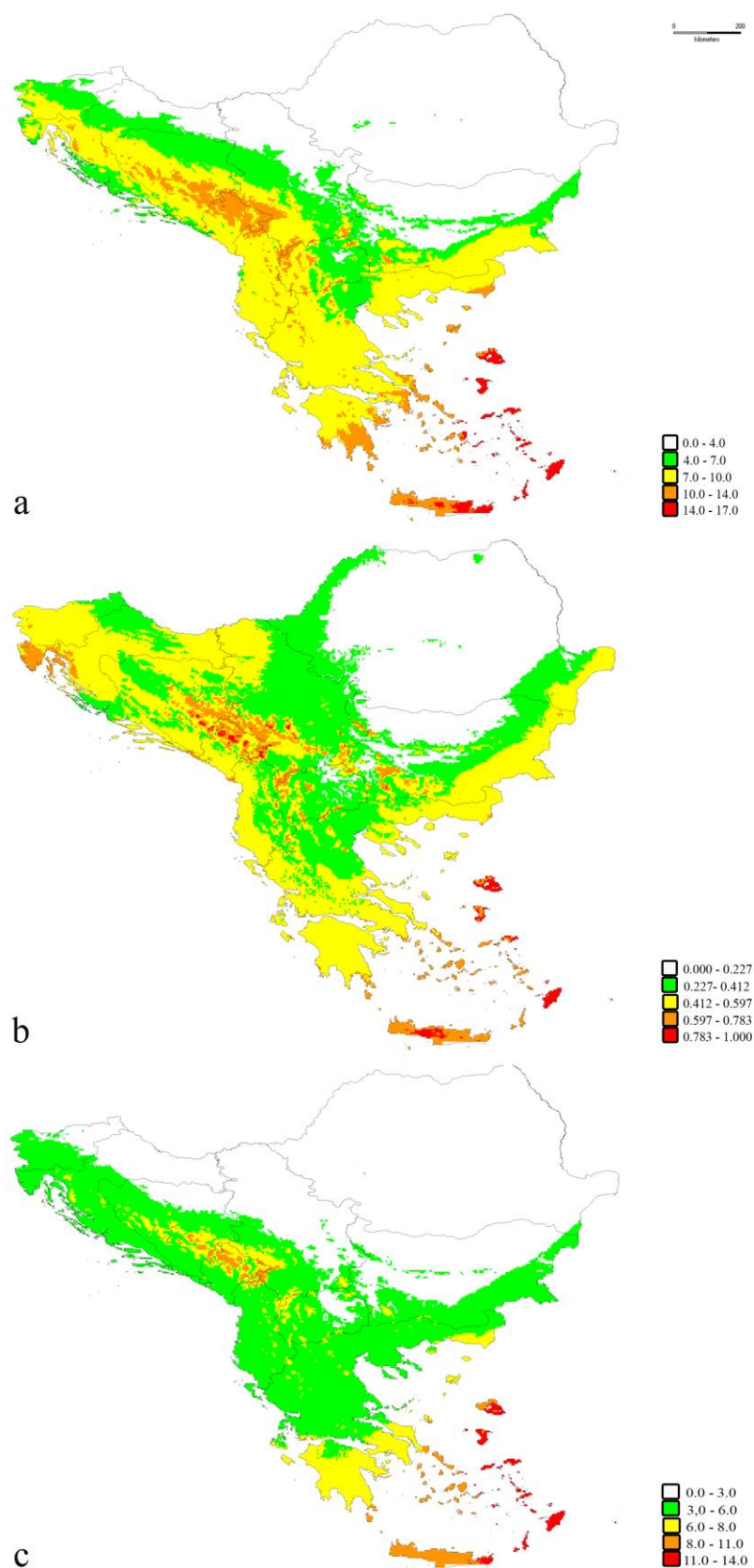
Tabela 7. Rezultati χ^2 testa za različite mere ranjivosti vrsta. pAOO predstavlja potencijalnu zauzetost površine (od potential Area of Occupancy).

Mera retkosti vrste	χ^2	d.f.	p
pAOO/habitat	14.796	1	0.0001198
pAOO/endem	9.1404	1	0.0025
habitat/endem	0.44196	1	0.5062
pAOO/habitat/endem	18.247	2	0.0001091

4.4.2. Retkost i potencijalno bogatstvo vrsta

Mapa potencijalnog bogatstva vrsta je ukazala da su Egejska ostrva područja sa najvišim vrednostima (Slika 61a). Između 14 i 17 vrsta je predviđeno kao potencijalno prisutno u ovom regionu, pogotovo na najzapadnijim ostrvima. Takođe, Dinarski planinski masiv je označen kao predeo bogat vrstama, sa 10-14 potencijalno prisutnih vrsta.

Vrednosti za meru maksimalne retkosti su varirale između 0.78 i 1, ukazujući da su egejska ostrva Krit, Rodos, Hios, Lesbos, Samos, kao i planine Kopaonik, Durmitor i Prokletije predeli sa najranjivijim vrstama. Niža područja koja okružuju pomenute planine i obala Jadranskog mora u Hrvatskoj takođe su posedovale značajne vrednosti za meru maksimalne retkosti vrsta (0.6-0.79) (Slika 61b). Sumirana retkost pokazala je sličan šablon, gde su istočno-egejska ostrva, uključujući istočni deo ostrva Krit identifikovana kao područja sa najvišim vrednostima, koje su se kretale u rasponu od 11-14 vrsta (Slika 61c).



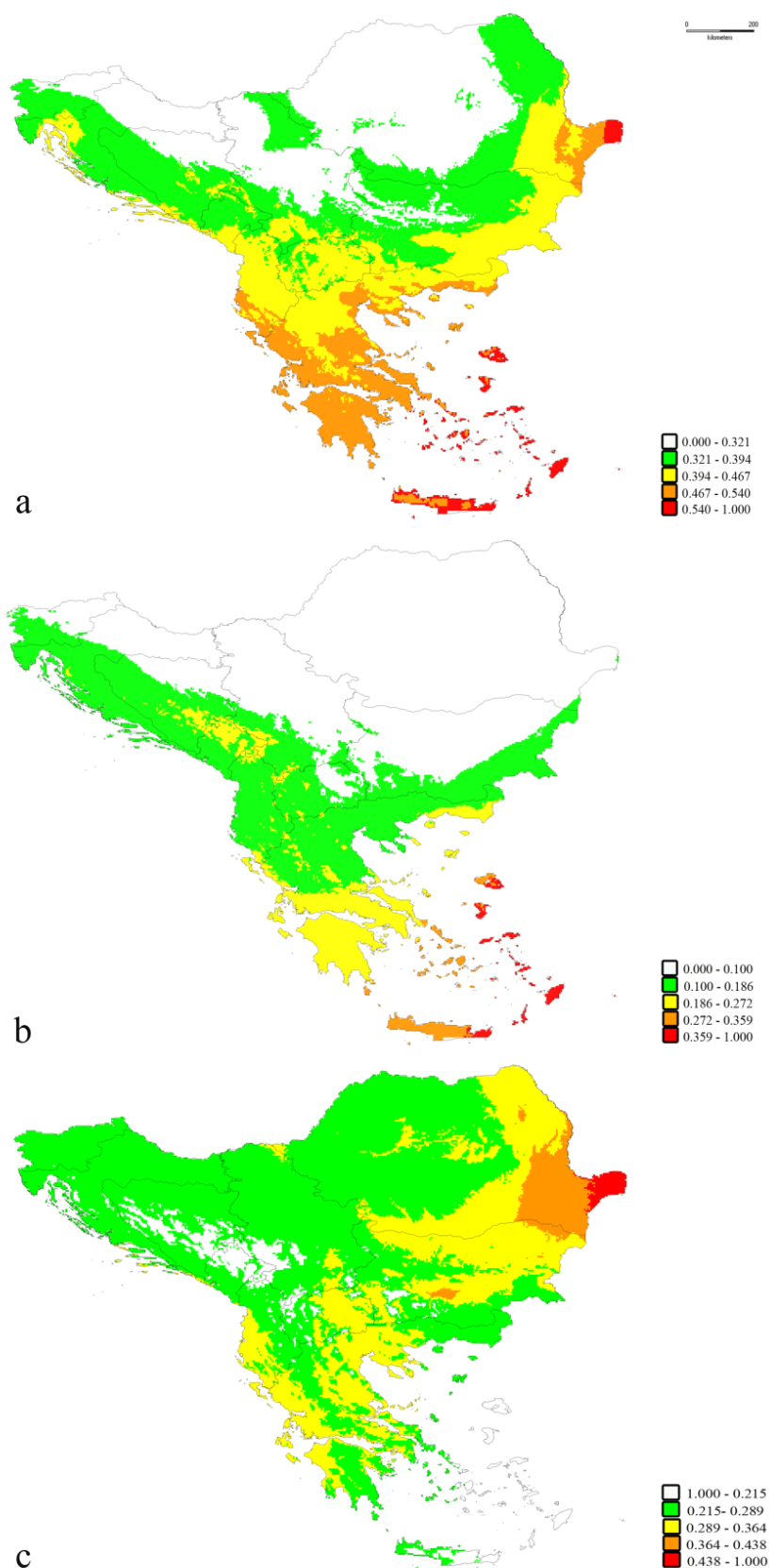
Slika 61. Mapa (a) potencijalnog bogatstva, (b) maksimalne retkosti i (c) sumirane retkosti vrsta zasnovana na verovatnoći pojave vrsta osolikih muva u JI Evropi.

4.4.3. Konzervacioni indeksi i prioretizacija područja

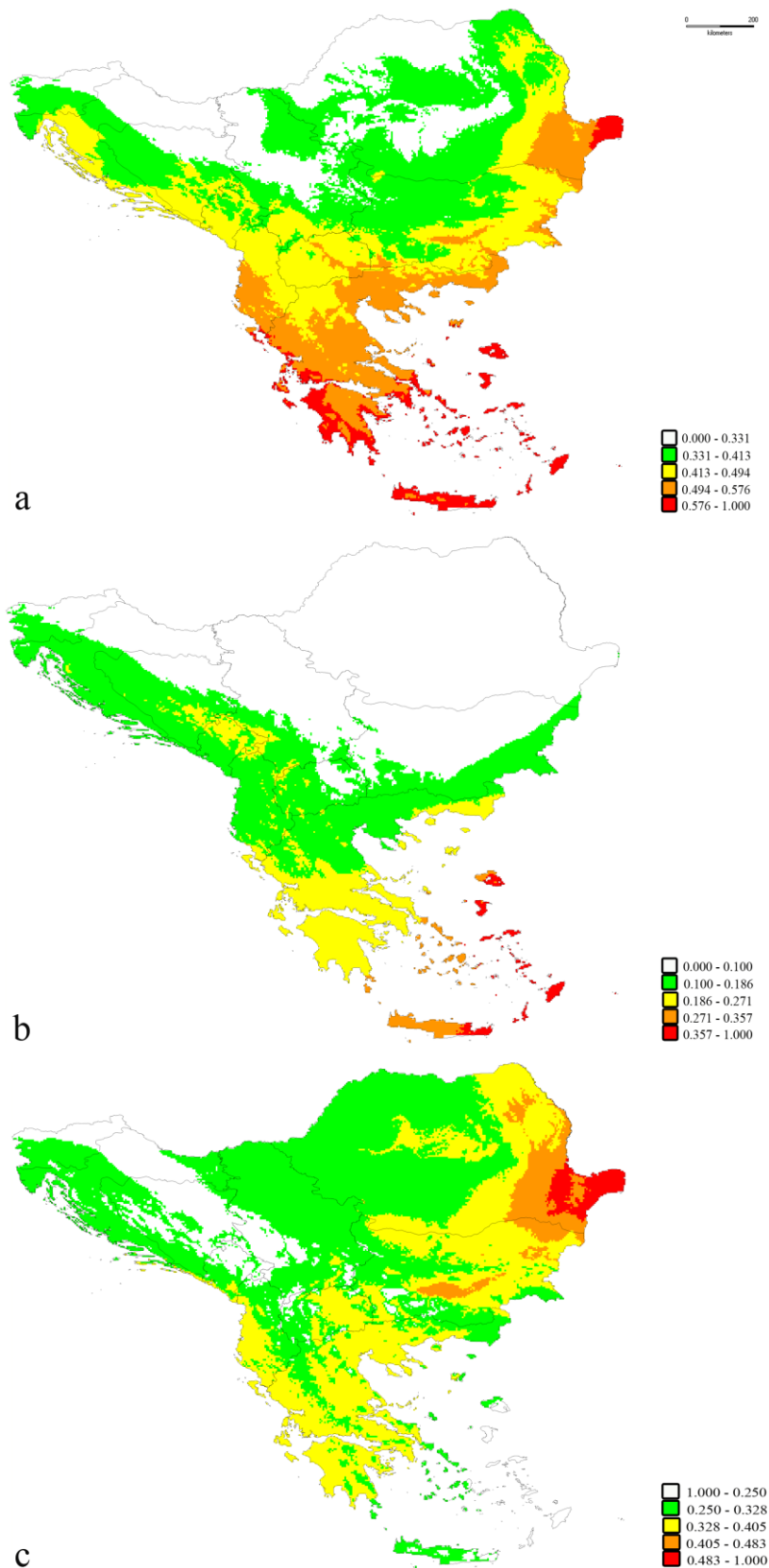
Rezultati pBCC (od potential Biodiversity Conservation Concern) analiza su pokazali različite rezultate kada su računati sa alternativnim indeksima ranjivosti vrsta. Analiza pBCC koristeći jednostavan indeks ranjivosti i Kattan indeks dalje je naglasila značaj istočno-egejskih ostrva, ali je takođe ukazala na značaj srednje-egejskih ostrva i delte Dunava u Rumuniji (Slike 62a i 63a). pBCC vrednosti u ovom regionu su varirale od 0.54-1 sa jednostavnim indeksom ranjivosti i od 0.57-1 kada je korišćen Kattan indeks. Obalska zona u centralnoj Grčkoj i Peloponez su takođe istaknuti kao značajna područja, sa pBCC vrednostima od 0.46-0.54 sa jednostavnim i opet od 0.57-1 sa Kattan indeksom. pBCC indeks računat sa Leroy indeksom ukazao je na značaj velikog područja u Rumuniji, koje obuhvata Karpate i dolinsku zonu na zapadnim padinama ove planine, sa vrednostima koje su se kretale od 0.39-1 (Slika 64a). Za razliku od pBCC, pBCW analiza koristeći različite indekse ranjivosti dala je gotovo identične rezultate. Najveće vrednosti pBCW indeksa u svim slučajevima (0.35-1 sa jednostavnim indeksom ranjivosti i Kattan indeksom i 0.46-1 sa Leroy indeksom) su opet bile koncentrisane u istočno-egejskim ostrvima i istočnom delu ostrva Krit (Slike 62b, 63b i 64b). Da bi se razlike između pBCC i pBCW u svim slučajevima bolje vizuelizovale, pBCW je oduzet od pBCC (Slike 62c, 63c i 64c). Ova procedura je otkrila da su delta Dunava i planina Karpati u Rumuniji regioni relativno siromašni vrstama, ali su vrste u tom regionu pretežno ranjive.

Poređenje konzervacionih indeksa dobijenih pomoću različitih indeksa ranjivosti prikazano je na Slici 65. Svi indeksi osim pBCC koristeći Leroy indeks su pokazali signifikantnu korelaciju, sa tim što su pBCW indeks dobijen pomoću jednostavnog indeksa ranjivosti i pBCW dobijen sa Kattan indeksom pokazali najjaču vezu.

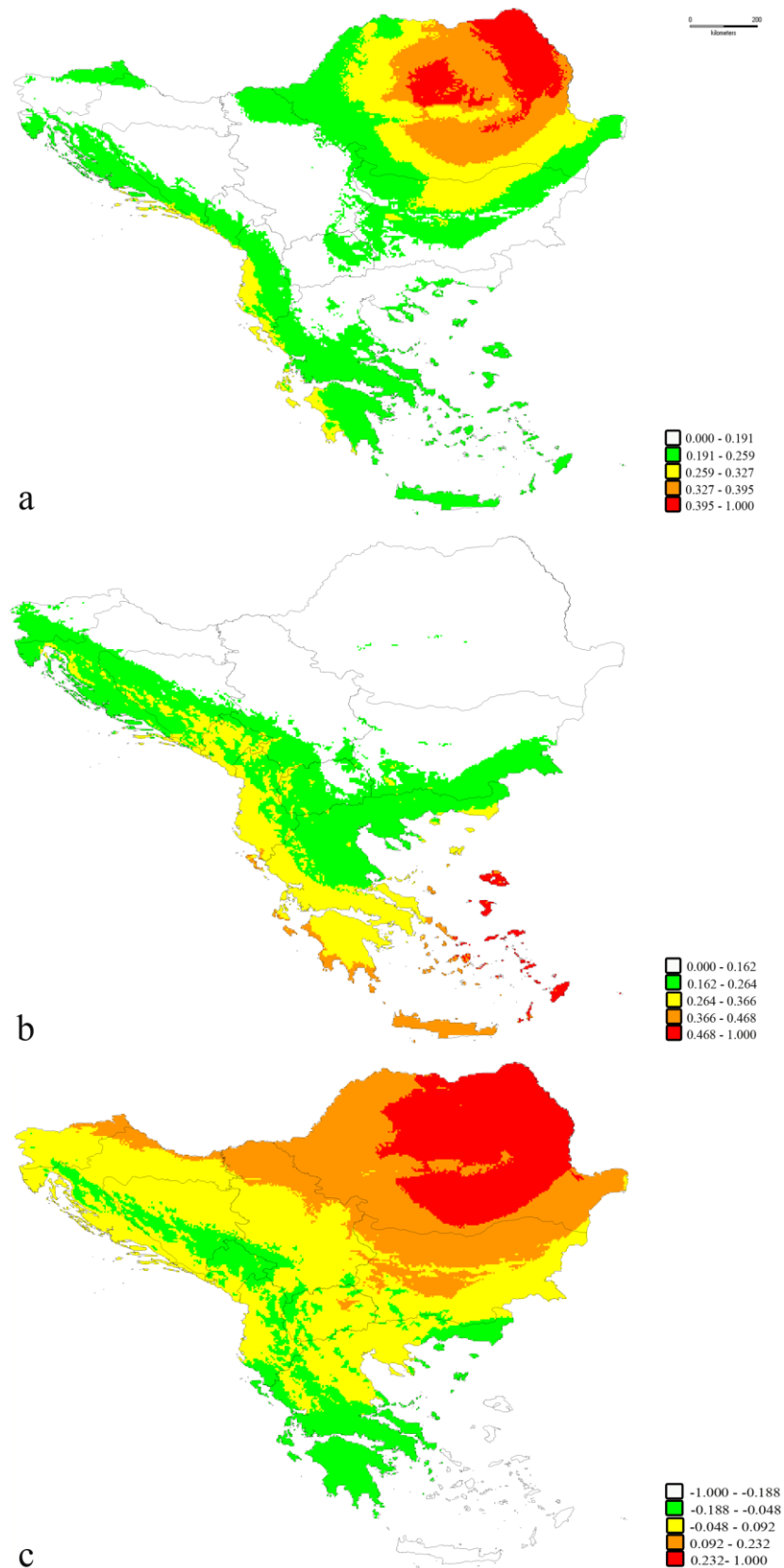
Rezultati prioretizacije područja na osnovu modela potencijalne distribucije i retkosti vrsta publikovani su u radu Miličić i sar. (2017).



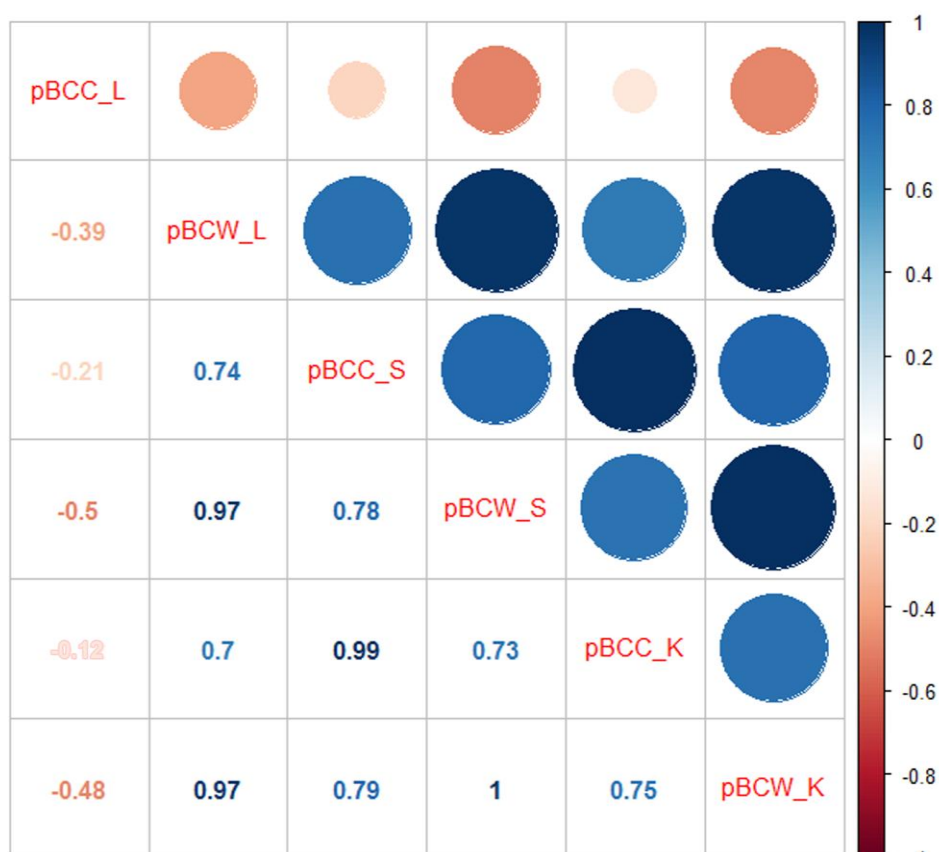
Slika 62. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći jednostavan indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.



Slika 63. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći Kattan indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.



Slika 64. Prioretizacija područja na osnovu konzervacionih indeksa: (a) pBCC (potential Biodiversity Conservation Concern), (b) pBCW indeksa (potential Biodiversity Conservation Weight) i (c) razlika između ova dva indeksa izračunatih koristeći Leroy indeks retkosti vrsta osolikih muva u JI Evropi.



Slika 65. Pearsonov koeficijent korelacije između različitih konzervacionih indeksa (pBCC_S i pBCW_S-indeksi računati koristeći jednostavan indeks ranjivosti, pBCC_K i pBCW_K-indeksi računati koristeći Kattan indeks, pBCC_L i pBCW_L-indeksi računati koristeći Leroy indeks).

4.5. PROCENA RIZIKA OD IZUMIRANJA

4.5.1. Linearni modeli

4.5.1.1. Preliminarni testovi

Na osnovu Shapiro-Wilk testa i nakon logaritamske transformacije primenjene zarad normalizacije podataka, utvrđeno je da podaci nemaju normalnu distribuciju (Tabela 8), dok je Levene test ukazao na nehomogenost varijanse podataka (Tabela 9). U skladu sa rezultatima ovih preliminarnih analiza, odabrane su dalje metode za rad.

Tabela 8. Rezultati Shapiro-Wilk testa i logaritamske transformacije.

promena areala po vremenskom periodu	p vrednost pre logaritamske transformacije	p vrednost nakon logaritamske transformacije
pAOO sad	0.003	0.000
A-pAOO2050-sad.	0.036	0.023
R-pAOO2050-sad.	0.051	/
A-pAOO2070-sad.	0.000	0.108
R-pAOO2070-sad.	0.199	/

Tabela 9. Rezultati Levene testa homogenosti varijanse. Broj u svakoj od kolona predstavlja F vrednost, a zvezdica ukazuje na signifikantnost na osnovu p vrednosti.

Funkcionalni karakteri	Stanja funkcionalnih karaktera	pAOO sad	A-pAOO 2050-sad.	R-pAOO 2050-sad.	A-pAOO 2070-sad.	R-pAOO 2070-sad.
larvalno mikrostanište	drveće	1.250	0.458	0.915	0.388	0.458
	slaj zeljastih biljaka	0.058	0.280	1.269	0.004	0.280
	korenska zona	0.695	0.804	1.558	10.348**	0.804
	potopljeni sediment	0.744	0.308	1.539	5.893*	0.308
tip ishrane larve	(5 stanja karaktera)	6.155***	0.151	1.702	2.454	0.151
broj generacija	jedna generacija	0.000	0.130	0.113	0.038	0.130
	dve generacije	0.195	0.114	0.028	0.002	0.114
period leta	rano proleće	0.038	0.784	1.297	1.295	0.784
	proleće	1.444	0.535	0.028	0.747	0.535
	rano leto	2.893	0.054	0.040	2.145	0.054
	leto	0.182	0.483	0.004	0.184	0.483
	jesen	0.055	1.264	0.513	0.221	1.264
makrohabitat adulta	umerene listopadne šume	0.022	1.062	0.004	0.036	1.062
	mediteranske šume	1.126	0.772	0.139	0.311	0.772
	četinarske šume	2.136	3.148	0.166	1.054	3.148
	alpska vegetacija	6.743*	6.554	1.539	5.893*	6.554*
	močvarna staništa	0.744	0.308	0.073	0.371	0.308
visina na kojoj lete adulti	arborealne	0.280	0.425	0.484	0.371	0.425
	blizu tla	4.592*	0.002	0.484	0.175	0.002
tolerancija na ljudski uticaj	(4 stanja karaktera)	2.520	1.039	0.053	0.000	1.039

4.5.1.2. Ispitivanje efekta pojedinačnih funkcionalnih karaktera

Rezultati su pokazali da korelacija između pojedinačnih funkcionalnih karaktera i promene veličine areala za različite vremenske periode nije statistički značajna (<0.05), izuzev arborealnog načina leta za period 2050, perioda letenja tokom leta i vezanosti adulta za alpska staništa za period 2070 (Tabela 10).

Tabela 10. Rezultati Welch-ANOVA testa za kategoričke (broj predstavlja F vrednost, a zvezdica ukazuje na signifikantnost na osnovu p vrednosti) i Spearman-ovog koeficijenta korelacije za kontinualne funkcionalne karaktere (broj predstavlja rho vrednost).

Funkcionalni karakteri	Stanja funkcionalnih karaktera	pAOO sad	A-pAOO 2050-sad.	R-pAOO 2050-sad.	A-pAOO 2070-sad.	R-pAOO 2070-sad.
	drveće	/	/	/	/	/
larvalno mikrostanište	sloj zeljastih biljaka	0.342	0.069	0.792	1.816	0.001
	korenska zona	1.910	2.550	4.734	3.882	0.675
	potopljeni sediment	0.711	0.269	0.867	0.595	0.203
tip ishrane larve	(5 stanja karaktera)	0.354	0.453	0.889	1.824	0.421
broj generacija	jedna generacija	1.688	2.155	0.354	0.239	0.113
	dve generacije	2.920	4.228	0.531	0.644	0.190
period leta	rano proleće	0.005	1.244	0.062	2.837	1.224
	proleće	0.213	2.305	0.395	0.204	0.001
	rano leto	2.666	1.650	0.101	0.022	4.861*
	leto	0.021	0.537	0.125	0.388	1.646
	jesen	1.053	2.597	0.154	0.696	1.233
makrohabitat adulta	um.listopadne šume	3.988	1.752	3.600	0.670	7.400
	mediteranske šume	1.354	0.022	2.066	0.323	0.561
	četinarske šume	0.296	0.200	1.863	0.942	0.219
	alpska vegetacija	0.002	0.138	0.417	0.295	4.128*
	močvarna staništa	0.711	0.269	0.867	0.595	0.203
visina na kojoj lete adulti	arborealne	1.901	4.688*	1.075	3.730	0.580
	blizu tla	0.032	1.159	0.512	2.574	1.440
tolerancija na ljudski uticaj	(5 stanja karaktera)	0.142	0.323	0.304	0.000	3.62
veličina tela	numeričke vrednosti	0.084	0.151	0.091	0.153	- 0.270
dužina krila	numeričke vrednosti	- 0.023	0.014	- 0.094	- 0.011	- 0.192
odnos veličina tela/dužina krila	numeričke vrednosti	- 0.044	- 0.099	- 0.146	- 0.144	0.040

4.5.1.3. Linearna regresija i best GLM selekcija

Linearni regresioni modeli, korišćeni za testiranje povezanosti između funkcionalnih karaktera vrsta i sadašnjeg potencijalnog areala, kao i promena u veličini areala za različite periode, pokazali su značajnu međuzavisnost. Best GLM metod, primenjen za odabir najbolje podgrupe linearnog modela takođe je pokazao da za sve vremenske periode postoji signifikantna međuzavisnost između funkcionalnih karaktera i promene veličine areala

(Tabele 11-15). Karakter koji opisuje visinu na kojoj vrste lete, kao i dimenzije tela i krila i njihov međusobni odnos, bili su uključeni u najvećem broju modela. U Tabelama 11-15 prikazani su svi odabrani modeli (kao i evaluacija ovih modela) za različite vremenske periode koji su imali $\Delta AICc < 2$, ili samo sledeći najbolji model, ukoliko je kod njega $\Delta AICc > 2$. Diskusija, kao i analiza relativnog doprinosa funkcionalnih karaktera zasnovana je na najbolje rangiranom modelu na osnovu AICc vrednosti.

Tabela 11. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i trenutno predviđene veličine areala vrsta (pAOO). (TIL - tip ishrane larve, RP - rano proleće, RL - rano leto, ULŠ - umerene listopadne šume, AV - alpska vegetacija, ŠH - širina habitata, BZ - blizu zemlje, T - tolerancija na ljudski uticaj, DK - dužina krila).

Model	F	R2	p	AICc	$\Delta AICc$	Funkcionalni karakteri
best GLM1	7.088	0.682	0.000	1103.095	0	TIL+RP+RL+ULŠ+ŠH+BZ+T+DK
best GLM2	6.632	0.695	0.000	1105.358	2.263	TIL+RP+RL+ULŠ+AV+ŠH+BZ+T+DK

Tabela 12. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (A-pAOO2050-sad.). (BS - biljni sloj, KZ - korenska zona, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostanista), 2G - dve generacije, RL - rano leto, A - arborealne, OKD - odnos dužine krila i veličine tela, DK - dužina krila).

Model	F	R2	p	AICc	$\Delta AICc$	Funkcionalni karakteri
best GLM1	5.234	0.408	0.009	1026.590	0	D+BS+KZ+2G+RL
best GLM2	5.206	0.406	0.009	1026.666	0.076	BS+KZ+2G+RL+ OKD
best GLM3	4.760	0.430	0.005	1027.458	0.868	BS+KZ+2G+RL+A+ OKD
best GLM4	4.711	0.433	0.007	1027.654	1.064	D+BS+KZ+2G+RL+ OKD
best GLM5	4.65	0.429	0.005	1027.902	1.312	BS+KZ+2G+RL+A+ DK

Tabela 13. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (R-pAOO2050-sad.). (BS - biljni sloj, KZ - korenska zona, PS - potopljeni sediment, 1G - jedna generacija, 2G - dve generacije, RP - rano proleće, P - proleće, RL - rano leto, AV - alpska vegetacija, M - močvarna vegetacija, A - arborealne, DK - dužina krila).

Model	F	R2	p	AICc	ΔAICc	Funkcionalni karakteri
best GLM1	4.935	0.599	0.000	418.41	0	BS+KZ+1G+2G+RP+P+RL+ M+A+DK
best GLM2	4.935	0.599	0.000	418.41	0	BS+KZ+PS+1G+2G+RP+P+R L+A+DK
best GLM3	4.785	0.622	0.000	419.92	1.511	BS+KZ+1G+2G+RP+P+RL+ AV+M+A+DK
best GLM4	4.785	0.622	0.000	419.92	1.511	BS+KZ+PS+1G+2G+RP+P+R L+AV+A+DK

Tabela 14. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (A-pAOO2070-sad.). (D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), PS - potopljeni sediment, MŠ - mediteranske šume, M - močvarna vegetacija, A - arborealne, BZ - blizu zemlje, VT - veličina tela, DK - dužina krila, OKD - odnos dužine krila i veličine tela).

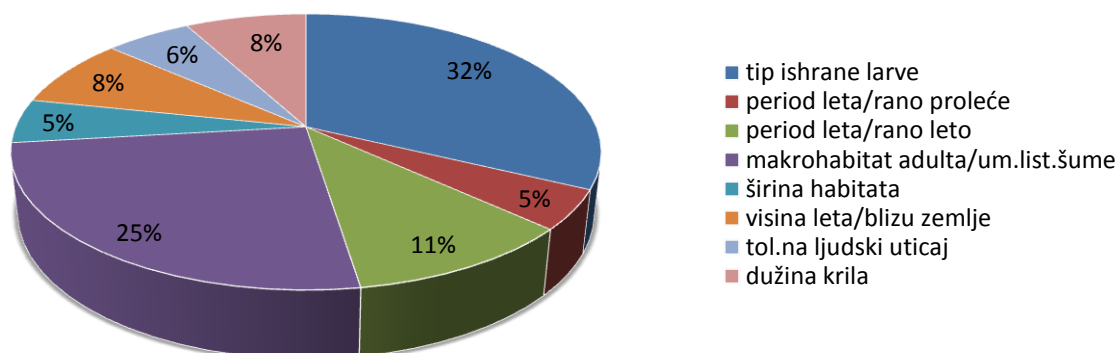
Model	F	R2	p	AICc	ΔAICc	Funkcionalni karakteri
best GLM1	6.041	0.540	0.001	1045.929	0	D+MŠ+M+A+BZ+VT+OKD
best GLM2	6.041	0.540	0.001	1045.929	0	D+PS+MŠ+A+BZ+VT+OKD
best GLM3	5.55	0.559	0.000	1047.438	1.509	D+MŠ+M+A+BZ+DK+VT+OKD
best GLM4	5.55	0.559	0.000	1047.438	1.509	D+PS+MŠ+A+BZ+DK+VT+OKD

Tabela 15. Best GLM modeli koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (R-pAOO2070-sad.). (D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), KZ - korenska zona, BS - biljni sloj, ČŠ - četinarske šume, A - arborealne, BZ - blizu zemlje, DK - dužina krila, VT - veličina tela, OKD - odnos dužine krila i veličine tela).

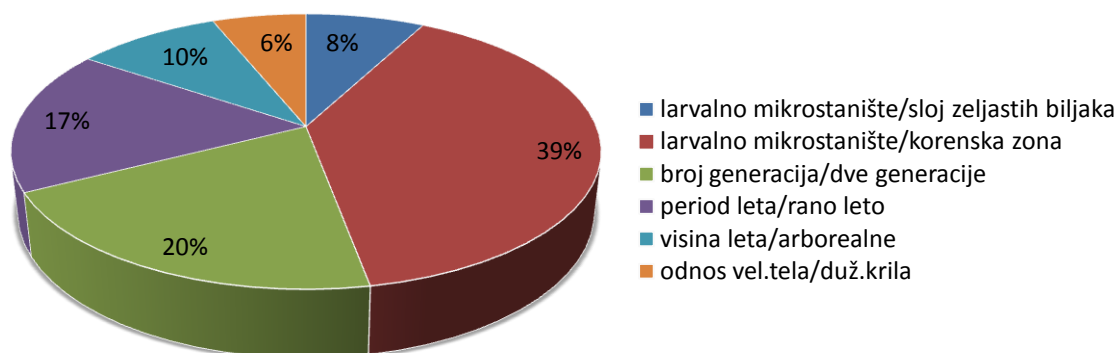
Model	F	R2	p	AICc	ΔAICc	Funkcionalni karakteri
best GLM1	4.334	0.457	0.005	448.192	0	D+BS+ČŠ+A+BZ+VT+OKD
best GLM2	2.368	0.315	0.019	458.421	10.229	KZ+ČŠ+A+BZ+DK+VT+OKD

4.5.1.4. Relativni doprinos funkcionalnih karaktera u modelima

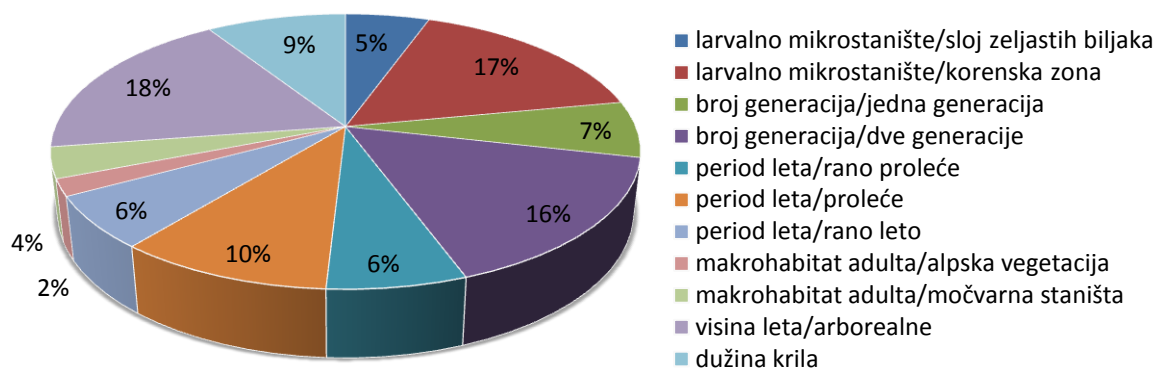
Relativni doprinos varijabli uključenih u best GLM modele dat je na Slikama 66-70. Generalno, najveći relativni doprinos pokazao je tip ishrane larve, arborealni način leta, pojava dve generacije u toku godine, kao i stanja karaktera povezana sa larvalnim mikrohabitatom i makrohabitatom adulta.



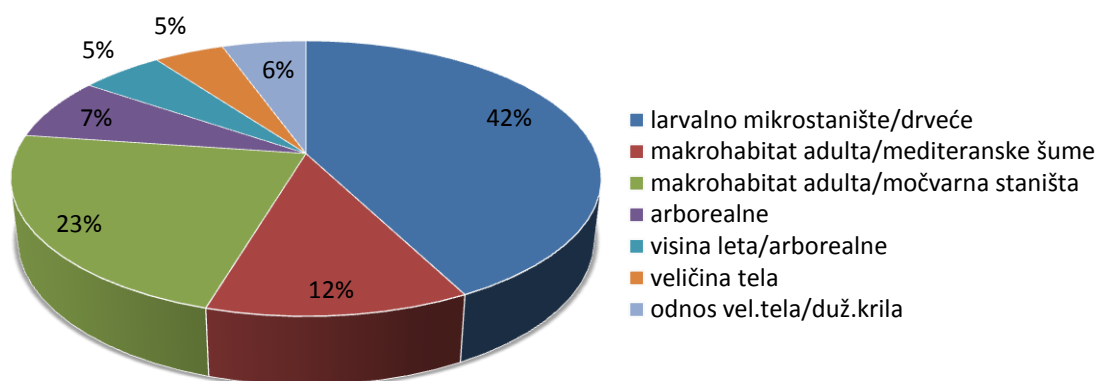
Slika 66. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za sadašnjost.



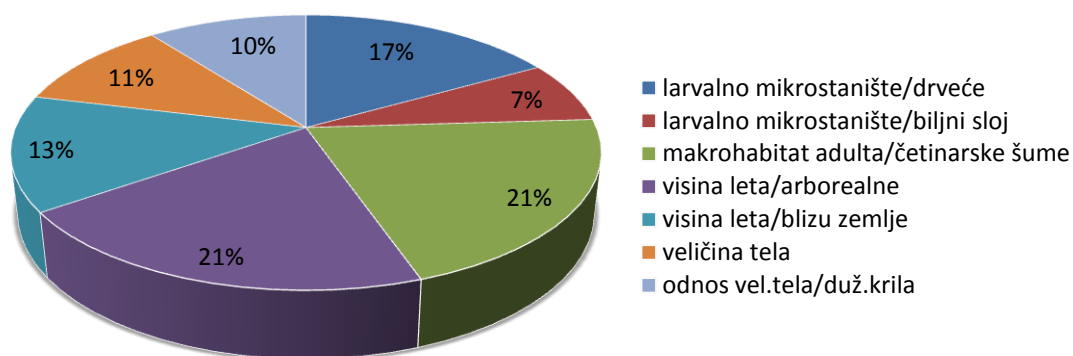
Slika 67. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karaktera uključenih u best GLM model za apsolutnu promenu areala za 2050.



Slika 68. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karakterata uključenih u best GLM model za relativnu promenu areala za 2050.



Slika 69. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karakterata uključenih u best GLM model za apsolutnu promenu areala za 2070.



Slika 70. Relativni doprinos stanja funkcionalnih karakterata uključenih u best GLM model za relativnu promenu areala za 2070.

4.5.2. Linearni modeli sa mešovitim efektom (*linear mixed effect models*)

Rezultati linearnih modela sa mešovitim efektom su ukazali na postojanje značajne korelacije između definisanih funkcionalnih karaktera osolikih muva i procenjene sadašnje veličine areala, kao i promene veličine areala za sve analizirane vremenske periode (Tabele 16-20). Korenska zona kao tip mikrohabitata larve pokazala se kao relevantan karakter u četiri od pet analiziranih perioda. Period letenja je bio karakter od značaja u dva, odnosno tri analizirana vremenska perioda. U Tabelama 16-20 prikazani su najbolji modeli (kao i evaluacija ovih modela) za različite vremenske periode, kao i sledeći najbolji model, radi utvrđivanja $\Delta AICc$ vrednosti. Diskusija doprinosa funkcionalnih karaktera zasnovana je na najbolje rangiranom modelu na osnovu $AICc$ vrednosti.

Tabela 16. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i trenutno predviđene veličine areala vrsta (pAOO). (ULŠ - umerene listopadne šume, VT - veličina tela, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), RL - rano leto, RP - rano proleće, NE - nasumični efekat).

Model	d.f.	χ^2	p	AICc	$\Delta AICc$	Funkcionalni karakteri
model 1	9	30.733	0.005	958.543	0	ULŠ+VT+D+RL+RP+NE
model 2	8	25.444	0.000	982.147	23.604	ULŠ+VT+D+RL+NE

Tabela 17. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (A-pAOO2050-sad.). (PS - potopljeni sediment, 2G - dve generacije, RL - rano leto, P - proleće, RP - rano proleće, KZ - korenska zona, NE - nasumičan efekat).

Model	d.f.	χ^2	p	AICc	$\Delta AICc$	Funkcionalni karakteri
model 1	10	25.286	0.000	865.559	0	PS+2G+RL+P+RP+KZ+NE
model 2	9	20.868	0.002	887.585	22.026	PS+2G+RL+P+RP+NE

Tabela 18. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2050 (R-pAOO2050-sad.). (KZ - korenska zona, 2G - dve generacije, P - proleće, RP - rano proleće, A - arborealne, DK - dužina krila, AV - alpska vegetacija, 1G - jedna generacija, RL - rano leto, NE - nasumični efekat).

Model	d.f.	χ^2	p	AICc	$\Delta AICc$	Funkcionalni karakteri
model 1	12	42.736	0.005	356.607	0	KZ+2G+P+RP+A+DK+AV+1G+RL+NE
model 2	11	39.354	0.000	361.054	4.447	KZ+2G+P+RP+A+DK+AV+1G+NE

Tabela 19. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene apsolutne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (A-pAOO2070-sad.). (KZ - korenska zona, AV - alpska vegetacija, D - drveće (kao tip larvalnog mikrostaništa), NE - nasumičan efekat).

Model	d.f.	χ^2	p	AICc	Δ AICc	Funkcionalni karakteri
model 1	7	20.864	0.000	941.905	0	KZ+AV+D+NE
model 2	6	16.835	0.000	965.622	23.718	KZ+AV+NE

Tabela 20. Modeli sa mešovitim efektom koji pokazuju korelaciju između funkcionalnih karaktera i predviđene relativne promene veličine areala između sadašnjosti i 2070 (R-pAOO2070-sad.). (KZ - korenska zona, AV - alpska vegetacija, A - arborealne, NE - nasumičan efekat).

Model	d.f.	χ^2	p	AICc	Δ AICc	Funkcionalni karakteri
model 1	7	11.644	0.020	420.284	0	KZ+AV+A+NE
model 2	6	9.3012	0.025	426.363	6.079	KZ+AV+NE

5. DISKUSIJA

5.1. FUNKCIONALNE GRUPE

5.1.1. Značaj funkcionalne klasifikacije

Multivarijantna klasifikacija funkcionalnih karaktera osolikih muva produkovala je pet ekološki interpretabilnih funkcionalnih grupa. Značaj funkcionalne klasifikacije se ogleda u činjenici da funkcionalna pripadnost ne mora da se podudara sa taksonomskom srodnošću vrsta (Grime, 1988). Na ovaj način se otkrivaju veze među vrstama koje bi ostale skrivene kada bi se upotrebljavala isključivo taksonomska klasifikacija. Nijedna od definisanih funkcionalnih grupa nije obuhvatala vrste iz samo jednog roda. Takođe, iako dominantno zastupljeni u nekoj od funkcionalnih grupa, rodovi sa najvećim brojem vrsta (*Cheilosia*, *Merodon*, *Eumerus*) nisu bili isključivo grupisani u okviru samo jednog klastera. Ovakav raspored vrsta u okviru funkcionalnih grupa potvrđuje činjenicu da vrste mogu pokazivati funkcionalnu sličnost, iako postoje značajne razlike u morfologiji, a sa druge strane, morfološki slične vrste mogu imati različite funkcije u ekosistemu (Young i sar. 2007).

5.1.2. Kvantifikacija i značaj upotrebe relevantnih funkcionalnih karaktera

Karakter koji se pokazao kao dominantan za razdvajanje funkcionalnih grupa jeste tip ishrane larve. Obzirom da osolike muve pokazuju širok spektar mogućih stanja ovog karaktera koji u velikoj meri određuje i druge biološko-ekološke osobine vrsta (Rotheray i Gilbert, 2011), ova činjenica nije iznenađujuća. Distribucija vrsta se takođe pokazala kao značajan parametar za definisanje funkcionalnih grupa. Prostorni raspored je posledica brojnih geografskih i ekoloških faktora koji ograničavaju distribuciju neke vrste, što ukazuje na važnost ovog karaktera za funkcionalnu klasifikaciju. Sposobnost letenja određuje disperzivni kapacitet vrste, što znači da ukoliko su vrste dobri letači, mogu migrirati i na taj način proširiti svoj areal rasprostranjenja, dok vrste koje su loši letači i prelaze male razdaljine prilikom leta imaju izuzetno ograničenu distribuciju. Makrohabitat adulta je značajan za funkcionalnu klasifikaciju pošto ukazuje kako na širinu ekološke valence vrsta po pitanju specifičnosti habitata, takođe i na preferenciju vrsta ka određenom tipu vegetacije.

Tolerancija vrsta na ljudski uticaj se pokazala značajnom za definisanje funkcionalnih grupa, ukazujući na vezu između sposobnosti vrsta da se odupru promenama u životnoj sredini izazvanih antropogenim pritiscima i njihove funkcije u ekosistemima.

Neke od prethodnih studija su takođe uključivale funkcionalnu podelu osolikih muva. Schweiger i sar. (2007) su analizirali funkcionalni sklop 133 vrste sirfida zastupljenih na poljoprivrednim površinama i uticaj intenzivnog korišćenja zemljišta na bogatstvo funkcionalnih grupa. Keil i sar. (2008) su grupisali 641 vrstu osolikih muva zabeleženih na području Evrope u funkcionalne grupe i zatim ispitivali promenu bogatstva dobijenih grupa u odnosu na latitudinalne varijacije, kao i efekat odabranih sredinskih faktora na funkcionalno bogatstvo. U pomenutim studijama takođe je pokazan značaj tipa ishrane larvi za definisanje funkcionalnih grupa, dok su se ostali relevantni karakteri razlikovali od rezultata ove studije. U Schweiger i sar. (2007) i Keil i sar. (2008), veoma značajnim karakterima su se pokazali larvalno mikrostanište i tolerancija larvi na plavljenje, dok su određenu signifikantnost pokazali i broj generacija po godini, dužina larvalnog razvića i veličina tela. Međutim, u okviru ove doktorske disertacije uključeni su novi funkcionalni karakteri koji nisu korišćeni u prethodnim studijama. Upravo novouključeni karakteri poput makrohabitata adulta, sposobnosti letenja i tolerancije na ljudski uticaj su pokazali veliki značaj za razdvajanje funkcionalnih grupa, veći od onoga koji su imali larvalno mikrostanište i tolerancija larvi na plavljenje. Ovim je potvrđeno da uključivanje većeg broja relevantnih funkcionalnih karaktera može doprineti dobijanju sveobuhvatnijih rezultata (Petchey i Gaston, 2006).

Vrednosti kako koeficijenata siluete, tako i rezultati diskriminantne analize ukazuju na činjenicu da je najveći broj vrsta klasifikovan u odgovarajuće funkcionalne grupe. U okviru prvog klastera nijedan koeficijent siluete nije bio negativan, što znači da nijedna vrsta nije bila pogrešno klasifikovana, a dodatno je i diskriminantna analiza pokazala da su vrste u ovom klasteru kategorisane sa 100% tačnosti. Zaista, sve vrste u ovoj funkcionalnoj grupi se kategorišu saprofagnim načinom larvalnog razvića, razvićem larvi na vlažnim mestima, imaju razvijenu toleranciju larvi na uslove plavljenja i njihovi adulti žive u vlažnijim staništima. Vrste iz ove funkcionalne grupe predstavljaju značajne razlagače organske materije u prirodi.

Druga funkcionalna grupa sadrži najveći broj vrsta kod kojih je koeficijent siluete bio negativan-32. Diskriminantna analiza je međutim pokazala da su u okviru ove grupe dve vrste pogrešno klasifikovane. Karakteristike ove funkcionalne grupe su srednje razvijena

tolerancija na ljudski uticaj i široko rasprostranjenje. Zatim, iako PCA analiza nije izdvojila kao značajan karakter za definisanje grupe, većina vrsta u okviru ove grupe su zoofagne. Glavna funkcija ove grupe jeste sprečavanje prenamnožavanja drugih insekata i na taj način održavanje ravnoteže u ekosistemu, jer se vrste iz ovog klastera hrane larvama afida, mrava, osa itd. Vrste koje su pogrešno klasifikovane su upravo one kod kojih se jedan funkcionalni karakter razlikuje od onih koji su definisani kao značajni za razdvajanje funkcionalne grupe. Na primer, u ovom klasteru, kategorisane vrste *Cheilosia cynocephala* Loew, 1840 i *Chamaesyrrhus pruinosomaculatus* Strobl, 1909 imaju fitofagne larve vezane za zonu korena, dok vrste *Doros destillatorius* Mik, 1885 i *Didea fasciata* Macquart, 1843 imaju zoofagne larve (Speight i sar. 2015), ali pokazuju visoku osetljivost na ljudski uticaj. Međutim, prednost fazi klaster analize je upravo u tome što pruža mogućnost klasifikovanja vrsta sa određenim stepenom pripadnosti nekoj od grupa (Equihua, 1990), jer u prirodi ne postoji jasna razdvojenost procesa, već jedna vrsta ima više različitih funkcija unutar ekosistema. Pomenute vrste su imale ispod 50% pripadnosti drugoj funkcionalnoj grupi, dok su sa svega nekoliko procenata manjom pripadnošću bile kategorisane u neku od drugih definisanih grupa.

Po rezultatima diskriminantne analize, sve vrste u trećoj funkcionalnoj grupi su korektno klasifikovane, dok su koeficijenti siluete kod tri vrste bili negativni, ali sa vrednostima veoma blizu nule. Vrste u trećem klasteru se karakterišu saproksilnim larvama, trajanjem larvalnog razvića dužim od godinu dana i sa manje od jedne generacije u toku godine. *Lejota ruficornis* (Zetterstedt, 1843), *Mallota cimbiciformis* (Fallen, 1817) i *Psilota exilistyla* Smit et Vujić, 2008, koje su imale negativne koeficijente siluete imaju jednu generaciju godišnje i razviće traje 7-12 meseci, što je verovatno razlog zašto su ove vrste imale niže vrednosti koeficijenata siluete u odnosu na tipične predstavnike treće funkcionalne grupe. Saproksilne vrste osolikh muva su one koje su u svom razvoju povezane sa mrtvim drvetom ili trulim materijalom u asocijaciji sa živim drvetom (Rotheray i Gilbert, 2011). Ovi organizmi se koriste kao indikatori kvaliteta šuma (Speight, 1989; Ricarte i sar., 2009) i predloženi su kao indikatori klimatskih promena (Rotheray i Gilbert, 2011). Pored toga, mogu se okarakterisati i kao kišobran vrste, pošto njihova zaštita koristi i drugim vrstama, što ukazuje na višestruki značaj ove funkcionalne grupe.

U okviru četvrte funkcionalne grupe dve vrste su imale negativnu vrednost koeficijenta siluete, dok je diskriminantna analiza pokazala da je šest vrsta potencijalno pogrešno klasifikovano. Karakteristika ove funkcionalne grupe jesu vrste sa fitofagnim

larvama vezanim za zonu stabla, listova i korena, koje pokazuju izuzetnu osetljivost na ljudski uticaj. Uglavnom su vezane za stepska i alpska staništa. Vrste koje su označene kao pogrešno klasifikovane imaju različit tip larvalnog razvića, poput vrsta *Chrysotoxum parmense* Rondani, 1843 i *Paragus glumaci* Vujić, Šimić et Radenković, 1999 koje imaju zoofagne larve, ali pokazuju izuzetnu osetljivost na antropogene pritiske. Upravo osetljivost na antropogene pritiske je značajna karakteristika ove funkcionalne grupe: vrste ovog klastera zbog svoje senzitivnosti predstavljaju prve indikatore disturbanci u ekosistemima jer reaguju i na najblaže sredinske promene.

Sve vrednosti koeficijenta siluete u okviru pete funkcionalne grupe su bile pozitivne, dok je diskriminantna analiza otkrila pet potencijalno pogrešnih klasifikacija u okviru ovog klastera. Vrste koje pripadaju ovoj grupi karakterišu fitofagne larve koje se razvijaju u lukovicama, dok su adulti povezani sa mediteranskim šumama i pretežno su endemični. Vrste potencijalno pogrešno klasifikovane na osnovu vrednosti siluete su uglavnom imale različit tip larvalnog razvića, poput zoofagne *Claussenia hispanica* (Strobl, 1909) ili vrste *Katara conexa* in litt. čije su larve fitofagne i razvijaju se u korenu biljaka (Speight i sar., 2015; Radenković i sar., in prep.). Međutim, pomenute vrste su vezane za mediteranske šume i žbunove, što je razlog njihovog svrstavanja u ovaj klaster. Značaj pete funkcionalne grupe ogleda se u povezanosti vrsta u okviru ove grupe sa lukovičastim biljkama, čije oprašivanje je potpomognuto razvojem larvi u samim lukovicama. Primećeno je da osolike muve pretežno oprašuju one biljne vrste u čijim se lukovicama razvijaju (van Eck, 2016).

5.1.3. Sličnosti i razlike između funkcionalnih grupa

Rezultati su pokazali da su funkcionalno najbližije vrste u okviru druge i četvrte funkcionalne grupe, dok su najrazličitije vrste kategorisane u prvu funkcionalnu grupu. Sličnost se ogleda u direktnoj ili indirektnoj povezanosti druge, četvrte i pete funkcionalne grupe sa zeljastim biljkama. Vrste iz četvrtog i petog klastera su svojim larvalnim razvićem vezane za različite biljne delove, dok su kod vrsta u drugoj funkcionalnoj grupi domaćini u kojima se razvijaju larve striktno vezani za biljna tkiva. Drugu najveću diferencijaciju pokazale su vrste iz treće funkcionalne grupe koje se odlikuju saproksilnim larvama. Iako su povezane sa biljnom materijom, za razliku od prethodnih grupa, u ovoj funkcionalnoj grupi se radi o mrtvom drvetu i ove vrste predstavljaju razlagače drvene mase. Razlog najveće izdvojenosti prve funkcionalne grupe je verovatno saprofagni način larvalnog razvića, koji je

u velikoj meri vezan za izuzetno vlažna, u velikom broju slučajeva vodena staništa, za razliku od svih ostalih.

5.1.4. Efekat pritisaka sredine na funkcionalni diverzitet

Kao rezultat uticaja različitih antropogenih pritisaka, bogatstvo funkcionalnih grupa može biti smanjeno (Cole i sar., 2002; Houlahan i sar., 2006; Flynn i sar., 2009). Da bi se procenile razlike između funkcionalnog bogatstva između prirodnih staništa i područja pod intenzivnim antropogenim uticajem, neophodna su dalja istraživanja.

5.2. EFEKAT KLIMATSKIH PROMENA NA DISTRIBUCIJU VRSTA OSOLIKIH MUVA

Pomoću SDM-a i scenarija klimatskih promena za dva različita vremenska perioda, anticipiran je efekat klimatskih promena na distribuciju osolikh muva u JI Evropi. Predviđeno je da će vrste u sličnoj meri biti distribuirane u dve grupe: one kojima se areal povećava i one koje ga gube. Ipak, zasebne vrste značajno menjaju areal tokom vremena, kreirajući na taj način divergentne obrasce bogatstva vrsta u različitim podregionima u okviru istraživanog područja.

5.2.1. Regionalni obrasci promena bogatstva vrsta

Dve skorašnje studije (Kaloveloni i sar., 2015; Radenković i sar., 2017) analizirale su efekat klimatskih promena na neke od vrsta koje pripadaju najvećim rodovima osolikh muva u ovom regionu, *Merodon* i *Cheilosia*. Međutim, u obe studije su uključene samo široko rasprostranjene vrste (koje nisu ograničene na područje Balkanskog poluostrva) i sa velikim brojem nalaza za svaku od vrsta (više od 15 za vrste roda *Cheilosia* i više od 30 za vrste roda *Merodon*). Kaloveloni i sar. (2015) su predvideli da su vrste *Merodon*-a relativno jednako distribuirane među onima koje proširuju areal i koje ga gube, dok su Radenković i sar. (2017) zaključili da će klimatske promene imati ozbiljne posledice na skoro sve analizirane vrste roda *Cheilosia*, uzrokujući ozbiljne gubitke areala ovih vrsta širom Balkanskog poluostrva. Ipak, distribucija vrsta je verovatno povezana sa tipom habitata i nadmorskom visinom na kojoj se određena vrsta nalazi, bez obzira na to kom rodu pripada. Rezultati u okviru ove disertacije su potvrdili da je za nizijske vrste i one koje se nalaze u mediteranskim planinama predviđeno da prošire areal prema scenarijima budućih klimatskih promena, dok bi visokoplaninske vrste i one koje se nalaze u umerenim listopadnim šumama na većim nadmorskim visinama trebalo da iskuse redukcije areala. Većina vrsta uključenih u analize Radenković i sar. (2017) su alpske, dok su *Merodon* vrste analizirane od strane Kaloveloni i sar. (2015) visokoplaninske i mediteranske po poreklu. Stoga, rezultati doktorske disertacije potvrđuju obrasce ustanovljene u ovim studijama. Međutim, endemske vrste koje se nalaze na nekim grčkim ostrvima i koje nisu bile uključene u istraživanja Kaloveloni i sar. (2015) i Radenković i sar. (2017), pokazale su mešoviti tip odgovora, gde je za neke vrste predviđeno da će povećati svoj areal, dok će ga druge izgubiti. Lokacija i

veličina ostrva, zajedno sa specifičnim klimatskim i uslovima staništa, verovatno imaju uticaj na distribuciju ovih vrsta.

Kao što je ranije pomenuto, za mediteranske i nizijske vrste uključene u analize obuhvaćene ovom disertacijom je predviđeno da će proširiti svoj areal, obzirom da ove vrste mogu da pomeraju svoju teritoriju ka većim nadmorskim visinama ukoliko dođe do porasta temperature. Stoga, nije iznenađujuće da su u većini slučajeva regioni za koje je predviđeno povećanje bogatstva vrsta planinski, kao što je region Alpa u Sloveniji, Dinarske planine ili deo Karpata. Uzimajući u obzir da su bioklimatske varijable za koje je pokazano da imaju najveći uticaj na distribuciju većine vrsta povezane sa sezonskom precipitacijom i temperaturom i precipitacijom u najsuvljem mesecu, ovakvi rezultati su očekivani. Povećanje temperature promoviše pomeranje vrsta ka većim nadmorskim visinama, koje uglavnom imaju veće nivoe precipitacije (Beniston, 2006). Altitudinalna pomeranja vrsta izazvana klimatskim promenama su od ranije zabeležena u brojnim studijama za različite organizme (Penuales i Boada, 2003; Wilson i sar., 2005; Hickling i sar., 2006; Lenoir i sar., 2008). Nasuprot tome, za doline između planina ili područja u blizini velikih vodenih površina (na primer Skadarsko i Plitvičko jezero) je predviđeno da će gubiti vrste. Globalno zagrevanje može učiniti klimatske uslove u takvim regionima suviše ekstremnim (toplim i/ili suvim) za mnoge vrste osolikih muva. Treba primetiti da gubitak vrsta na nižim nadmorskim visinama može biti kompenzovan ekspanzijom areala vrsta iz toplijih područja južne i istočne Evrope, obzirom da distribucija ovih vrsta nije modelovana.

5.2.2. Korišćenje zemljišta i drugi faktori koji utiču na odgovor vrsta na klimatske promene

U područjima sa najvećim predviđenim bogatstvom vrsta za svaki period, kao što su egejska ostrva, dominira mediteranska vegetacija. Velika područja pod ovim tipom vegetacije su ozbiljno pogođena procesima degradacije zemljišta koji vode do dezertifikacije kao posledice neadekvatnog korišćenja zemljišta, ili usled neusaglašenosti ekonomskih i konzervacionih prioriteta (Hill i sar., 2008). Mnoge listopadne šume u JI Evropi se suočavaju sa sličnim scenariom, budući da su to područja sa velikim bogatstvom vrsta, ali ozbiljno ugrožena zbog šumarstva i degradacije zemljišta. Jovičić i sar. (2017) su pokazali da tip korišćenja zemljišta ima jak uticaj na kompoziciju vrsta osolikih muva iz rodova *Merodon* i *Cheilosia*. Promene u dostupnosti habitata za vrste sa niskom tolerancijom na sredinske

promene povećavaju rizik od posledica klimatskih promena (Foden i sar., 2013). Bez obzira na to, za neke vrste, kao što je *Merodon desuturinus*, predviđeno je značajno povećanje areala pod pogodnim scenariom klimatskih promena. Stoga, izgleda da će projektovane klimatske promene stvoriti dodatne povoljne klimatske prostore za ovu i okvirno polovinu drugih vrsta razmatranih u ovoj studiji. Dva faktora mogu uticati na zaključke ove studije: disperzivni kapacitet i zavisnost od, ili doprinos mutualističkim mrežama. Potencijal disperzije u nove, klimatski povoljne regione je kritičan faktor u odgovoru vrsta na klimatske promene, obzirom da ovi povoljni regioni mogu biti van dometa za manje vagilne vrste. U pogledu mutualističkih mreža, biljke domaćini stenotopskih vrsta mogu biti nedostupne na novim lokacijama, tako da iako klimatski okviri u novim područjima mogu biti povoljni, habitat možda neće imati kapacitet da podrži nove vrste. Detaljnije znanje o biologiji i ekologiji vrsta, pre svega njihovim funkcionalnim karakteristikama kao što su disperzivni kapacitet i tip ishrane, neophodni su da bi se utvrdili ograničavajući faktori za ekspanziju vrsta. Takođe je značajno pomenuti da je za značajan broj vrsta varijacija u veličini areala za oba vremenska perioda bila ispod 15% (63% i 47% vrsta za 2050. i 2070., redom). Dodatno, utvrđeno je da za vrste sa ograničenim arealom nije predviđeno da će gubiti areal u većem procentu u odnosu na široko rasprostranjene vrste. Ovi nalazi potencijalno ukazuju na potencijalnu otpornost osolikih muva na promenu klime u JI Evropi (ako disperzivna sposobnost, biljke domaćini i drugi biološko-ekološki karakteri ne predstavljaju ograničavajuće faktore). Ako je to tačno, osolike muve mogu postati alternativna vodeća grupa polinatora ako broj pčela nastavi ozbiljno da opada, kao posledica promene klime, kao što je predviđeno (Biesmeijer i sar., 2006; Dorman i sar., 2008).

5.2.3. Posledice za mutualističke mreže

Velika većina larvi analiziranih vrsta su fitofagne (38 od 44). Nasuprot vrstama sa saprofagnim larvama, distribucija vrsta koje zavise od specifične biljne vrste zavisi od distribucije njenog domaćina. Dodatno, adulti osolikih muva su uvek povezani sa biljkama cvetnicama kao izvorima hrane, što ukazuje na činjenicu da su predikcije nužno pod uticajem distribucije biljaka domaćina, odnosno menjanjem njihovog areala u budućnosti. Promena klime može uzrokovati temporalne (fenološke) ili prostorne (distributivne) neusklađenosti (Hegland i sar., 2009), što može da ima za posledicu delimično ili potpuno rasparivanje mutualističkih parova (Visser i Both, 2005). Ovakvo rasparivanje može

rezultovati promenama u dinamici ekosistema ili dovesti do ekonomskih gubitaka u poljoprivrednim zajednicama (Donnelly i sar. 2011). Stoga je procena efekta klimatskih promena na mutualističke procese između biljaka i polinatora neophodna da bi se potpuno procenio rizik od klimatskih promena i moguće posledice na insekatske zajednice.

5.2.4. Konzervacija

Studije koje ispituju efekat klimatskih promena na pomeranje areala vrsta mogu doprineti donošenju odluka u konzervacione svrhe. Važan korak u konzervaciji ugroženih vrsta je detekcija regiona koji su ključni za njihov budući opstanak. Veoma često područja koja su predviđena kao značajna mogu biti van trenutno zaštićenih područja i pod snažnim uticajem poljoprivrede, šumarstva, turizma, urbanizacije ili drugih ograničavajućih faktora. Mnogi primeri svedoče o negativnom efektu intenzivne poljoprivrede na biodiverzitet (Matson i sar., 1997; Sotherton, 1998; Tilman i sar., 2001; Wickramasinghe i sar., 2004). Kremen i sar. (2002) su utvrdili da intenziviranje poljoprivrede ima ozbiljan negativan efekat na populacije pčela, uzrokujući redukciju kako u diverzitetu, tako i u broju vrsta. Poljoprivreda takođe uzrokuje fragmentaciju prirodnih staništa, što ima poguban efekat za male i izolovane populacije (Benton i sar., 2003). Turizam predstavlja još jednu ozbiljnu pretnju za biodiverzitet. Na primer, izgradnja skijališta ima jak negativan efekat na mnoge biljne i životinjske vrste, uključujući i osolike muve, ako se uzme u obzir da je većina ovih vrsta planinska. Ristić i sar. (2012) su procenili negativne efekte izgradnje ski centra u Parku prirode Stara planina u Srbiji. Kao posledica izgradnje ovog centra, veličina populacija nekoliko endemskih vrsta biljaka i ptica je značajno smanjena, ili su one čak nestale iz ovog područja koje je bogato i osolikim muvama. Slično, Dolina leptira na grčkom ostrvu Rodos, koja predstavlja područje Natura 2000, predviđeno je kao jedno od najbogatijih mesta u pogledu brojnosti vrsta osolikih muva, kako prema sadašnjoj, tako i prema budućim predikcijama. Međutim, brojni turisti koji posećuju ovo područje ozbiljno utiču na njegovo okruženje, i ostaje nejasno koliko dugo će vrste na ovom prostoru moći da se odupru takvim antropogenim pritiscima (Petanidou i sar., 1991). Stoga, pronalaženje načina za ublažavanje posledica različitih ugrožavajućih faktora može biti presudno za očuvanje ugroženih vrsta u ovom regionu i biodiverziteta uopšte.

Bez sumnje, klimatske promene će uticati na areale vrsta u budućnosti. Takve promene (bilo da se radi o povećanju ili gubitku areala) su još važnije za vrste koje zavise od

mutualističkih mreža i predstavljaju ključne taksone u ekosistemskim procesima, kao što je polinacija. Gubitak ovih vrsta doveo bi do značajnih gubitaka u poljoprivredi i posledično do ekonomskih gubitaka. Ova studija predstavlja važan korak u proceni efekata promene klime na osolike muve i može doprineti budućim konzervacionim planovima i na taj način ublažiti potencijalne ekonomske gubitke.

5.3. PRIORETIZACIJA PODRUČJA

5.3.1. Ranjivost vrsta

Mnogi autori su koristili forme retkosti po Rabinowitzu-geografski areal, abundancu i specifičnost habitata (Rabinowitz, 1981; Rabinowitz i sar., 1986) u svojim studijama za prioritetizaciju vrsta za konzervaciju (Yu i Dobson, 2000; Broennimann i sar., 2005; Caiafa i Martins, 2010; Fattorini i sar., 2012; Harnik i sar., 2012). Ipak, kvantifikovanje ovih mera retkosti zahteva podatke koji su često nepostojeći usled Valasovog, Prestonovog i Hatčinsonovog nedostatka (Cardoso i sar., 2011). Da bi se prevazišao Valasov nedostatak, primenjeno je modelovanje potencijalne distribucije vrsta. Za Hatčinsonov nedostatak, korišćeno je znanje o specifičnosti habitata. Međutim, bilo je nemoguće prevazići Prestonov nedostatak sa postojećim podacima o abundancama vrsta. Jedan od načina za prevazilaženje ovog problema jeste primena standardizovanih i optimizovanih protokola uzorkovanja u budućim studijama osolikih muva. Predložene su statističke metode za optimizaciju inventara i monitoring različitih taksona (Borges i sar., 2005; Cardoso, 2009), ali ovo nije bilo primenjivo za trenutnu studiju. Umesto toga, problem je zaobiđen na dva načina: kreiranjem novog načina za kvantifikovanje ranjivosti (u smislu retkosti) koji se zasniva na potencijalnoj zauzetosti površine (pAOO), endemizmu i specijalizaciji habitata i korišćenjem pAOO kao surogata za abundancu. Dodatno, korišćen je treći pristup za utvrđivanje ranjivosti vrsta, zasnovan samo na podacima o nalazima vrsta.

Najveći procenat vrsta klasifikovan je kao ranjiv na osnovu specifičnosti habitata. Nijedna od vrsta nije klasifikovana kao ranjiva i endemična, ali da nije habitat-specijalista, obzirom da su endemske vrste uglavnom vezane za specifičan tip habitata. Skoro jedna petina analiziranih vrsta klasifikovana je kao ranjiva u svim kategorijama, što ukazuje na značaj konzervacije ovih vrsta, pogotovo što je za vrste koje ispunjavaju sve ove kriterijume verovatnije da budu izložene većem riziku od izumiranja (Hunter, 1996).

5.3.2. Potencijalno bogatstvo i retkost vrsta

Egejska ostrva i Dinarski masiv su identifikovani kao područja potencijalno najbogatija vrstama. Dugoročna izolacija ostrva bi mogla biti odgovorna za visok diverzitet endemskih vrsta (He i sar., 2005; Losos i Ricklefs, 2009); iako ne bi trebalo isključiti mogućnost prekomorske disperzije, uzimajući u obzir visok disperzivni potencijal nekih

vrsta osolikih muva (Vujić i sar., 2016a). Visoko potencijalno bogatstvo vrsta u Dinarskom regionu može biti rezultat dostupnosti staništa i heterogenosti istog. Ove planine predstavljaju mozaik alpskih, kontinentalnih i mediteranskih habitata i pod uticajem su kako mediteranske, tako i kontinentalne klime (Tvrčković i Veen, 2006).

Zapravo, planine mogu biti smatrane terestričnim ostrvima, izolovanim od okolnog područja manje nadmorske visine, sa višim nivoima endemizma (Steinbauer i sar., 2016; Ye i sar., 2016). Vrednosti sumirane i maksimalne retkosti takođe su ukazale na značaj Egejskih ostrva i dela Dinarskog planinskog masiva. Međutim, maksimalna retkost je naglasila značaj planine Rila u Bugarskoj, obale Jadranskog mora u Hrvatskoj i planina u jugozapadnoj Srbiji kao mesta gde su koncentrisane vrste klasifikovane kao ranjive po svim kriterijumima. Specifični mikroklimatski uslovi ili određena mikrostaništa koja se nalaze u pomenutim predelima mogu poslužiti u razjašnjavanju ovih obrazaca.

5.3.3. Konzervacioni indeksi

pBCC i pBCW indeksi su u većini slučajeva ukazali na značaj sličnih područja, što je u skladu sa njihovom pozitivnom korelacijom kada se koriste različite mere za "težinu", odnosno retkost vrsta. Jedini izuzetak je bio pBCC indeks računat sa Leroyevom težinom vrsta, koji nije pokazao korelaciju sa drugim indeksima i pokazao značaj Karpatskih planina i okolnih predela, za razliku od drugih indeksa.

Van svake sumnje, prema rezultatima ove disertacije, istočno Egejska ostrva su označena kao visoko značajna za konzervaciju osolikih muva prema svim indeksima. Što se tiče bogatstva i retkosti vrsta, veliki broj ranjivih vrsta u ovom regionu može biti objašnjen izolacijom, ograničenim arealom vrsta, ostrvskim endemizmom i povezanošću vrsta sa određenim tipom habitata, u ovom slučaju dominantno sa mediteranskom vegetacijom. Pored toga, neka različita područja su bila u fokusu na osnovu vrednosti pBCC i pBCW indeksa. pBCC je pokazao značaj područja sa malim brojem vrsta, ali koje su generalno klasifikovane kao visoko ranjive (ranjive po svim ili u većini kriterijuma), kao što je Delta Dunava. Ovaj rezervat biosfere je proglašen i svetskom prirodnom baštinom i ramsarskim područjem. Predstavlja dom mnogim jedinstvenim vrstama ptica i riba (www.icpdr.org; www.panda.org). Na osnovu pBCC su takođe istaknuta neka još uvek neistražena područja (jonska ostrva Kitira i Kefalonija, Butrint regija u Albaniji, Karpatske planine u Rumuniji), što može biti korišćeno kao smernica za buduća konzervaciona istraživanja osolikih muva. Deo Dinarskog planinskog masiva koji je na osnovu svih pBCW indeksa označen kao

značajan, je evropski centar biodiverziteta (discoverdinarides.com), dok region u Grčkoj označen kao važan predstavlja deo mediteranskog hotspota (Medail i Quezel, 1999).

5.3.4. Podudaranje sa zaštićenim područjima

Vujić i sar. (2016b) su koristili ekspertski pristup zasnovan na višebrojn timerijumima za identifikaciju prioritetnih područja za konzervaciju osoliki muva (Prime Hoverfly Areas-PHA) u Srbiji. Oni su takođe ispitivali stepen preklapanja između trenutno zaštićenih područja i predela koji su označeni kao značajni za očuvanje sirfida. Prema njihovim rezultatima, PHA su se u najvećem broju slučajeva preklapala sa zaštićenim područjima, ali u nekim slučajevima su značajna područja bila van ovih granica. Neka značajna područja prema rezultatima ove studije se takođe nalaze u okviru zaštićenih zona (npr. Nacionalni park Durmitor u Crnoj Gori, Delta Dunava u Rumuniji, Samaria Nacionalni park i rezervat biosfere na ostrvu Krit u Grčkoj). Međutim, dalja istraživanja su neophodna da bi se ustanovio stepen preklapanja i olakšalo formiranje predloga za dalje konzervacione napore zarad očuvanja ugroženih vrsta osoliki muva.

Diskusija vezana za prioretizaciju područja objavljena je u radu Miličić i sar. (2017).

5.4. PROCENA RIZIKA OD IZUMIRANJA

5.4.1. Signifikantni funkcionalni karakteri

Na osnovu dobijenih rezultata, može se zaključiti da različiti modeli pokazuju značaj različitih funkcionalnih karaktera za različite vremenske periode, međutim, određeni zaključci se ipak mogu izvući.

Pojedinačni funkcionalni karakteri u najvećem broju slučajeva nisu pokazali značajnu korelaciju sa procenjenim promenama veličine areala. Verovatan razlog je taj što različite biološko-ekološke karakteristike organizama u interakciji definišu sposobnost vrste da se odupre sredinskim perturbacijama, a ne svaka od njih pojedinačno. Ipak, određena stanja karaktera su pokazala pojedinačni značaj. Arborealni tip leta kod adulta, period letenja tokom leta i alpska vegetacija su stanja karaktera koja su indirektno povezana sa temperaturom i količinom precipitacije, koji igraju značajnu ulogu u životnom ciklusu osolikih muva (Rotheray i Gilbert, 2011). Let među vegetacijom pruža stabilnije mikroklimatske uslove, dok je na većim visinama klima varijabilnija. Klimatski uslovi tokom godina postaju ekstremniji i predviđeno je da će se ovaj trend nastaviti u budućnosti (IPCC, 2014). Leta će postati ekstremnija, sa višim temperaturama i manjom količinom padavina, što može biti razlog zašto je period letenja tokom leta označen kao karakter od značaja, čak i individualno. Uzimajući u obzir da su visokoplaninski ekosistemi među najranjivijim ekosistemima pod uticajem klimatskih promena (Ruiz i sar., 2008), značaj povezanosti adultnih sifida sa alpskim staništima nije iznenađujuć.

Ipak, interakcija među biološko-ekološkim karakteristikama može biti ključna za razumevanje odgovora vrsta na perturbacije sredine (Davies i sar., 2004). Na osnovu rezultata best GLM analize i linearnih mešovitih modela, različiti karakteri su označeni kao značajni u modelima za različite vremenske periode. Međutim, neki karakteri (ili stanja karaktera) su bili uključeni u veći broj modela (Tabele 11-20).

5.4.1.1. Larvalno mikrostanje

Povezanost larvi sa određenim tipom mikrostanja indirektno ukazuje na nivo specijalizacije vrste. Brojni su primeri koji govore o velikom adaptivnom potencijalu vrsta generalista u odnosu na specijaliste (Brashares, 2003; O'Grady i sar., 2004; Isaac i sar., 2009; Clavel i sar., 2011). Jedna od najčešćih hipoteza jeste da vrste generalisti mogu koristiti različite resurse i stoga su manje pogođeni ukoliko neki od tih resursa nestane. Nasuprot

njima, visoko specijalizovane vrste su skoro potpuno zavisne od jednog ili nekoliko specifičnih resursa (Krauss i sar., 2003). Što se tiče larvalnog mikrostaništa, povezanost larvi sa korenskom zonom biljaka ukazuje na visok nivo specijalizacije, uzimajući u obzir da je veliki broj osolikh muva povezan sa određenim biljnim rodovima, a u nekim slučajevima čak i sa konkretnom vrstom (van Veen, 2004). Takođe, vrste čije se larve razvijaju u drvetu mogu se smatrati specijalistima: za neke saproksilne sirfide je pokazano da su povezane sa određenim drvenastim vrstama (Rotheray i sar., 2009; Perez-Banon i sar., 2016). Dodatno, vrste čije larve se razvijaju u drvetu pojavljuju se u različitim fazama procesa raspadanja drveta (van Veen, 2004), što takođe implicira visok nivo specijalizacije, za razliku od saprofagnih generalista koji polažu jaja na potopljeni sediment, koji služi kao izvor hrane za njihove larve (Schweiger i sar., 2007). Stanja karaktera vezana za larvalno mikrostanište bila su uključena u četiri od pet best GLM modela i u mešovite modele za sve analizirane vremenske periode, ukazujući na značaj ovog funkcionalnog karaktera za osolike muve.

5.4.1.2. Period letenja

U obe vrste modela, stanja karaktera povezana sa periodom letenja adulta pokazala su značaj u tri različita analizirana perioda (sadašnjost, apsolutna i relativna promena veličine areala za 2050). Period letenja indirektno ukazuje na dostupnost polena kao izvora hrane za osolike muve. Pik koncentracija polena kod različitih biljaka biva dostignut u različitim periodima cvetanja biljke. Registrovanje količine polena i nektara kod biljnih vrsta koje posećuju osolike muve je smatrano relevantnim karakterom koji bi bio uključen u analizu, međutim, za veliki broj vrsta osolikh muva i dalje nije poznato koje biljne vrste posećuju. Stoga, detaljnije poznavanje interakcije između biljaka i sirfida, kao i ispitivanje njihovih navika ishrane bi moglo doprineti boljem razumevanju značaja ovog funkcionalnog karaktera za opstanak vrsta. Dalje, ustanovljeno je da mnoge vrste zavise od određenih sredinskih faktora koji predstavljaju okidače za inicijaciju određenih životnih stupnjeva (razmnožavanje, polaganje jaja, hibernacija, prvo pojavljivanje adulta) (Fodden i sar., 2013). Dok klimatske promene neće imati efekat na faktore kao što su dužina dana i lunarni ciklusi, oni koji su inicirani klimom ili godišnjim dobom, kao što je pojava adulta osolikh muva, mogu biti izmenjeni, kako u samoj pojavi, tako i u intenzitetu, vodeći asinhroniji i rasparivanju mutualističkih parova (Visser i Both., 2005; Thackeray i sar., 2010). Kao što je pomenuto ranije, posebna pažnja u budućim istraživanjima trebala bi da bude fokusirana na ispitivanje neusklađenosti između pojave sirfida i njihovih biljaka domaćina, jer bi ovo moglo da ima ozbiljne posledice na insekatske zajednice. Dodatno, period letenja vrsta je

povezan ne samo sa spoljašnjim temperaturama, već i sa količinom dostupne vode u datom periodu. Dok tokom ranih prolećnih i prolećnih meseci temperature mogu biti suviše niske za aktivnost sifida, tokom leta eksteremne temperature i nedostatak vode opet mogu predstavljati ograničavajući faktor za njihovu aktivnost.

5.4.1.3. Dimenzije

Za studiju procene rizika od izumiranja na osnovu funkcionalnih karaktera uključene su informacije o veličini tela, dužini krila, kao i njihovom međusobnom odnosu. Ove mere su pokazale značaj u svim best GLM modelima i u dva slučaja kada su korišćeni linearni mešoviti modeli (za sadašnjost i relativnu promenu areala za 2050). Disperzivna sposobnost se kod različitih vrsta smatra izuzetno bitnim karakterom koji u velikoj meri utiče na sposobnost opstanka vrste (Cooper i Walters, 2002; Hoonay i sar., 2002; Trakhtenbrot i sar., 2004; Grewe i sar., 2012). U situaciji sa kojom se suočavamo, kada se klima rapidno menja, vrste sa niskom disperzivnom sposobnošću ili sa nedostatkom potencijala za disperziju na veće udaljenosti (npr. puževi, biljke) imaju najniži adaptivni kapacitet, pošto najverovatnije neće biti sposobne da održe korak sa promenama klimatskih okvira (Foden i sar., 2013). Čak i kada su vrste sposobne za brzu i dalekosežnu disperziju, uspeh njihove kolonizacije može biti redukovan postojanjem barijera duž disperzivnih pravaca (Primack i Miao, 1992). To uključuje prirodne barijere (npr. okeane ili reke za terestrične vrste, visoke planine) i nepovoljna staništa ili uslove (Foden i sar., 2013). Mogućnost kolonizacije novih staništa povećava šansu za opstanak. Međutim, mere disperzivnog kapaciteta su veoma često nedostupne, te se stoga koriste oni karakteri koji se mogu smatrati surogatima disperzivne sposobnosti vrste (Angert i sar., 2011). Veličina tela, dužina krila, kao i njihov međusobni odnos se mogu smatrati merom disperzivne sposobnosti osolikih muva, što objašnjava zašto su se upravo ovi funkcionalni karakteri pokazali značajnim u većem broju linearnih modela. Pored toga što se smatraju surogatima za disperzivnu sposobnost, veličina tela i dužina krila imaju dodatni značaj. Mnoge fiziološke, biološke i ekološke karakteristike su snažno povezane sa veličinom tela (Chown i Gaston, 2009). Na primer, poznato je da fekunditet kod insekata varira sa veličinom tela ženki (Honěk, 1993) i da se seksualni dimorfizam u pogledu veličine povećava povećanjem veličine tela kod insekata (Teder i Tammaru, 2005). Dudley i Srygley (1994) su otkrili da je brzina leta pozitivno korelisana sa težinom tela. Što se tiče dužine krila, korelacija između dužine krila i ponašanja i ekologije je pronađena kod vrste insekta vodene device *Calopteryx maculata* (Palisot de Beauvois, 1805). Pripadnici ove vrste koji žive u fragmentisanom pašnjačkom području imaju duža krila nego oni koji žive u

kontinuiranim šumama (Taylor i Merriam, 1995). Pored dužine, nekoliko studija je pokazalo da oblik krila ima veliki uticaj na performanse leta (DeVries i sar., 2010; Outomuro i sar., 2013). Wootton i Newman (2008) su zaključili da široka baza krila poboljšava performanse leta omogućavajući širi opseg brzina. Stoga, informacije o obliku krila osolikih muva mogle bi pružiti mogućnost za ispitivanje značaja ovog karaktera na performanse leta kod sirfida.

5.4.1.4. Visina leta adulta

Stanja karaktera povezana sa visinom na kojoj osolike muve lete pokazala su značaj u svim best GLM modelima i u mešovitim modelima koji korelišu funkcionalne karaktere sa relativnim promenama areala za oba analizirana vremenska perioda. Visina na kojoj adulti lete ima ulogu u pružanju skrovišta: vrstama koje lete na manjoj visini vegetacija pruža delimičan zaklon od insektivornih ptica, dok su vrste na većim nadmorskim visinama više izložene tom uticaju. Takođe, jačina vetra značajano utiče na sposobnost letenja kod insekata, pošto su na većim visinama i veći udari vetra (Taylor, 1960). Sa druge strane, vrste koje lete u visini krošnji često posećuju i cvetove drveća, dok vrste koje lete blizu tla ne koriste ovaj izvor polena. Pored drugih faktora, visina na kojoj vrste lete igra ulogu u određivanju mogućnosti migracije. Taylor (1958) je sugerisao da su vrste u okviru reda dvokrilaca, podred Nematocera koje lete blizu zemlje ograničene na prelaženje kratkih razdaljina koje njihova sama sposobnost leta može da podrži. Suprotno, grupa malih biljnih vaši razvila je migratorni odgovor leteći na većim visinama ka svetlosti, kada je dostupan maksimalni uspravni transport vazduha. Ovaj mehanizam omogućio im je da povećaju svoj migratorni potencijal koristeći vetar kao vozilo. Uzimajući u obzir da mnoge osolike muve za koje je poznato da su migranti (Nielsen, 2009; Ball i Morris, 2013; Vujić, pers.comm) imaju arborealan tip leta (Speight, 2015; Vujić, pers.comm.), moguće je da je predloženi šablon primenljiv i kod sirfida.

5.4.1.5. Makrohabitat adulta

Obe analize su istakle značaj stanja funkcionalnih karaktera vezanih za makrohabitat adultnih formi, uzimajući u obzir da su ova stanja bila uključena u četiri best GLM i četiri mešovita modela. Pimm (2008) navodi gubitak staništa kao jedan od glavnih razloga za izumiranje vrsta. Uzimajući u obzir da, sa izuzetkom antropofilnih vrsta, osolike muve naseljavaju uglavnom očuvana prirodna staništa, očekivano je da makrohabitat igra značajnu ulogu u njihovom preživljavanju. Visokoplaninska staništa se smatraju posebno ranjivim (Benniston, 1994; Theurillat i Guisan, 2001). Dodatno, Ačanski i sar. (2016) su ustanovili da

među vrstama roda *Merodon*, endemične i vrste sa uskim arealom imaju nižu adaptabilnost za variranje stepena precipitacije, kao i temperature. Stoga, ne samo gubitak staništa, već i promene u habitatu koje utiču na ove parametre mogu imati ozbiljne negativne posledice na preživljavanje osolikih muva. Umerene listopadne, kao i četinarske šume se takođe suočavaju sa povećanim pritiskom usled ljudskih aktivnosti (Bengtsson i sar., 2000; Vujić, pers. comm.), dok su velike površine pod mediteranskim šumama ozbiljno pogođene degradacijom zemljišta, što vodi do dezertifikacije (Hill i sar., 2008). Pored očuvanja strukture staništa zarad očuvanja vrsta, brojne studije su ukazale i na značaj očuvanja konfiguracije staništa (Menéndez i Thomas, 2000; Flather i Bevers, 2002).

5.4.1.6. Broj generacija

Što se tiče značaja karaktera vezanog za broj generacija, ovaj karakter je pokazao značaj u dva best GLM i dva mešovita linearna modela. Veći broj generacija u toku godine ukazuje na veću brzinu reprodukcije, koja je negativno korelisana sa rizikom od izumiranja (Purvis i sar., 2000). Da bi se osolike muve reprodukovale, neophodno je da imaju dostupne izvore hrane. Ovo znači da su vrste sa većim brojem generacija verovatno generalisti u pogledu izvora hrane, što doprinosi njihovom potencijalu za preživljavanje (Radenković, pers. comm.). Dalje, broj generacija u toku godine je u najvećem broju slučajeva negativno korelisan sa dužinom larvalnog razvoja (Speight i sar., 2015); vrste koje imaju veći broj generacija tokom godine imaju kraći period larvalnog razvića. Ova činjenica dodatno doprinosi većem stepenu uspeha određenih vrsta sirfida, nasuprot onim vrstama kod kojih se javlja manje od jedne generacije godišnje i sa dugim periodima razvića larve, što je najčešće slučaj sa saproksilnim vrstama (Speight, 2015).

5.4.1.7. Relativni značaj funkcionalnih karaktera

Na osnovu analize relativnog značaja funkcionalnih karaktera, različiti funkcionalni karakteri su pokazali najveći relativni značaj u različitim vremenskim periodima. Međutim, svi ovi karakteri (tip ishrane larve, larvalno mikrostanište, makrohabitat adulta, broj generacija u toku godine i visina na kojoj adulti lete) utiču na druge biološko-ekološke parametre osolikih muva, odakle verovatno potiče njihov veliki značaj.

Generalno, interakcija svih funkcionalnih karakteristika koje vrsta poseduje, kao i sinergizam između tih karaktera definiše sposobnost vrste da preživi (Olden i sar., 2008).

5.4.2. Prednosti i mane upotrebe funkcionalnog pristupa za procenu rizika od izumiranja

Različite vrste imaju različite odgovore na ljudski uticaj, promene u životnoj sredini i na klimatske promene, usled različitih kombinacija biološko-ekoloških karakteristika koje poseduju (Purvis i sar., 2000). Stoga, analize koje uključuju ove karakteristike mogu dati preciznu procenu rizika od izumiranja, te doprineti kreiranju kvalitetnijih konzervacionih planova za očuvanje vrsta i područja u budućnosti (Cardillo i sar., 2005).

Ipak, postoje nedostaci u ovom pristupu. Za veliki broj vrsta, pogotovo beskičmenjaka, nisu poznate biološko-ekološke odlike za koje je utvrđeno da imaju najveći značaj za rizik od izumiranja, kao što su disperzivna sposobnost vrste, reproduktivno ponašanje (Angert i sar., 2011) ili veličina i varijabilnost u veličini populacija (Foufopoulos i Ives, 1999; Vucetich i sar., 2000). Umesto ovih, koriste se drugi funkcionalni karakteri za koje se smatra da mogu poslužiti kao surogat za pomenute parametre (O'Grady i sar., 2004). Takođe, ukoliko se uzme u obzir kompleksnost interakcije između osolikih muva i biljaka na više nivoa (kao izvora hrane, ali i domaćina za razvoj više tipova larvi), jasno je da za opstanak sifrida biljke hraniteljke imaju ključnu ulogu. Detaljnije ispitivanje ove interakcije je neophodno u cilju dobijanja sveobuhvatnije slike o riziku od izumiranja osolikih muva, jer je nivo rizika u direktnoj korelaciji sa opstankom biljnih vrsta sa kojima su sifride povezane. Takođe, buduća istraživanja po pitanju filogenije sifrida će takođe doneti vredne informacije koje će nesumnjivo biti od koristi za procenu rizika od izumiranja, kao i za kreiranje adekvatnih konzervacionih planova za očuvanje ugroženih vrsta sifrida.

5.4.3. Primena u konzervaciji

Iako sa brojnim ograničenjima, pristup procene rizika od izumiranja zasnovan na funkcionalnim karakteristikama vrsta ima veliki potencijal za primenu zarad konzervacije vrsta. Razlike u rezultatima koje su dobijene upotrebom različitih tipova analiza ukazuju na potrebu za komplementarnim pristupom, zasnovanom na primeni različitih metoda za procenu vrsta kojima prete najveći rizik od izumiranja u budućnosti usled klimatskih promena. Sredstva namenjena konzervaciji su vrlo ograničena, zbog čega konzervacioni prioriteti moraju biti što preciznije utvrđeni (Ando i sar., 1998; Margules i Pressey, 2000). Pored toga, klimatske promene predstavljaju samo jedan od brojnih ugrožavajućih faktora, pa su detaljnija znanja o najvećim pretnjama za opstanak osolikih muva takođe neophodna

da bi se dobila kompletna slika o budućnosti opstanka ove važne familije insekata oprašivača.

6. ZAKLJUČAK

U radu je metodom fazi klaster analize izvršena podela 572 vrste osolikih muva registrovanih u JI Evropi na funkcionalne grupe, na osnovu definisanih biološko-ekoloških karaktera. Za izdvojene 44 vrste, koje su distribucijom i klimatskim nišama ograničene na istraživano područje, izvršeno je modelovanje potencijalne distribucije za sadašnji period, kao i za dva projektovana buduća perioda (2041-2060 i 2061-2080), čime je procenjen efekat klimatskih promena na distribuciju ovih vrsta. Na osnovu kreiranih modela i procenjene ranjivosti vrsta, izvršena je prioretizacija područja i utvrđivanje konzervacionih prioriteta u JI Evropi. Linearnim regresionim modelima i linearnim modelima sa mešovitim efektom je na osnovu funkcionalnih karaktera vrsta i procenjenih promena veličine areala utvrđeno koji karakteri su signifikantni za procenu rizika od izumiranja osolikih muva. Na osnovu pomenutih analiza, dobijeni su sledeći zaključci:

Funkcionalne grupe

1. Fazi klaster analiza definisala je pet funkcionalnih grupa osolikih muva.
2. Karakteri koji su imali najveći uticaj na razdvajanje vrsta, povezani su sa tipom ishrane larve, distribucijom vrsta, makrohabitatom adulta, tolerancijom na ljudski uticaj, sposobnošću leta i brojem generacija u toku godine, kao i sa larvalnim mikrostaništem, dužinom trajanja larvalnog razvića i tolerancijom na plavljenje.
3. Na osnovu diskriminantne analize utvrđena je korektna klasifikacija vrsta sa 97.727% tačnosti u *a priori* definisane funkcionalne grupe.
4. Dendrogram konstruisan na osnovu kvadrata Mahalanobisovih distanci pokazao je da najveću sličnost imaju vrste klasifikovane u drugoj i četvrtoj funkcionalnoj grupi, dok su vrste u prvom klasteru najudaljenije na osnovu definisanih funkcionalnih karaktera.

Efekat klimatskih promena na distribuciju vrsta osolikih muva

1. Bioklimatska varijabla sa uticajem u najvećem broju modela (24) je sezonska količina padavina (bio15).
2. Predviđeno je da će 22 vrste (50%) izgubiti deo svog areala za vremenski period 2041-2060, dok je za drugih 50% predviđeno da će ga proširiti. Za 63% vrsta je procenjena promenu areala manja od 15%. Za 18 vrsta (40%) je

predviđeno da će redukovati svoj areal u vremenskom periodu od 2061-2080, dok će 26 vrsta (60%) povećati potencijalnu distribuciju.

3. Egejska ostrva i deo Dinarskog masiva koji se proteže kroz Bosnu i Hercegovinu, Srbiju i Crnu Goru su područja sa najvećim potencijalnim brojem vrsta u svim vremenskim periodima. Doline između planina Olimp i Rodopi, deo ostrva Krf (samo 2050), područje Skadarskog jezera u Crnoj Gori, periferna zona planine Strandža u Bugarskoj i područje nadomak Nacionalnog parka Plitvice u Hrvatskoj su zone za koje je predviđeno da će izgubiti između jedne i tri vrste u budućnosti.
4. Utvrđena korelacija između trenutnog areala vrsta i promena u veličini areala za oba buduća vremenska perioda nije statistički značajna, što ukazuje da vrste sa ograničenim arealom neće u budućnosti iskusiti veće smanjenje areala u odnosu na široko rasprostranjene vrste.

Prioretizacija područja

1. Među analiziranim vrstama, 17 su klasifikovane kao ranjive na osnovu barem jednog kriterijuma (endemizam, geografska retkost, specifičnost habitata), osam vrsta (18.18%) su klasifikovane kao ranjive po svim kriterijumima, 13 vrsta (29.54%) kao ranjive po dva kriterijuma, dok šest vrsta (13.64%) nije pokazalo ranjivost ni prema jednom od kriterijuma.
2. Egejska ostrva su područja sa najvišim vrednostima potencijalnog bogatstva vrsta; između 14 i 17 vrsta je predviđeno kao potencijalno prisutno u ovom regionu.
3. Egejska ostrva Krit, Rodos, Hios, Lesbos, Samos, kao i planine Kopaonik, Durmitor i Prokletije predeli su sa najranjivijim vrstama.
4. pBCC (od potential Biodiversity Conservation Concern) analiza pokazala je različite rezultate kada su uzimani u obzir alternativni indeksi ranjivosti vrsta, za razliku od pBCW (potential Biodiversity Conservation Weight) analize koja je koristeći različite indekse ranjivosti dala gotovo identične rezultate. Sumirano, pBCC naglasila je značaj istočno-egejskih ostrva, ali je takođe ukazala na važnost srednje-egejskih ostrva, delte Dunava i Karpatskih planina u Rumuniji. Najveće vrednosti pBCW indeksa su bile koncentrisane u istočno-egejskim ostrvima i istočnom delu ostrva Krit.

Procena rizika od izumiranja

1. Korelacija između pojedinačnih funkcionalnih karaktera i promene veličine areala za različite vremenske periode nije pokazala statističku značajnost, izuzev arborealnog načina leta za period 2050, perioda letenja tokom leta i vezanosti adulta za alpska staništa za period 2070.
2. Linearni regresioni modeli dobijeni best GLM analizom i linearni modeli sa mešovitim efektom, korišćeni za testiranje povezanosti između funkcionalnih karaktera vrsta i trenutne potencijalne veličine areala, kao i promena u veličini areala za različite periode, pokazali su značajnu međuzavisnost.
3. Mikrohabitat larvi, period letenja adulta, mere vezane za dimenzije tela i krila, visina na kojoj adulti lete, njihov makrohabitat, kao i broj generacija u toku godine, bili su karakteri od značaja u najvećem broju modela.

Generalni zaključci

1. U okviru ove doktorske disertacije identifikovane su vrste osolikih muva koje će najviše biti pogođene promenom klime u budućnosti u JI Evropi. Na osnovu njihovog potencijalnog prisustva i retkosti određeni su prioritetni prostori za zaštitu i očuvanje sirfida. Detektovani su funkcionalni karakteri osolikih muva koji su povezani sa promenama njihove veličine areala, odnosno sa rizikom od izumiranja.
2. Ustanovljeni koncept može biti upotrebljen za detekciju vrsta koje se još uvek ne smatraju ugroženim, ali zbog svojih biološko-ekoloških karakteristika imaju potencijal da to postanu, te stoga zaslužuju pažnju konzervacionista.
3. Ukazano je na značaj ispitivanja interakcija između biljaka i insekata u budućnosti.
4. Dobijeni rezultati mogu u velikoj meri poslužiti za kreiranje sistematskog konzervacionog plana za očuvanje osolikih muva na teritoriji JI Evrope.

7. LITERATURA

1. Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541–545.
2. Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, 43(6), 1223–1232.
3. Ando, A., Camm, J., Polasky, S., Solow, A. (1998). Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science*, 279(5359), 2126–2128.
4. Angert, A. L., Crozier, L. G., Rissler, L. J., Gilman, S. E., Tewksbury, J. J., Chunco, A. J. (2011). Do species' traits predict recent shifts at expanding range edges? *Ecology Letters*, 14(7), 677–689.
5. Araujo, M. B., Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of biogeography*, 33(10), 1677–1688.
6. Araújo, M. B., Whittaker, R. J., Ladle, R. J., Erhard, M. (2005). Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global ecology and Biogeography*, 14(6), 529–538.
7. Ačanski, J., Miličić, M., Likov, L., Milić, D., Radenković, S., Vujić, A. (2017). Environmental niche divergence of species from *Merodon ruficornis* group (Diptera: Syrphidae). *Archives Of Biological Sciences*, 69(2), 247–259.
8. Ball, S., Morris, R. (2013). Britain's hoverflies: an introduction to the hoverflies of Britain. Princeton University Press.
9. Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters*, 9(10), 1146–1156.
10. Bankowska, R. (1967). Materiaux pour l'estude des Syrphides (Diptera) de Bulgarie. Polska akademia nauk, Warszawa, Tom XIII: 345–389.
11. Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
12. Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), 365–377.

13. Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, 132(1), 39–50.
14. Beniston, M. (1994). Mountain environments in changing climates. Routledge Publishing Co., London, New York.
15. Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188.
16. Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohle-Müller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313 (5785), 351–354.
17. Borges, P. A. V., Aguiar, C., Amaral, J., Amorim, I. R., André, G., Arraiol, A., Baz A., Dinis, F., Enghoff, H., Gaspar, C., Ilharco, F., Mahnert, V., Melo, C., Pereira, F., Quartau, J.A., Ribeiro, S., Ribes, J., Serrano, A. R. M., Sousa, A. B., Strassen, R. Z., Vieira, L., Vieira, V., Vitorino, A., Wunderlich, J. (2005). Ranking protected areas in the Azores using standardized sampling of soil epigeal arthropods. *Biodiversity and Conservation*, 14(9), 2029–2060.
18. Brashares, J. S. (2003). Ecological, behavioral, and life-history correlates of mammal extinctions in West Africa. *Conservation Biology*, 17(3), 733–743.
19. Broenniman, O., Thuiller, W., Hughes, G., Midgley, G. F., Alkemade, J. M. R., Guisan, A. (2006). Do geographic distribution, niche property and life form explain plants vulnerability to global change? *Global Change Biology*, 12(6), 1079–1093.
20. Broennimann, O., Vittoz, P., Moser, D., Guisan, A. (2005). Rarity types among plant species with high conservation priority in Switzerland. *Botanica Helvetica*, 115(2), 95–108.
21. Buckley, L. B., Urban, M. C., Angilletta, M. J., Crozier, L. G., Rissler, L. J., Sears, M. W. (2010). Can mechanism inform species distribution models? *Ecology Letters*, 13(8), 1041–1054.
22. Caiafa, A. N., Martins, F. R. (2010). Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 19(9), 2597–2618.
23. Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R., Sechrest, W., Orme, D. L., Purvis, A. (2005). Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, 309(5738), 1239–1241.

24. Cardoso, P. (2009). Standardization and optimization of arthropod inventories—the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3949–3962.
25. Cardoso, P. (2016). red: IUCN Redlisting Tools. R package version 0.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=red>
26. Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A., New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144(11), 2647–2655.
27. Ceballos, G., Ehrlich, P. R. (2006). Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51), 19374–19379.
28. Chown, S. L., Gaston, K. J. (2010). Body size variation in insects: a macroecological perspective. *Biological Reviews*, 85(1), 139–169.
29. Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222–228.
30. Coe, R. L. (1956). Diptere iz Jugoslavije prikupljane od maja do jula 1955, sa naznakom nalazišta i primedbama. Glasnik prirodnjačkog muzeja Srpske zemlje, serija B, knjiga 8.
31. Coe, R. L. (1960). A further collection of Diptera from Jugoslavia, with localities and notes. Glasnik prirodnjačkog muzeja, serija B, knjiga:16, Beograd.
32. Cole, L. J., McCracken, D. I., Dennis, P., Downie, I. S., Griffin, A. L., Foster, G. N., Murphy, K. J., Waterhouse, T. (2002). Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1), 323–336.
33. Collins N. M., Thomas J. A. (1989). *The Conservation of Insects and Their Habitats*. Academic Press, London.
34. Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G. H., Purvis, A. (2008). Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 211–221.
35. Cooper, C. B., Walters, J. R. (2002). Experimental evidence of disrupted dispersal causing decline of an Australian passerine in fragmented habitat. *Conservation Biology*, 16(2), 471–478.
36. CRAN. Dostupno na: www.cran.r-project.org

37. Crnobrnja–Isailović, J. (2007). Cross-section of a refugium: genetic diversity of amphibian and reptile populations in the Balkans. In: Phylogeography of southern European refugia, Weiss, S., Ferrand, N. (eds). *Springer, Netherlands*, pp. 327–337.
38. Danube River Delta. Dostupno na: wwf.panda.org
39. Davies, K. F., Margules, C. R., Lawrence, J. F. (2004). A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*, 85(1), 265–271.
40. DeVries, P. J., Penz, C. M., Hill, R. I. (2010). Vertical distribution, flight behaviour and evolution of wing morphology in *Morpho* butterflies. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 1077–1085.
41. Donnelly, A., Caffarra, A., O'Neill, B. F. (2011). A review of climate-driven mismatches between interdependent phenophases in terrestrial and aquatic ecosystems. *International Journal of Biometeorology*, 55(6), 805–817.
42. Dormann, C. F., Schweiger, O., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S. T., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bugter, R., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Cock, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Diekotter, T., Dirksen, J., Durka, W., Edwards, P. J., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Liira, J., Maelfait, J. P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann-Legionnet, A., Schermann, N., Schmidt, T., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W., Zobel, M., Burel, F. (2008). Prediction uncertainty of environmental change effects on temperate European biodiversity. *Ecology letters*, 11(3), 235–244.
43. Drensky, P. (1934). Sifide Bugarske. Izvod Bulg. Entom. Druž. 8, 109-131.
44. Dudley, R., Srygley, R. (1994). Flight physiology of neotropical butterflies: allometry of airspeeds during natural free flight. *Journal of Experimental Biology*, 191(1), 125–139.
45. Dunn, R. R. (2005). Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology*, 19(4), 1030–1036.
46. Dytham, C. (2011). Choosing and using statistics: a biologist's guide. John Wiley & Son.
47. Dziock, F. (2006). Life-history data in bioindication procedures, using the example of hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 91(4), 341–363.
48. Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R. J., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Li J., Lohmann L. G., Loiselle B. A.,

- Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. M., Peterson A. T., Phillips S. J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R. E., Soberon J., Williams S., Wisz M. S., Zimmermann N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151.
49. Equihua, M. (1990). Fuzzy clustering of ecological data. *The Journal of Ecology*, 78(2) 519–534.
50. Evans, H. E. (1993). *Life on a Little-Known Planet: A Biologist's View of Insects and their World*. Lyons and Burford, NY.
51. Fattorini, S., Cardoso, P., Rigal, F., Borges, P. A. (2012). Use of arthropod rarity for area prioritisation: insights from the Azorean Islands. *PLoS One*, 7(3), e33995.
52. Ferreira, M. T., Cardoso, P., Borges, P. A., Gabriel, R., de Azevedo, E. B., Reis, F., Araujo, M., Elias, R. B. (2016). Effects of climate change on the distribution of indigenous species in oceanic islands (Azores). *Climatic Change*, 138(3-4), 603–615.
53. Flather, C. H., Bevers, M. (2002). Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *The American Naturalist*, 159(1), 40–56.
54. Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield M. M., DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22–33.
55. Foden, W. B., Butchart, S. H., Stuart, S. N., Vié, J. C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., DeVantier, L. M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S. D., Katariya V., Bernard, R., Holland, R. A., Hughes, A. H., O'Hanlon, S. F., Garnett, S. T., Şekercioğlu, C. H., Mace, G. M. (2013). Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PloS one*, 8(6), e65427.
56. Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M. (2005). Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology*, 4(1), e1.
57. Foufopoulos, J., Ives, A. R. (1999). Reptile extinctions on land-bridge islands: life-history attributes and vulnerability to extinction. *The American Naturalist*, 153(1), 1–25.
58. Frauenfeld, G. R. (1856). Beitrag zur Fauna Dalmatien's. Verhan. zool. botan. Vereins in Wien, 6, 431–448.

59. Gardner, J. L., Peters, A., Kearney, M. R., Joseph, L., Heinsohn, R. (2011). Declining body size: a third universal response to warming? *Trends in ecology & evolution*, 26(6), 285–291.
60. Gaston, K. J. (1994). *Rarity*. Chapman and Hall, London.
61. Gibson, L., McNeill, A., de Tores, P., Wayne, A., Yates, C. (2010). Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka (*Setonix brachyurus*), in south west Australia? *Biological Conservation*, 143(11), 2453–2461.
62. Gitay, H., Noble, I. R. (1997). What are functional types and how should we seek them? In: Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I. (eds), *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3–19.
63. Glumac, S. (1955a). Osolike muve Srbije (Syrphidae, Diptera) iz zbirke prirodjačkog muzeja srpske zemlje u Beogradu. Poseban otisak iz časopisa „Zaštita bilja“, 27, 1-43.
64. Glumac, S. (1955b). Zbirka sirfida (Sirphidae, Diptera) biološkog instituta u Sarajevu. Godišnjak Biološkog Instituta u Sarajevu, 7 (1-2).
65. Glumac, S. (1956a). Syrphidae (Diptera) slobodne teritorije Trsta (Zone "B")-Kopra i Umaga, sakupljene 1955 god. Glasnik prirodjačkog muzeja srpske zemlje, serija B, sv. 3.
66. Glumac, S. (1956b). Syrphidae (Diptera) Južnog primorja Jugoslavije-rezultati prikupljanja u 1956 god. Glasnik prirodjačkog muzeja srpske zemlje, Serija B, sv.3.
67. Glumac, S. (1959). Syrphidae (Diptera) Fruške gore. Matica Srpska, Novi Sad.
68. Glumac, S. (1968). Sirfide (Syrphoidea, Diptera) u Makedoniji. Godišnjak Filozofskog fakulteta u Novom Sadu, knjiga XI/2.
69. Glumac, S. (1972). *Catalogus faunae Jugoslaviae*. Consilium Academiaram Scientiarum Rei Publicae Socialisticae Foederative Jugoslaviae. Academia Scientiarum et Artium Slovenica. Ljubljana. III/6.
70. Golicher, D. J., Cayuela, L., Newton, A. C. (2012). Effects of climate change on the potential species richness of Mesoamerican forests. *Biotropica*, 44(3), 284–293.
71. González-Oreja, J. A. (2008). The encyclopedia of life vs. the brochure of life: exploring the relationships between the extinction of species and the inventory of life on Earth. *Zootaxa*, 1965, 61–68.
72. Grewe, Y., Hof, C., Dehling, D. M., Brandl, R., Brändle, M. (2013). Recent range shifts of European dragonflies provide support for an inverse relationship between

- habitat predictability and dispersal. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 403–409.
73. Grime, J. P. (1988). The CSR model of primary plant strategies—origins, implications and tests. In: Gottlieb, L., Jain, S. (eds), *Plant evolutionary biology*. Springer Netherlands, pp. 371–393.
74. Grković, A., Vujić, A., Radenković, S., Chroni, A., Petanidou, T. (2015). Diversity of the genus *Eumerus* Meigen (Diptera, Syrphidae) on the eastern Mediterranean islands with description of three new species. *Annales de la Société entomologique de France*, 51(4), 361–373.
75. Grömping, U. (2006). Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo. *Journal of Statistical Software*, 17(1), 1–27.
76. Hannah, L., Midgley, G. F., Millar, D. (2002). Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11(6), 485–495.
77. Hardman, C. J., Harrison, D. P., Shaw, P. J., Nevard, T. D., Hughes, B., Potts, S. G., Norris, K. (2016). Supporting local diversity of habitats and species on farmland: a comparison of three wildlife-friendly schemes. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 171–180.
78. Harnik, P. G., Simpson, C., Payne, J. L. (2012). Long-term differences in extinction risk among the seven forms of rarity. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1749), 4969–4976.
79. Hayes, A. F., Matthes, J. (2009). Computational procedures for probing interactions in OLS and logistic regression: SPSS and SAS implementations. *Behavior Research Methods*, 41(3), 924–936.
80. He, F. L., Gaston, K. J., Connor, E. F., Srivastava, D. S. (2005). The local-regional relationship: immigration, extinction, and scale. *Ecology*, 86(2), 360–365.
81. Hegland, S. J., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjercknes, A. L., Totland, Ø. (2009). How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters*, 12(2), 184–195.
82. Heywood, V. H., Watson, R. T. (1995). *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
83. Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, 12(3), 450–455.

84. Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978.
85. Hijmans, R. J., Guarino, L., Mathur, P. (2012). DIVA-GIS. Vsn. 7.5. A geographic information system for the analysis of species distribution data. Preuzeto sa <http://www.diva-gis.org>.
86. Hijmans R. J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. (2016). dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.1-1. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
87. Hill, J., Stellmes, M., Udelhoven, T., Röder, A., Sommer, S. (2008). Mediterranean desertification and land degradation: mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Global and Planetary Change*, 64(3), 146–157.
88. Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., Hermy, M. (2002). Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, 5(4), 525–530.
89. Honěk, A. (1993). Intraspecific variation in body size and fecundity in insects: a general relationship. *Oikos*, 66(3), 483–492.
90. Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3–35.
91. Houlahan, J. E., Keddy, P. A., Makkay, K., Findlay, C. S. (2006). The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands*, 26(1), 79–96.
92. Huang, J., Lu, X., Huang, J., Ma, K. (2016). Conservation priority of endemic Chinese flora at family and genus levels. *Biodiversity and Conservation*, 25(1), 23–35.
93. Hughes, J. B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. (2002). Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters*, 5(1), 121–129.
94. Hunter, M. L. (1996). *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts, USA.
95. International Commission for the Protection of the Danube River. Dostupno na: www.icpdr.org
96. IPCC (2014). *Fifth Assessment Report*. Cambridge: Cambridge University Press.

97. Isaac, J. L., Vanderwal, J., Johnson, C. N., Williams, S. E. (2009). Resistance and resilience: quantifying relative extinction risk in a diverse assemblage of Australian tropical rainforest vertebrates. *Diversity and Distributions*, 15(2), 280–288.
98. Jauker, F., Bondarenko, B., Becker, H.C., Steffan-Dewenter, I. (2012). Pollination efficiency of wild bees and hoverflies provided to oilseed rape. *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), 81–87
99. Jiménez-Alfaro, B., Draper, D., Nogués-Bravo, D. (2012). Modeling the potential area of occupancy at fine resolution may reduce uncertainty in species range estimates. *Biological Conservation*, 147(1), 190–196.
100. Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta oecologica*, 31(3), 361–369.
101. Jovičić, S., Burgio, G., Diti, I., Krašić, D., Markov, Z., Radenković, S., Vujić, A. (2017). Influence of landscape structure and land use on *Merodon* and *Cheilosia* (Diptera: Syrphidae): contrasting responses of two genera. *Journal of Insect Conservation*, 21(1), 53–64.
102. Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 141–151.
103. Kaloveloni, A., Tscheulin, T., Vujić, A., Radenković, S., Petanidou, T. (2015). Winners and losers of climate change for the genus *Merodon* (Diptera: Syrphidae) across the Balkan Peninsula. *Ecological Modelling*, 313, 201–211.
104. Kattan, G. (1992). Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, 6(1), 64–70.
105. Keith D. A, Akcakaya, H. R., Thuiller, W., Midgley, G. F., Pearson, R. G., Philips, S. J., Regan, H. M., Araujo, M. B., Rebelo, T. G. (2008). Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters*, 4(5), 560–563.
106. Keil, P., Dziock, F., Storch, D. (2008). Geographical patterns of hoverfly (Diptera, Syrphidae) functional groups in Europe: inconsistency in environmental correlates and latitudinal trends. *Ecological Entomology*, 33(6), 748–757.
107. Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2003). How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, 30(6), 889–900.

108. Kremen, C., Ostfeld, R. S. (2005). A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and Environment*, 3(10), 540–548.
109. Kremen, C., Williams, N. M., Thorp, R. W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(26), 16812–16816.
110. Kryštufek, B., Reed, J. M. (2004). Pattern and process in Balkan biodiversity – an overview. In: Griffiths, H. J., Kryštufek, B., Reed, J. M. (eds), *Balkan Biodiversity, Pattern and Process in the European Hotspot*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 1–8.
111. Kula, E. (1985). A contribution to the knowledge of Syrphidae (Diptera) in Yugoslavia. *Acta Universitatis Agriculturae, Series C*, 54(1/2), 203–219.
112. Kumar, S., Stohlgren, T. J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 1(4), 94–98.
113. Lambeck, H. (1968). Contribution to the knowledge of the syrphid fauna of the republic of Slovenia and adjacent territories (Diptera: Syrphidae). *Biološki Vestnik*, 16, 95–100.
114. Langhoffer, A. (1918). Beitrage zur Dipterenfauna Kroatiens. *Glasnik hrvatskog prirodoslovnog društva*, 29, 132–135.
115. Larsson, M. (2005). Higher pollinator effectiveness by specialist than generalist flower-visitors of unspecialized *Knautia arvensis* (Dipsacaceae). *Oecologia*, 146(3), 394–403.
116. Lawler, J. J., White, D., Neilson, R. P., Blaustein, A. R. (2006). Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. *Global Change Biology*, 12(8), 1568–1584.
117. Leclercq, M. (1961). Syrphidae (Diptera) de Yougoslavie, I. Fragmenta Balcanica. *Musei Macedonici Scientiarum Naturalium*, Tom III, 22 (81).
118. Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., De Ruffray, P., Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320(5884), 1768–1771.
119. Leroy, B., Petillon, J., Gallon, R., Canard, A., Ysnel, F. (2012). Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points. *Insect Conservation and Diversity*, 5(2), 159–168.

120. Leroy, B. (2016). Rarity: Calculation of Rarity Indices for Species and Assemblages of Species. R package version 1.3–6. CRAN, Vienna, Austria.
121. Liu, C., White, M., Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), 778–789.
122. Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, 17(2), 145–151.
123. Losos, J. B., Ricklefs, R. E. (2009). *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
124. Lurgi, M., Lopez, B., Montoya, J. (2012). Climate change impacts on body size and food web structure on mountain ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 367(1605), 3050–3057.
125. Maclean, I. M., Wilson, R. J. (2011). Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(30), 12337–12342.
126. Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K. (2016). *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 2.0.4.
127. Marcuzzi, G. (1941). Contributo alla conoscenza dei ditteri della Dalmazia. *Estratto dal Bollettino della Societa Entomologica Italiana*, 78, 4–5.
128. Margules, C. R., Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253.
129. Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504–509.
130. McKinney, M. L. (1997). Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 495–516.
131. McLeod, A. I., Xu, C. (2017). *bestglm: Best Subset GLM*. R package version 0.36. <https://CRAN.R-project.org/package=bestglm>
132. Medail, F., Quezel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation biology*, 13(6), 1510–1513.
133. Menéndez, R., Thomas, C. D. (2000). Metapopulation structure depends on spatial scale in the host-specific moth *Wheeleria spilodactylus* (Lepidoptera: Pterophoridae). *Journal of Animal Ecology*, 69(6), 935–951.

134. Milankov, V., Vujić, A., Šimić, S. (1995). Species of Xylotini (Diptera: Syrphidae) from the Yugoslav region. *Entomologist's Gazette*, 46, 209–216.
135. Miličić, M., Vujić, A., Jurca, T., Cardoso, P. (2017). Designating conservation priorities for Southeast European hoverflies (Diptera: Syrphidae) based on species distribution models and species vulnerability. *Insect Conservation and Diversity*, 10(4), 354–366.
136. Moilanen, A., Wilson, K. A., Possingham, H. P. (2009). *Spatial Conservation Prioritization*. Oxford University Press, Oxford.
137. Morgan, J. A., Tatar, J. F. (1972). Calculation of the Residual Sum of Squares for All Possible Regressions. *Technometrics*, 14(2), 317–325.
138. Nedeljković, Z. (2011). Taksonomska analiza vrsta iz podfamilije Syrphinae (Diptera: Syrphidae). Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, pp. 247.
139. Nedeljković, Z., Ačanski, J., Đan, M., Obreht Vidaković, D., Ricarte, A., Vujić, A. (2015). An integrated approach to delimiting species borders in the genus *Chrysotoxum* Meigen, 1803 (Diptera: Syrphidae), with description of two new species. *Contributions to Zoology*, 84(4) 285–304.
140. Nedeljković, Z., Ačanski, J., Vujić, A., Obreht, D., Đan, M., Stahls, G., Radenković, S. (2013). Taxonomy of *Chrysotoxum festivum* Linnaeus, 1758 (Diptera: Syrphidae) – an integrative approach. *Zoological Journal of the Linnaean Society*, 169(1), 84–102.
141. Nedeljković, Z., Vujić, A., Šimić, S., Radenković, S. (2009). The fauna of hoverflies (Diptera: Syrphidae) of Vojvodina Province, Serbia. *Archives of the Biological Sciences*, 61(1), 147–154.
142. Network of Protected Areas Dinarides. Dostupno na: discoverdinarides.com
143. Nielsen, T. R. (2009). A migration of *Eristalis similis* (Fallén, 1817) (Diptera, Syrphidae) at Lindesnes, South Norway in 2009. *Norwegian Journal of Entomology*, 56, 74.
144. Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Sustainability: Sustainability*, 164, 262–270.
145. O'Grady, J. J., Reed, D. H., Brook, B. W., Frankham, R. (2004). What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation*, 118(4), 513–520.
146. Olden, J. D., Poff, N. L., Bestgen, K. R. (2008). Trait synergisms and the rarity, extirpation, and extinction risk of desert fishes. *Ecology*, 89(3), 847–856.

147. Outomuro, D., Adams, D. C., Johansson, F. (2013). Wing shape allometry and aerodynamics in calopterygid damselflies: a comparative approach. *BMC evolutionary biology*, 13(1), 118.
148. Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669.
149. Pearson, R. G. (2007). Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. *American Museum of Natural History*, 1, 1–50.
150. Peñuelas, J., Boada, M. (2003). A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global change biology*, 9(2), 131–140.
151. Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R. J., Sumaila, U. R., Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496–1501.
152. Perez-Banon, C., Radenković, S., Vujić, A., Stahls, G., Rojo, S., Grković, A., Petanidou, T. (2016). *Brachyopa minima* (Diptera: Syrphidae), a new species from Greece with notes on the biodiversity and conservation of the genus *Brachyopa* Meigen in the Northern Aegean Islands. *Zootaxa*, 4072(2), 217–234.
153. Petanidou, T., Vokou, D., Margaris, N. S. (1991). *Panaxia quadripunctaria* in the highly touristic Valley of Butterflies (Rhodes, Greece): conservation problems and remedies. *Ambio*, 20(3-4), 124–128.
154. Petanidou, T., Vujić, A., Ellis, W. N. (2011). Hoverfly diversity (Diptera: Syrphidae) in a Mediterranean scrub community near Athens, Greece. *Annales de la Société Entomologique de France*, 47(1-2), 168–175.
155. Peters, G. P., Andrew, R. M., Boden, T., Canadell, J. G., Ciais, P., Le Quéré, C., Marland, G., Raupach, M. R., Wilson, C. (2013). The challenge to keep global warming below 2 C. *Nature Climate Change*, 3(1), 4–6.
156. Petchey, O. L., Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741–758.
157. Peterson, A. T., Papeş, M., Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological modelling*, 213(1), 63–72.

158. Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3), 231–259.
159. Pimm, S. L. (2008). Biodiversity: climate change or habitat loss—which will kill more species? *Current Biology*, 18(3), 117–119.
160. Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269(5222), 347–350.
161. Pinheiro, J. C., Bates, D. M. (2000). Linear mixed-effects models: basic concepts and examples. *Mixed-effects models in S and S-Plus*, 3–56.
162. Podani, J. (1994). *Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics*. Ecological Computations Series (ECS), Vol. 6. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
163. Poiani, K. A., Merrill, M. D., Chapman, K. A. (2001). Identifying conservation-priority areas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concept and selection of large patches of natural vegetation. *Conservation Biology*, 15(2), 513–522.
164. Poulakakis, N., Kapli, P., Lymberakis, P., Trichas, A., Vardinoyiannis, K., Sfenthourakis, S., Mylonas, M. (2015). A review of phylogeographic analyses of animal taxa from the Aegean and surrounding regions. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 53(1), 18–32.
165. Powney, G. D., Cham, S. S., Smallshire, D., Isaac, N. J. (2015). Trait correlates of distribution trends in the Odonata of Britain and Ireland. *PeerJ*, 3, e1410.
166. Pressey, R. L., Nicholls, A. O. (1989). Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation*, 50(1-4), 199–218.
167. Previšić, A., Walton, C., Kučinić, M., Mitrikeski, P. T., Kerovec, M. (2009). Pleistocene divergence of Dinaric *Drusus* endemics (Trichoptera, Limnephilidae) in multiple microrefugia within the Balkan Peninsula. *Molecular ecology*, 18(4), 634–647.
168. Primack, R. B., Miao, S. L. (1992). Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*, 6(4), 513–519.
169. Pugh, G. J. F. (1980). Strategies in fungal ecology. *Transactions of the British Mycological Society*, 75(1), 1–14.
170. Purvis, A., Agapow, P. M., Gittleman, J. L., Mace, G. M. (2000). Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science*, 288(5464), 328–330.

171. Purvis, A., Cardillo, M., Grenyer, R., Collen, B. (2005). Correlates of extinction risk: phylogeny, biology, threat and scale. In: Purvis, A., Gittleman, J.L., Brooks, T. (eds), *Phylogeny and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 295–316.
172. Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947–1952.
173. R Development Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
174. Rabinowitz, D.S. (1981). Seven forms of rarity. In: Synge, H. (ed.), *The Biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, Chichester, pp 205–217.
175. Rabinowitz, D., Cairns, S., Dillon, T. (1986). Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: Soule M.E. (eds), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, pp. 182–204..
176. Radenković, S. (2008). Fauna podfamilije Eristalinae (Diptera: Syrphidae) u Srbiji. Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, pp. 352.
177. Radenković, S., Schweiger, O., Milić, D., Harpke, A., Vujić, A. (2017). Living on the edge: Forecasting the trends in abundance and distribution of the largest hoverfly genus (Diptera: Syrphidae) on the Balkan Peninsula under future climate change. *Biological Conservation*, 212, 216–229.
178. Radenković, S., Vujić, A. (1995). Zoogeografska analiza roda *Merodon* Meigen, 1803 (Diptera, Syrphidae) na području Dubašnice. Naša ekološka istina. III naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine. Borsko jezero. Zbornik radova, 329–331.
179. Radenković, S., Vujić, A., Stahls, G., Perez-Banon, C., Petanidou, T., Šimić, S. (2011). Three new cryptic species of the genus *Merodon* Meigen (Diptera: Syrphidae) from the island of Lesbos (Greece). *Zootaxa*, 2735, 35–56.
180. Ricarte, A., Jover, T., Marcos-García, M. A., Micó, E., Brustel, H. (2009). Saproxyllic beetles (Coleoptera) and hoverflies (Diptera: Syrphidae) from a Mediterranean forest: towards a better understanding of their biology for species conservation. *Journal of Natural History*, 43(9-10), 583–607.
181. Ristić, R., Kašanin-Grubin, M., Radić, B., Nikić, Z., Vasiljević, N. (2012). Land degradation at the Stara Planina ski resort. *Environmental management*, 49(3), 580–592.

182. Roberge, J. M., Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85.
183. Rodrigues, A. S., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D., da Fonseca, G. A., Gaston, K. J., Hoffman, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., Watts, M. E., Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640–643.
184. Rotheray, G. E., Gilbert, F. (2011). The natural history of hoverflies. Ceredigion, Forrest text.
185. Rotheray, E. L., MacGowan, I., Rotheray, G. E., Sears, J., Elliott, A. (2009). The conservation requirements of an endangered hoverfly, *Hammerschmidtia ferruginea* (Diptera, Syrphidae) in the British Isles. *Journal of Insect Conservation*, 13(6), 569.
186. Ruiz, D., Moreno, H. A., Gutiérrez, M. E., Zapata, P. A. (2008). Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia. *Science of the total environment*, 398(1), 122–132.
187. Sav taj R. Dostupno na: www.savtajr.blogspot.rs
188. Savić, I. R. (2008). Diversification of the Balkan fauna: its origin, historical development and present status. *Advances in Arachnology and Developmental Biology*, 12, 57–78.
189. Schuldt, A., Assmann, T. (2010). Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe – a multi-taxon approach. *Biological Conservation*, 143(11), 2747–2756.
190. Schweiger, O., Musche, M., Bailey, D., Billeter, R., Diekötter, T., Hendrickx, F., Herzog, F., Liira, J., Maelfait, J. P., Speelmans, M., Dziöck, F. (2007). Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), 461–472.
191. Seltman, H. J. (2009). Mixed models. A flexible approach to correlated data. *Experimental Design and Analysis*.
192. Smith, P. G., Theberge, J. B. (1986). A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental management*, 10(6), 715–734.
193. Sotherton, N. W. (1998). Land–use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set–aside approach. *Biological Conservation*, 83(3), 259–268.
194. Speight M. C. D. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. Strasbourg (France): Council of Europe.

195. Speight, M. C. D. (2015). Species accounts of European Syrphidae (Diptera). Syrph the Net, the Database of European Syrphidae 72. Syrph the Net publications, Dublin.
196. Speight, M.C.D., Castella, E., Sarthou, J. P. (2015). StN 2015. In: Speight, M.C.D., Castella, E., Sarthou, J. P., Vanappelghem, C.(eds), Syrph the Net on CD, Issue 10. *Syrph the Net Publications, Dublin*, pp. 1–316.
197. Stanley, D. A., Gunning, D., Stout, J. C. (2013). Pollinators and pollination of oilseed rape crops (*Brassica napus* L.) in Ireland: ecological and economic incentives for pollinator conservation. *Journal of Insect Conservation*, 17(6), 1181–1189.
198. StatSoft Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 12 (2015). Dostupno na: www.statsoft.com.
199. Steinbauer, M., Field, R., Grytnes, J. A., Trigas, P., Ah-Peng, C., Attorre, F., Birks, J., Borges, P., Cardoso, P., Chou, C. H., De Sanctis, M., Duarte, M., Elias, R., Fernandez-Palacios, J. M., Gabriel, R., Gereau, R., Gillespie, R., Greimler, J., Harter, D., Huang, T.J., Irl, S., Jeanmonod, D., Jentsch, A., Jump, A., Kueffer, C., Nogué, S., Otto, R., Price, J., Romeiras, M., Strasberg, D., Stuessy, T., Vetaas, O., Beierkuhnlein, C. (2016). Topography-driven isolation, speciation and a global increase of endemism with elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 25(9), 1097–1107.
200. Strobl, G. (1893). Beitrage zur Dipterenfauna des osterreichischen Littorale. *Ent. Zeitschen Wien*, 12, 74–80.
201. Strobl, G. (1898). Fauna Diptera Bosne, Hercegovine i Dalmacije. Separatni otisak iz zbornika Zemaljskog muzeja u Bosni i Hercegovini.
202. Strobl, G. (1900). Dipterenfauna von Bosnien, Hercegovina und Dalmatien. *Wiss. Mitt. aus Bosn. und Herz.*, 7, 552–670.
203. Strobl, G. (1902). Novi prilozii fauni diptera Balkanskog poluostrva. Separatni otisak iz zbornika Zemaljskog muzeja u Bosni i Hercegovini.
204. Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783–1786.
205. Symondson, W. O. C., Sunderland, K. D., Greenstone, M. H. (2002). Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology*, 47(1), 561–594.
206. Šašić, Lj., Ačanski, J., Vujić, A., Ståhls, G., Radenković, S., Milić, D., Obreht-Vidaković, D., Đan, M. (2016). Molecular and Morphological Inference of Three

- Cryptic Species within the *Merodon aureus* Species Group (Diptera: Syrphidae). *PLoS One*, 11(8), e0160001.
207. Šimić, S. (1987). Syrphidae (Insecta: Diptera). Biogeografska i ekološka analiza faune osolikih muva Durmitora sa osvrtom na faunu osolikih muva Crne Gore. In: Fauna Durmitora, sv.2, CANU, Pos. izd. knj.21, Odeljenje prirodnih nauka, knj. 13, 11–154. Titograd.
208. Šimić, S., Vujić, A. (1987). The syrphid fauna (Diptera) of the Tisa basin in Yugoslavia. *Tiscia (Szeged)*, 22, 121–127.
209. Šimić, S., Vujić, A. (1996). Hoverfly fauna (Diptera: Syrphidae) of the southern part of the mountain Stara planina, Serbia. *Acta entomologica serbica*, 1 (1/2), 21–30.
210. Šimić, S., Vujić, A., Radenković, S., Radišić, P., Nedeljković, Z. (2009). Fauna osolikih muva (Diptera: Syrphidae) u ritovima Vojvodine. Monografija Matice srpske, Novi Sad.
211. Taylor, L. R. (1958). Aphid dispersal and diurnal periodicity. *Proceedings of the Linnean Society of London*, 169(6), 67–73.
212. Taylor, L. R. (1960). The distribution of insects at low levels in the air. *The Journal of Animal Ecology*, 29(1), 45–63.
213. Taylor, P. D., Merriam, G. (1995). Wing morphology of a forest damselfly is related to landscape structure. *Oikos*, 73(1), 43–48.
214. Teder, T., Tammaru, T. (2005). Sexual size dimorphism within species increases with body size in insects. *Oikos*, 108(2), 321–334.
215. Thackeray, S. J., Sparks, T. H., Frederiksen, M., Burthe, S., Bacon, P. J., Bell, J. R., Botham, M. S., Brereton, T. M., Bright, P. W., Carvalho, L., Clutton-Brock, T., Dawson, A., Edwards, M., Elliot, J. M., Harrington, R., Johns, D., Jones I. D., Jones, J. J., Leech, D. I., Roy, D. B., Scott, W. A., Smith, M., Smithers, R. J., Winfield, I. J., Wanless, S. (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology*, 16(12), 3304–3313.
216. Theurillat, J. P., Guisan, A. (2001). Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic change*, 50(1-2), 77–109.
217. Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F., De Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148.

218. Thompson, F. C. (2013). Family Syrphidae. In: Thompson, F. C., Pape, T. (eds.), *Systema Dipteroorum*, version 1.5. Dostupno na: <http://www.diptera.org>.
219. Thompson, F. C., Rotheray, G. E. (1998). Family Syrphidae. In: Papp, L., Darvas, B. (eds). *Contributions to a manual of Palaearctic Diptera. Science Herald, Budapest*, pp. 81–139.
220. Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, F. G., Paterson, J., Schurr, F. M. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 9(3), 137–152.
221. Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281–284.
222. Tölg, F., Fahringer, J. (1911). Beitrag zur Dipteren und Hymenopterenfauna Bosniens, der Herzegowina und Dalmatiens. *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen vereines an der Universitat Wien*.
223. Trakhtenbrot, A., Nathan, R., Perry, G., Richardson, D. M. (2005). The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 11(2), 173–181.
224. Trauwaert, E. (1988). On the meaning of Dunn's partition coefficient for fuzzy clusters. *Fuzzy sets and systems*, 25(2), 217–242.
225. Turpie, J. K., Beckley, L. E., Katua, S. M. (2000). Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes. *Biological Conservation*, 92(1), 59–72.
226. Tvrtković, N., Veen, P. (2006). The Dinaric Alps. Rare habitats and species. Conservation Project in Croatia. Part A. Hrvatski prirodoslovni Muzej (CNHM) Zagreb, and Royal Dutch Society for Nature Conservation (KNNV), Zagreb, Croatia.
227. Van Eck, A. (2016). Hoverflies (Diptera, Syrphidae) new to the fauna of mainland Portugal, with an updated hoverfly checklist. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*, 59, 187–203.
228. Van Veen, M. (2004). Hoverflies of Northwest Europe: identification keys to the Syrphidae. *KNNV Publishing, Utrecht*.
229. Venables, W. N., Smith, D. M. (2004). Uvod u korištenje Ra.

230. Visser, M. E. (2008). Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 275(1635), 649–659.
231. Visser, M. E., Both, C. (2005). Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272(1581), 2561–2569.
232. Vucetich, J. A., Waite, T. A., Qvarnemark, L., Ibargüen, S. (2000). Population variability and extinction risk. *Conservation Biology*, 14(6), 1704–1714.
233. Vujić, A. (1996). Genus *Cheilosia* Meigen and related genera (Diptera: Syrphidae) on the Balkan peninsula. Mon. Dep. Nat. Sci. Matica srpska, Novi Sad.
234. Vujić, A. (1999). The tribe Chrysogasterini (Diptera: Syrphidae) in the Balkan Peninsula, with the description of three new cryptic species. *Studia dipterologica*, 6(2), 405–423.
235. Vujić, A., Glumac, S. (1994). Fauna osolikih muva (Diptera: Syrphidae) Fruške gore. Monografije Fruške gore. Matica srpska, Novi Sad.
236. Vujić, A., Milankov, V. (1999). New data for the tribes Milesiini and Xylotini (Diptera, Syrphidae) on the Balkan Peninsula. *Dipteron*, 2(6), 113–132.
237. Vujić, A., Perez-Banon, C., Radenković, S., Ståhls, G., Rojo, S., Petanidou, T., Šimić, S. (2007). Two new species of genus *Merodon* Meigen, 1803 (Syrphidae, Diptera) from the island of Lesbos (Greece), in the eastern Mediterranean. *Annales de la Societe Entomologique de France*, 43(3), 319–326.
238. Vujić, A., Petanidou, T., Tscheulin, T., Cardoso, P., Radenković, S., Stahls, G., Baturan, Ž., Mijatović, G., Rojo, S., Perez-Banon, C., Devalez, J., Andrić, A., Jovičić, S., Krašić, D., Markov, Z., Radišić, D., Tataris, G. (2016a). Biogeographical patterns of the genus *Merodon* Meigen, 1803 (Diptera: Syrphidae) in islands of the eastern Mediterranean and adjacent mainland. *Insect Conservation and Diversity*, 9(3), 181–191.
239. Vujić, A., Radenkovic, S., Likov, L., Trifunov, S. Nikolić, T. (2013). Three new species of the *Merodon nigritarsis* group (Diptera: Syrphidae) from the Middle East. *Zootaxa*, 3640, 442–464.
240. Vujić, A., Radenković, S., Nikolić, T., Radišić, D., Trifunov, S., Andrić, A., Markov, Z., Jovičić, S., Mudri Stojnić, S., Janković, M., Lugonja, P. (2016b). Prime Hoverfly (Insecta: Diptera: Syrphidae) Areas (PHA) as a conservation tool in Serbia. *Biological Conservation*, 198, 22–32.

241. Vujić, A., Radenković, S., Stahls, G., Ačanski, J., Stefanović, A., Veselić, S., Andrić, A., Hayat, R. (2012). Systematics and taxonomy of the *ruficornis* group of genus *Merodon* Meigen (Diptera: Syrphidae). *Systematic Entomology*, 37(3), 578–602.
242. Vujić, A., Šimić, S. (1994). Syrphidae (Insecta: Diptera) Vršačkih planina. Monografije Vršačkih planina. Matica srpska, Novi Sad.
243. Vujić, A., Šimić, S. (1995-98). Genus *Eumerus* Meigen, 1822 (Diptera: Syrphidae) in area of former Yugoslavia. *Glasnik prirodnjačkog muzeja u Beogradu*, B, 49-50, 173–190.
244. Vujić, A., Šimić, S., Milankov, V., Radović, D., Radišić, P., Radnović, D. (1998). Fauna Syrphidae (Insecta: Diptera) Obedske bare. Značaj i potreba zaštite. Zavod za zaštitu prirode Srbije, Beograd.
245. Vujić, A., Šimić, S., Radenković, S. (2001). Endangered species of hoverflies (Diptera: Syrphidae) on the Balkan Peninsula. *Acta entomologica serbica*, 5(1/2), 93–105.
246. Wei, T., Simko, V. (2016). corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.7–7 CRAN, Vienna, Austria.
247. White, A. J., Wratten, S. D., Berry, N. A., Weigmann, U. (1995). Habitat manipulation to enhance biological control of *brassica* pests by hover flies (Diptera: Syrphidae). *Journal of Economic Entomology*, 88(5), 1171–1176.
248. Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., Vaughan Jennings, N. (2004). Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18(5), 1283–1292.
249. Williams, S. E., Shoo, L. P., Isaac, J. L., Hoffmann, A. A., Langham, G. (2008). Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLoS Biology*, 6(12), e325.
250. Wilson, E. O. (2003). On global biodiversity estimates. *Paleobiology*, 29(01), 14–14.
251. Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R., Monserrat, V. J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8(11), 1138-1146.
252. Winter, B. (2013a). Linear models and linear mixed effects models in R with linguistic applications. arXiv preprint arXiv:1308.5499.
253. Winter, B. (2013b). A very basic tutorial for performing linear mixed effects analyses. arXiv preprint arXiv:1308.5499.

-
254. Wootton R. J., Newman D. J. S. (2008). Evolution, diversification, and mechanics of dragonfly wings. In: Cordoboa-Aguilar, A., (eds), *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. *Oxford University Press New York*, pp. 261–274.
255. Wulff, A. S., Hollingsworth, P. M., Ahrends, A., Jaffré, T., Veillon, J. M., L’Huillier, L., Fogliani, B. (2013). Conservation priorities in a biodiversity hotspot: analysis of narrow endemic plant species in New Caledonia. *PLoS One*, 8, e73371.
256. Yates, C. J., McNeill, A., Elith, J., Midgley, G. F. (2010). Assessing the impacts of climate change and land transformation on *Banksia* in the South West Australian Floristic Region. *Diversity and Distributions*, 16(1), 187–201.
257. Ye, Z., Chen, P., Bu, W. (2016). Terrestrial mountain islands and Pleistocene climate fluctuations as motors for speciation: A case study on the genus *Pseudovelonia* (Hemiptera: Veliidae). *Scientific Reports*, 6, 33625.
258. Young, R. L., Haselkorn, T. S., Badyaev, A. V. (2007). Functional equivalence of morphologies enables morphological and ecological diversity. *Evolution*, 61(11), 2480–2492.
259. Yu, J., Dobson, F. S. (2000). Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography*, 27(1), 131–139.
260. Zamin, T. J., Baillie, J. E. M., Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Ardid, A., Collen, B. (2010). National red listing beyond the 2010 target. *Conservation Biology*, 24(4), 1012–1020.

8. PRILOZI

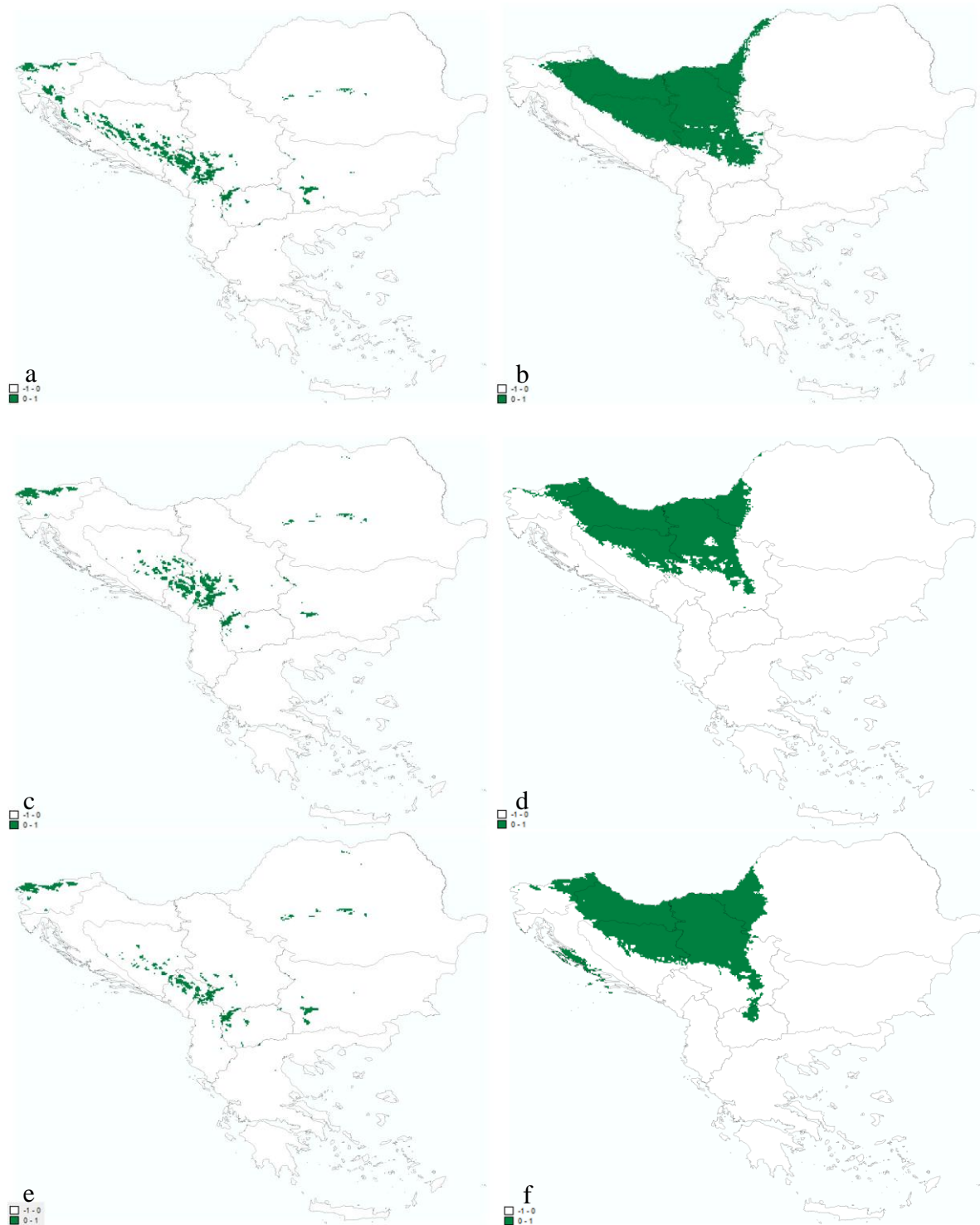
8.1. PRILOG 1. FUNKCIONALNI KARAKTERI 572 VRSTE OSOLIKIH MUVA REGISTROVANIH NA PODRUČJU JUGOISTOČNE EVROPE.

Tabela sa funkcionalnim karakterima osolikh muva sa područja jugoistočne Evrope u formatu Excel tabele je dodata uz rad u elektronskoj formi iz tehničkih razloga.

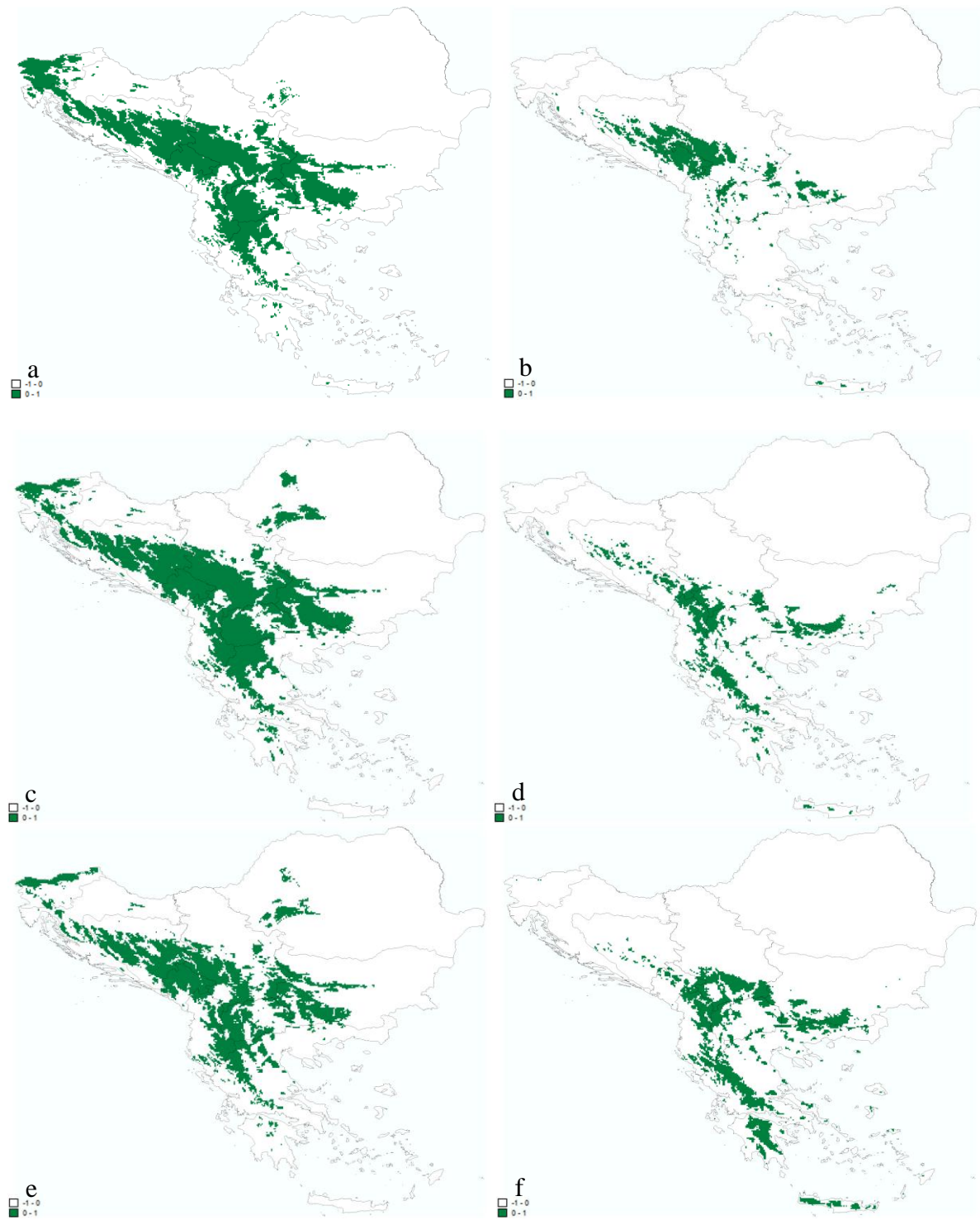
8.2. PRILOG 2. VRSTE OSOLIKIH MUVA REGISTRIVANE U JUGOISTOČNOJ EVROPI KORIŠĆENE ZA FUNKCIONALNU KLASIFIKACIJU, SA REZULTATIMA PCA I KLASTER ANALIZE.

Tabela sa vrstama osolikih muva zabeleženih u JI Evropi, sa rezultatim PCA i klaster analize dodata je uz rad u elektronskoj formi iz tehničkih razloga.

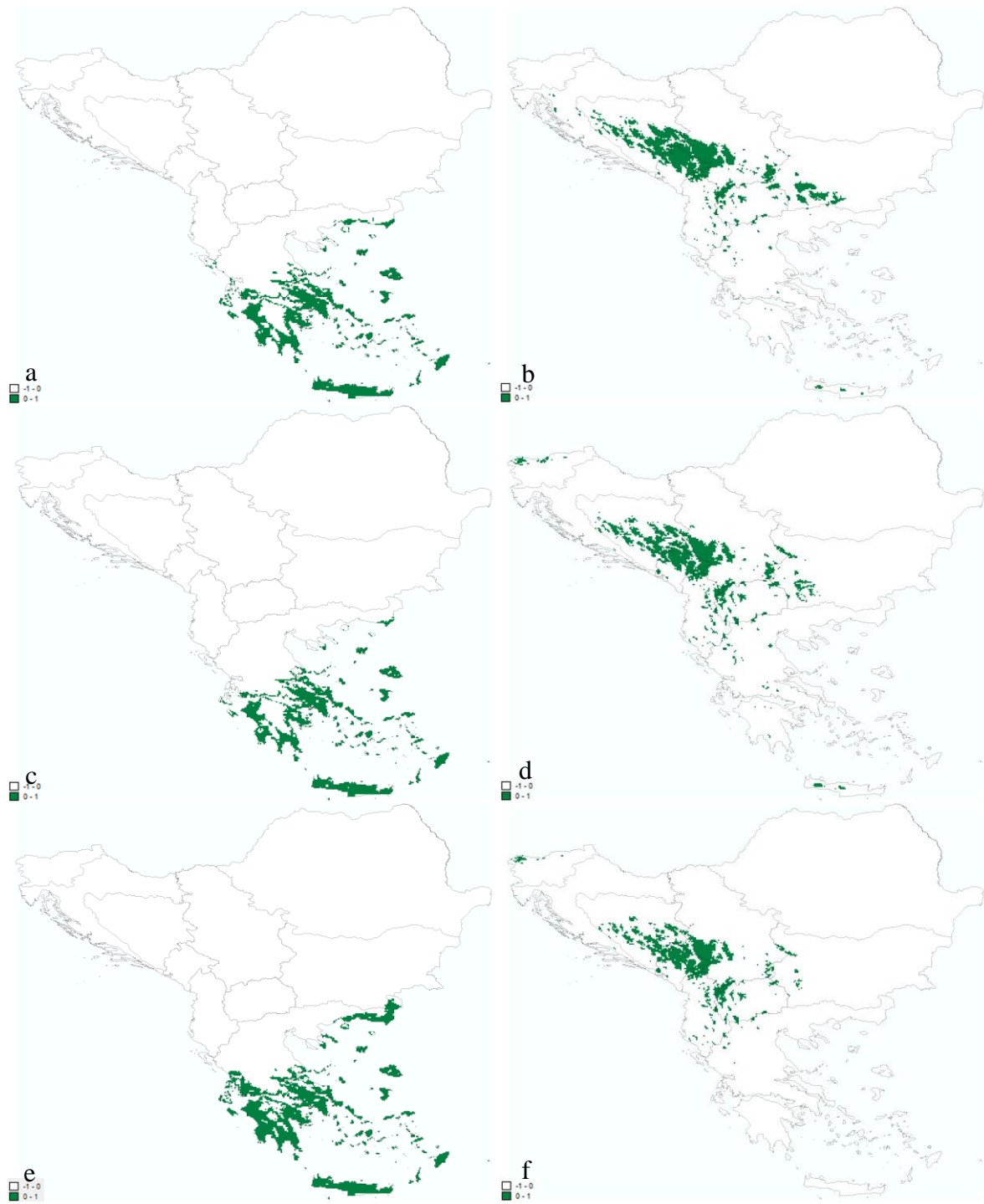
8.3. PRILOG 3. BINARNE MAPE POVOLJNOSTI STANIŠTA ZA 44 ANALIZIRANE VRSTE OSOLIKIH MUVA.



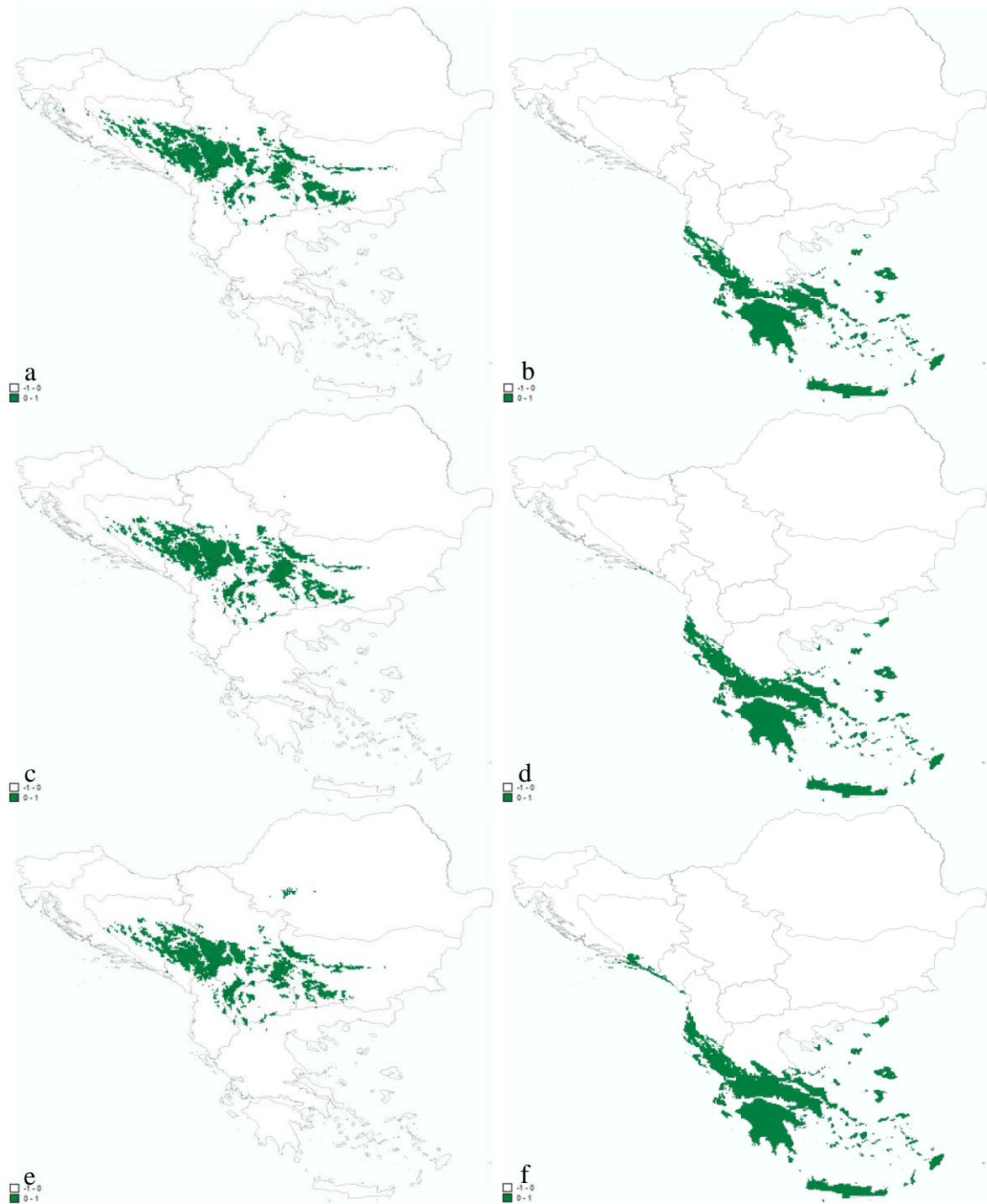
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Cheilosia balkana* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Cheilosia griseifacies* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



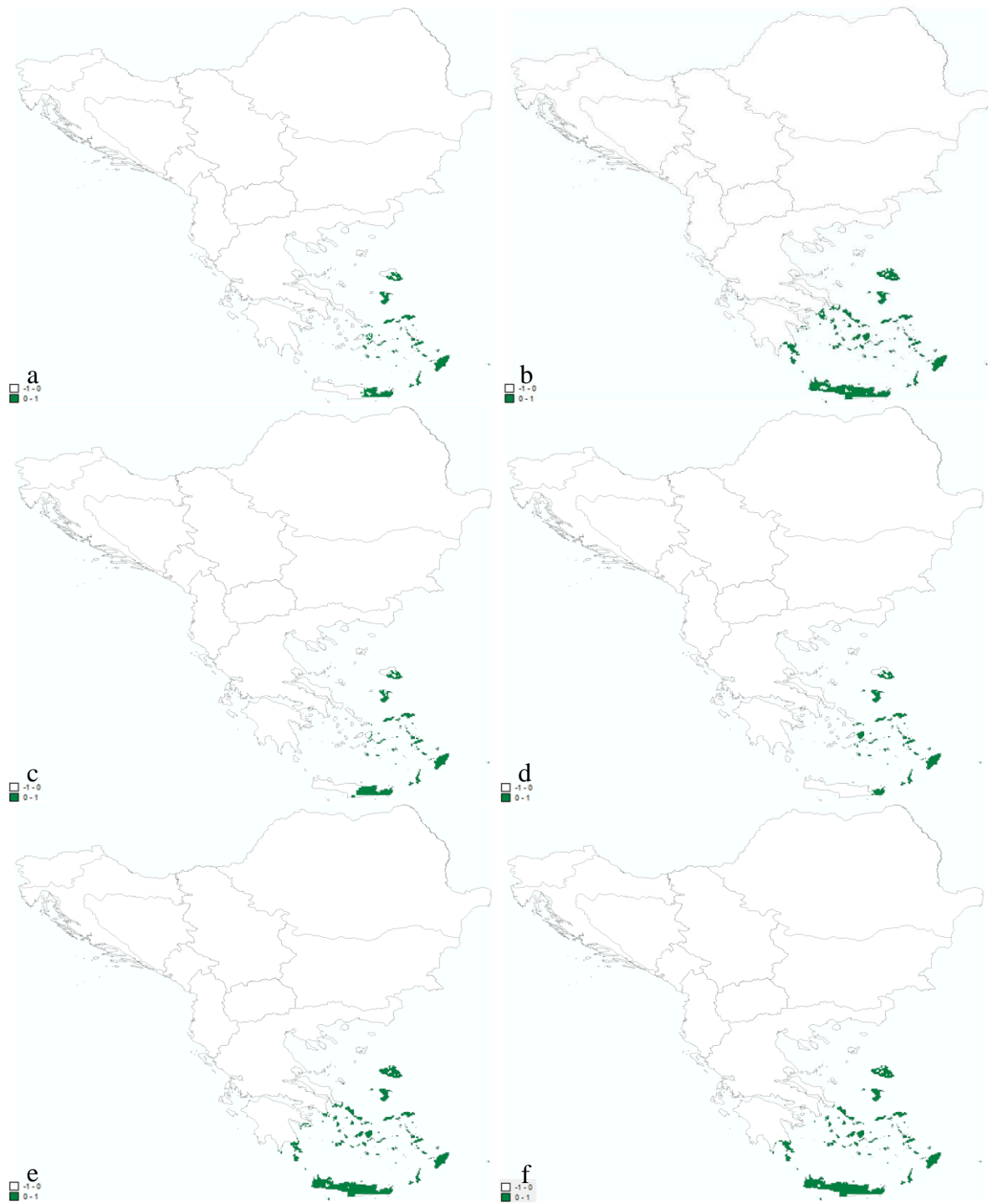
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Cheilosia lenta* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i podvrste *Cheilosia melanura rubra* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



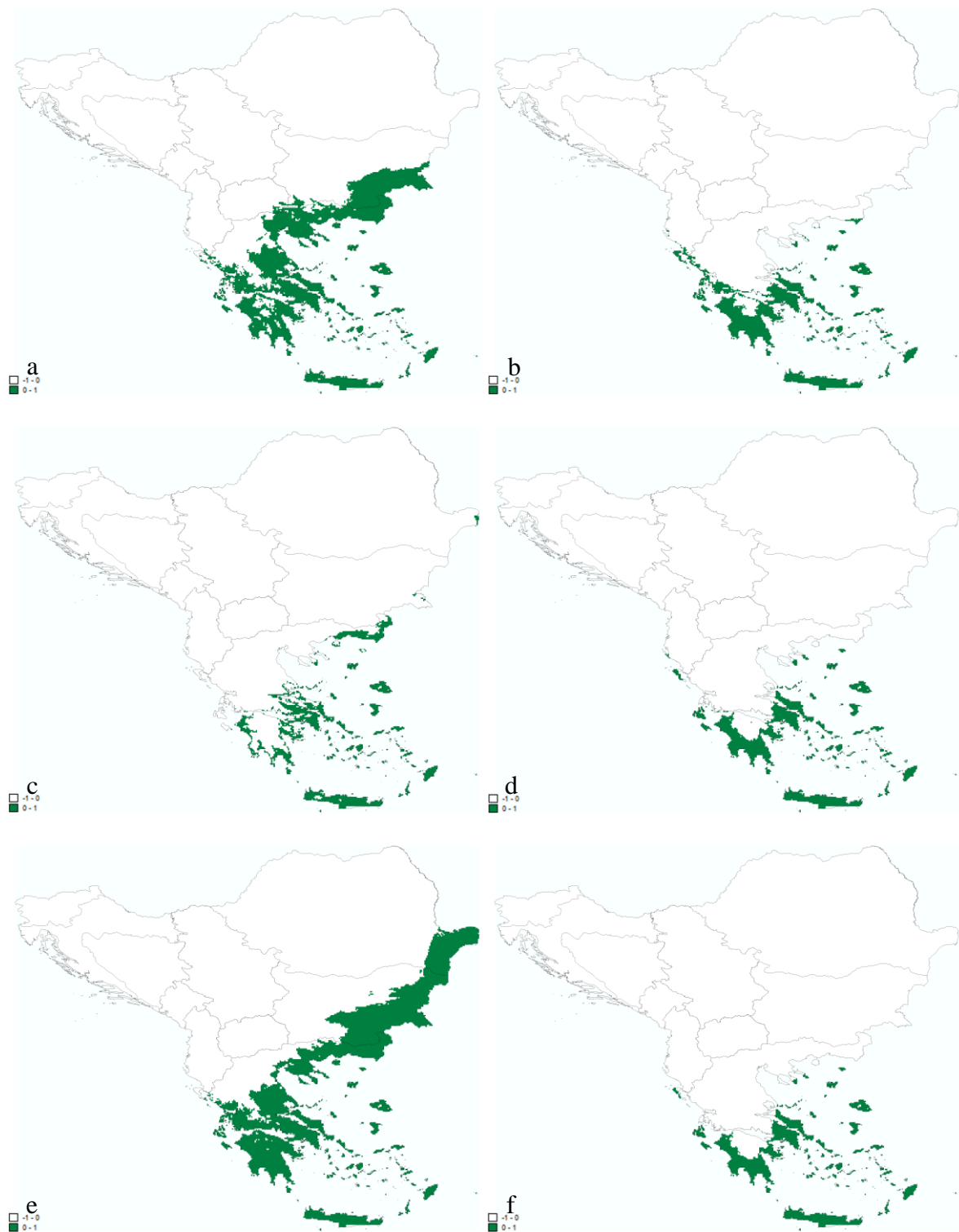
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Cheilosia thesalla* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Chrysotoxum montanum* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



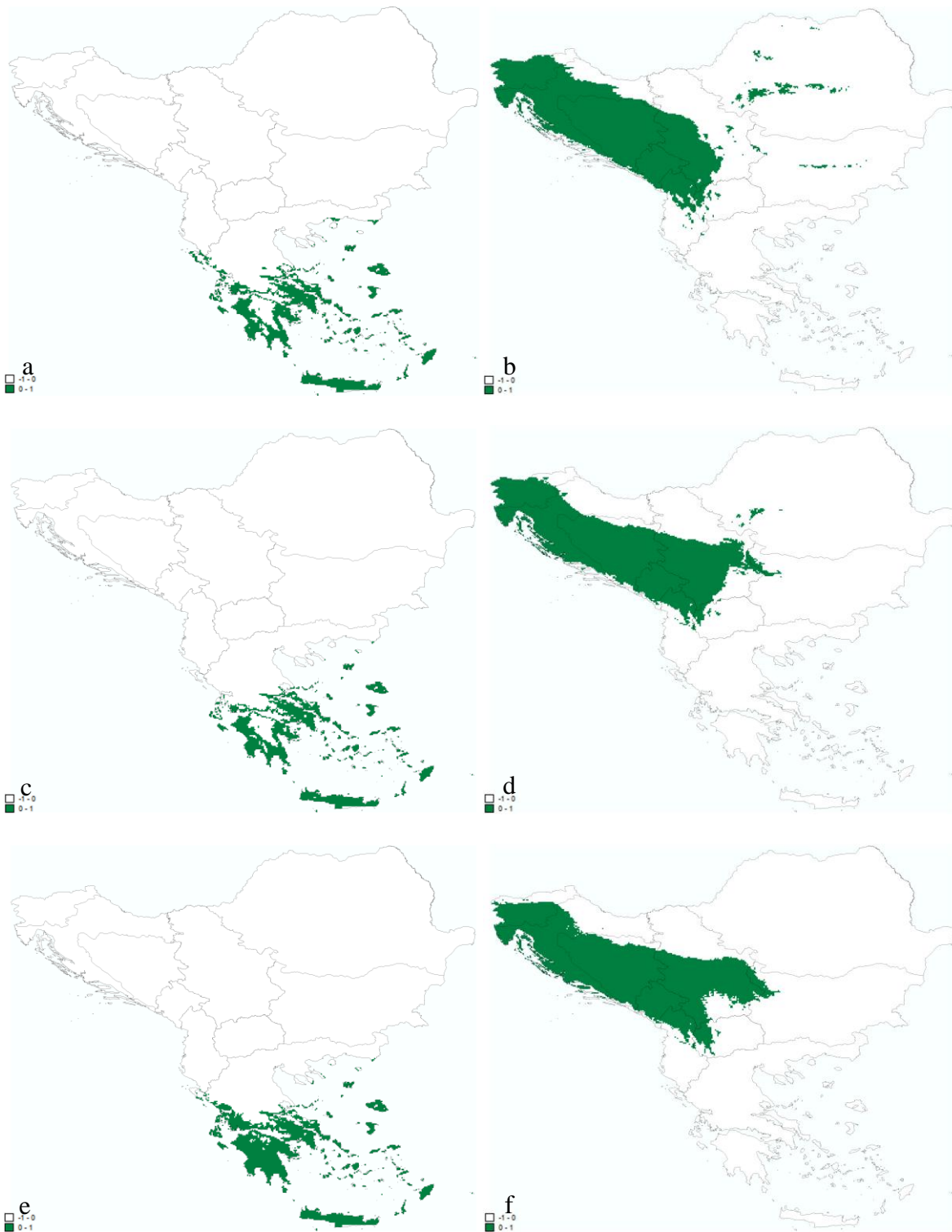
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Chrysotoxum tomentosum* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Eumerus armatus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



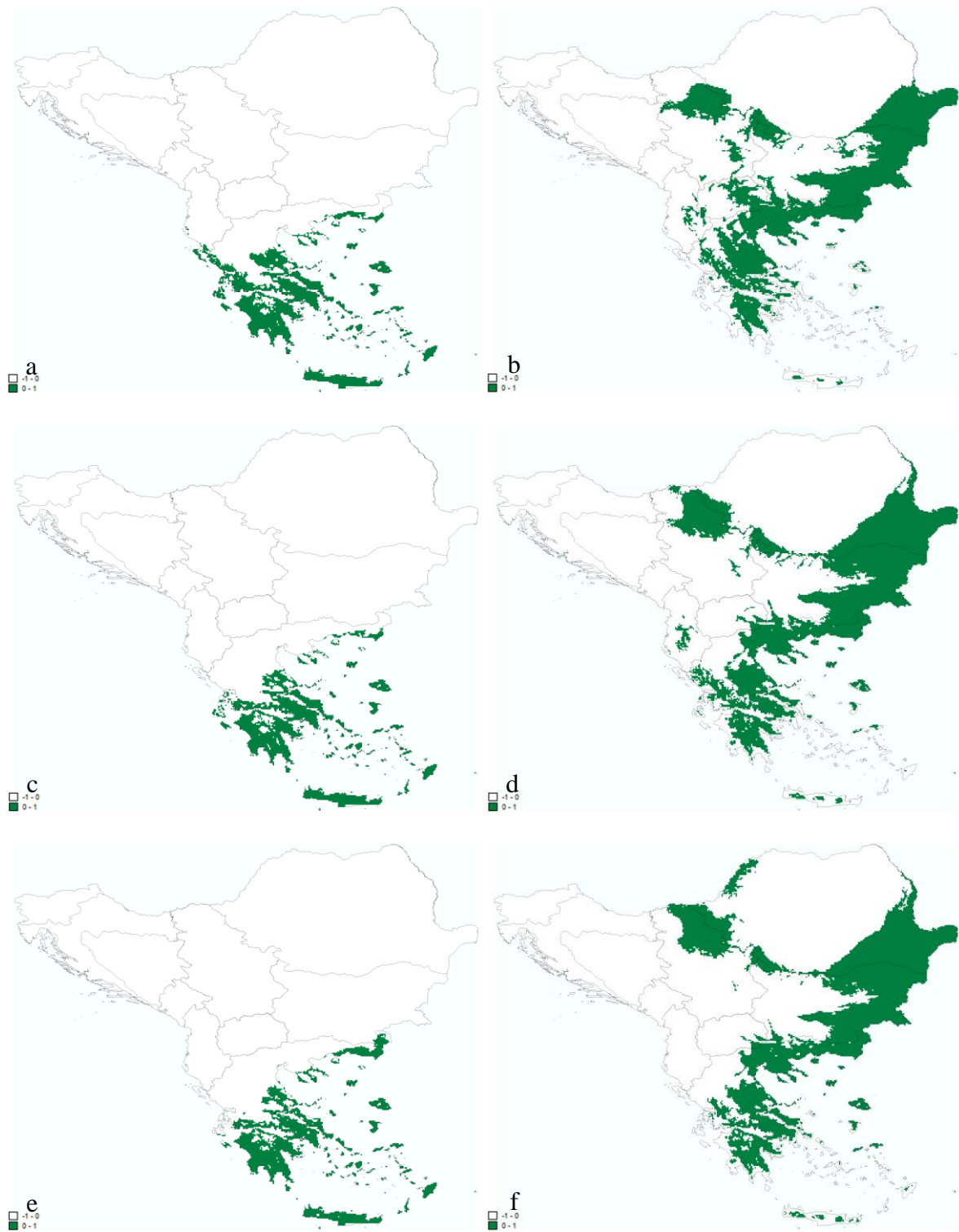
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Eumerus aurofinis* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Eumerus claripennis* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Eumerus lucidus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Eumerus minotaurus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



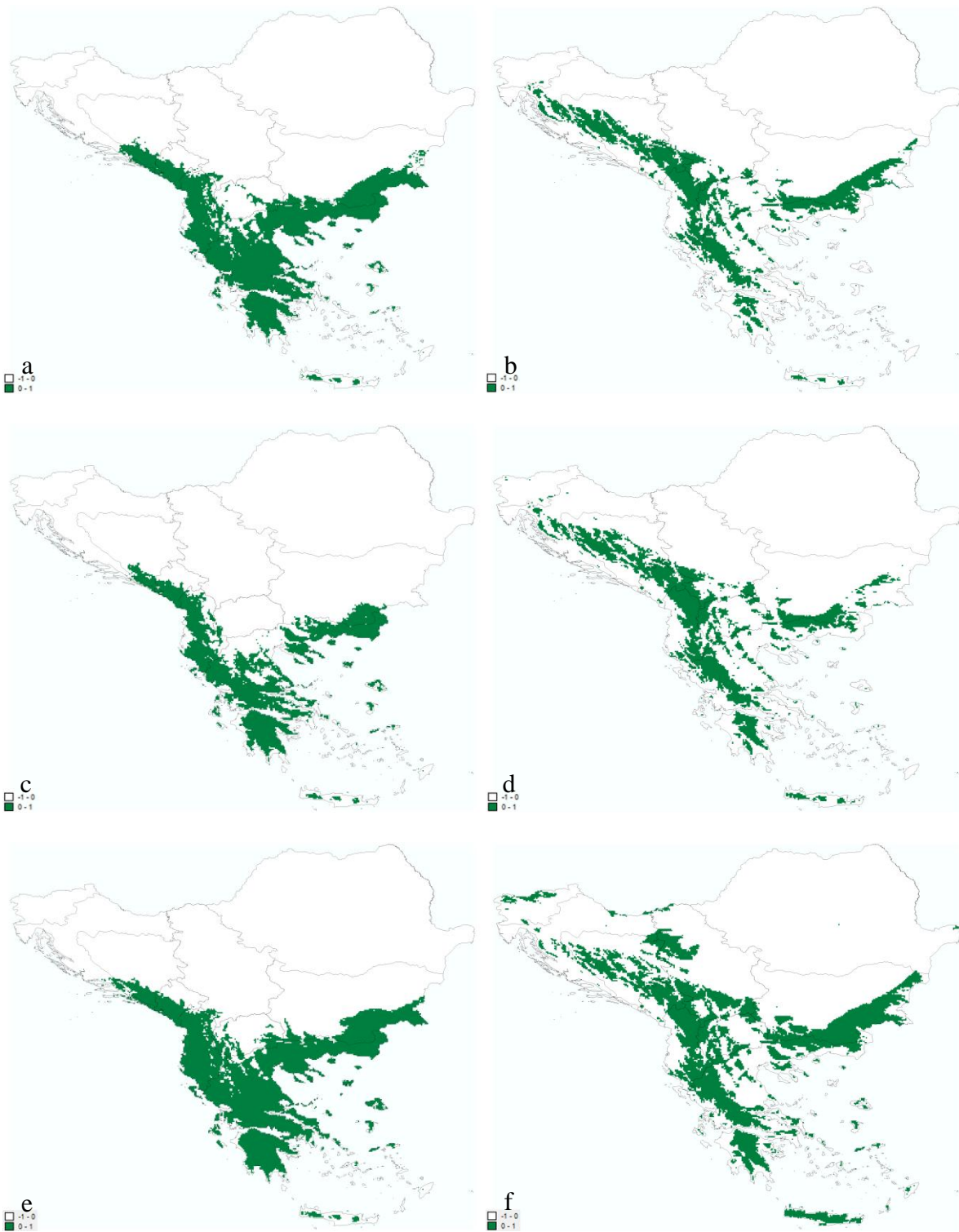
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Eumerus niveitibia* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon aerarius* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



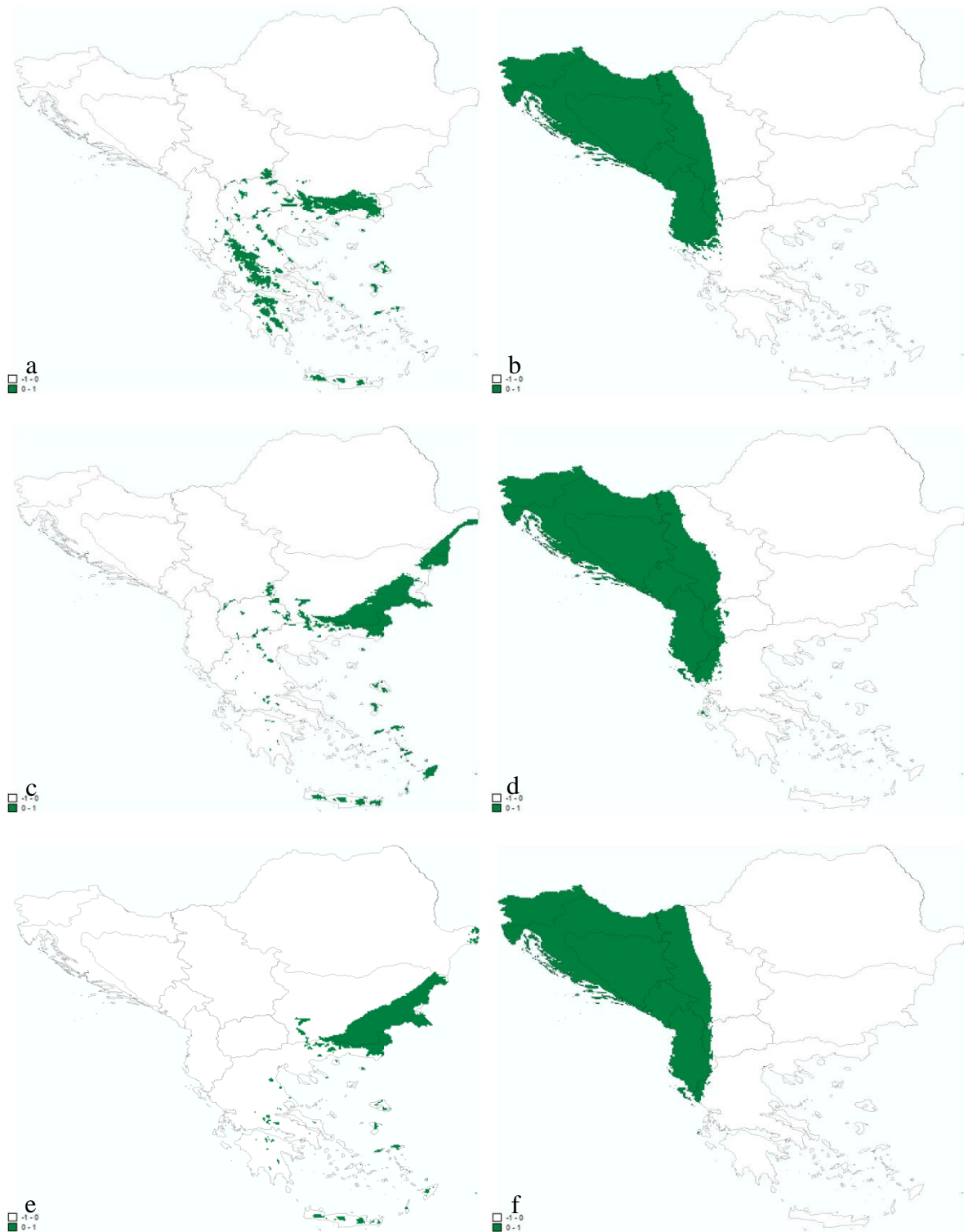
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon albifasciatus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon ambiguus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



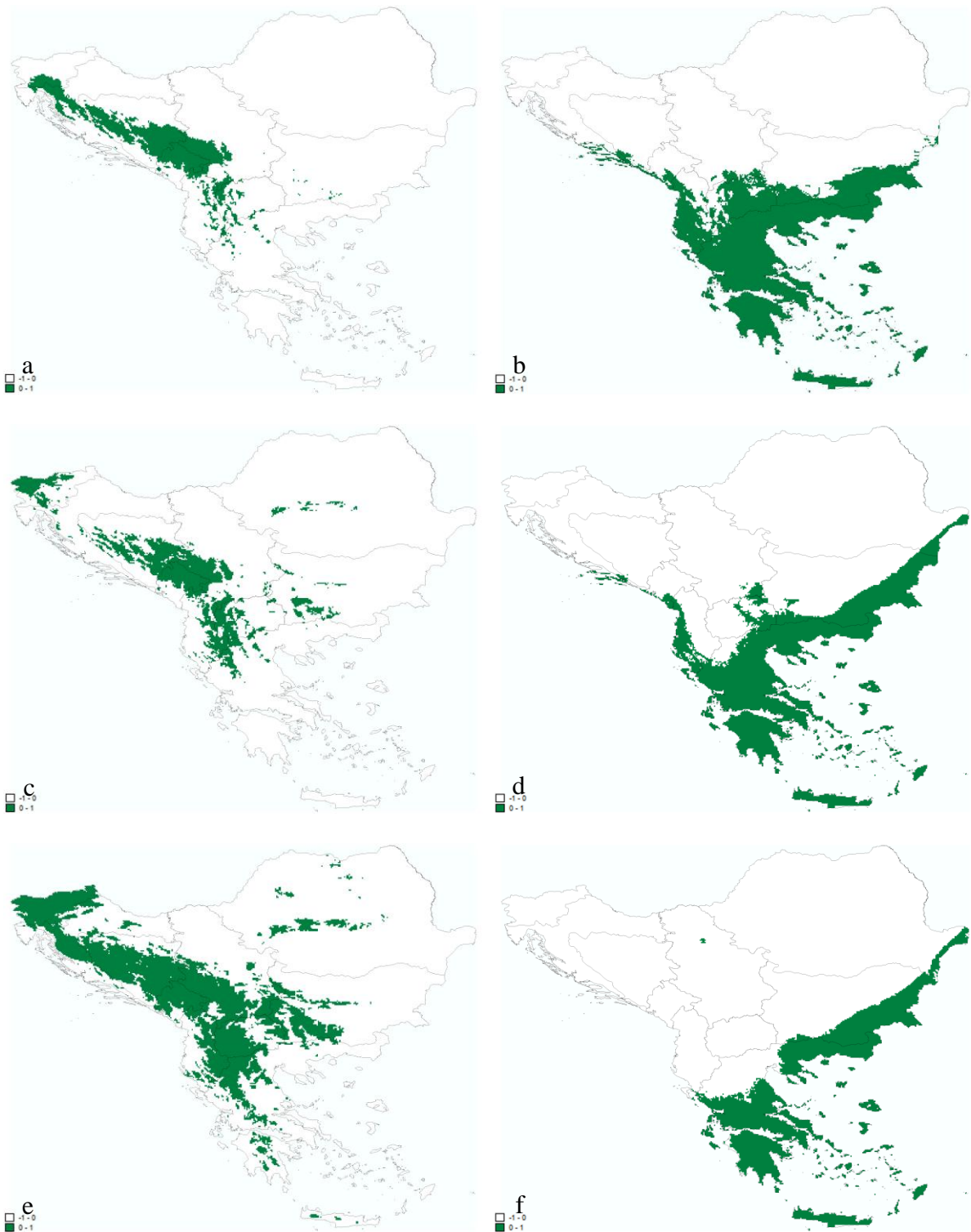
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon atricapillatus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon caerulescens* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



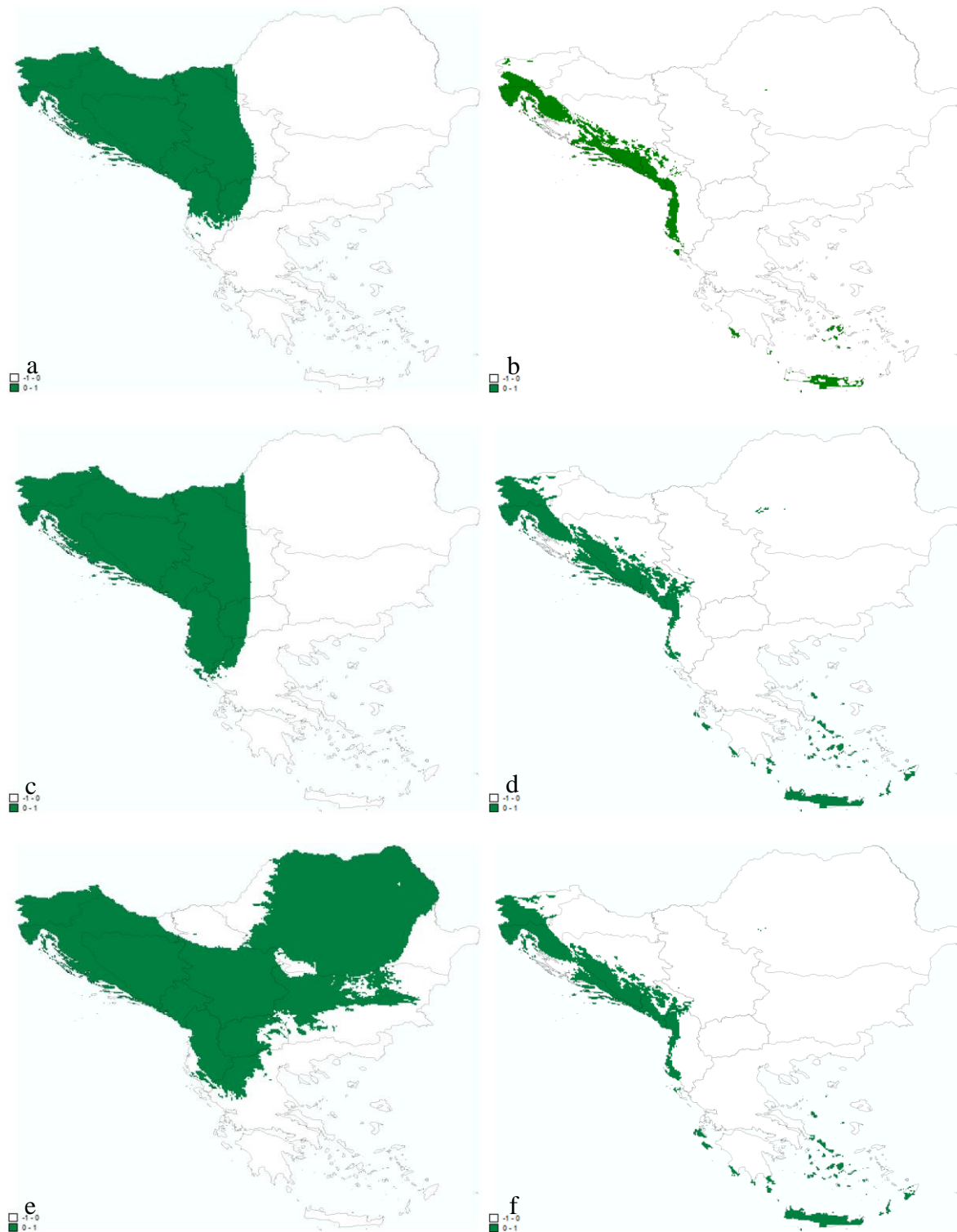
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon callidus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon chalybeatus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon chrysotrichos* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon constans* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



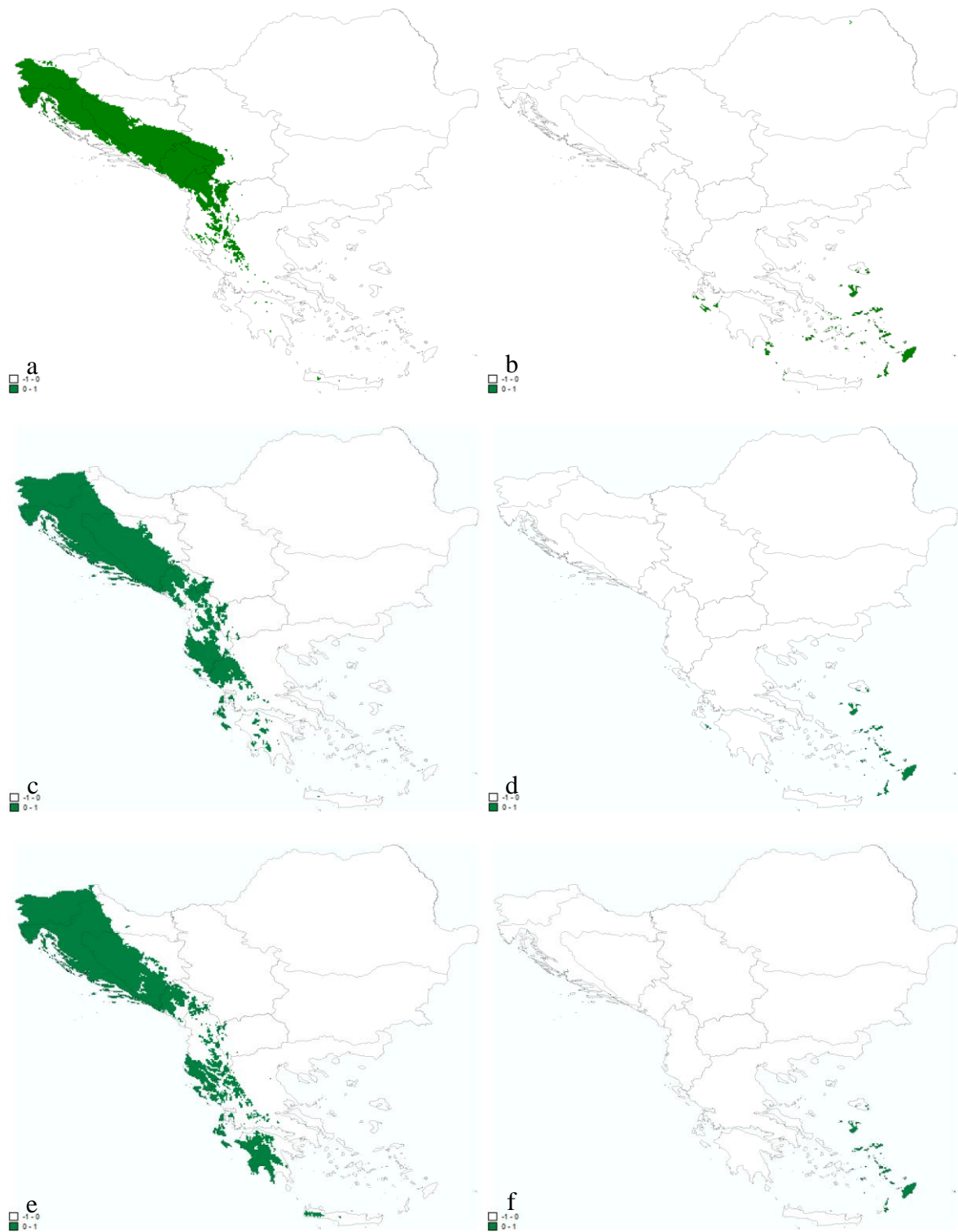
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon desuturinus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon euri* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



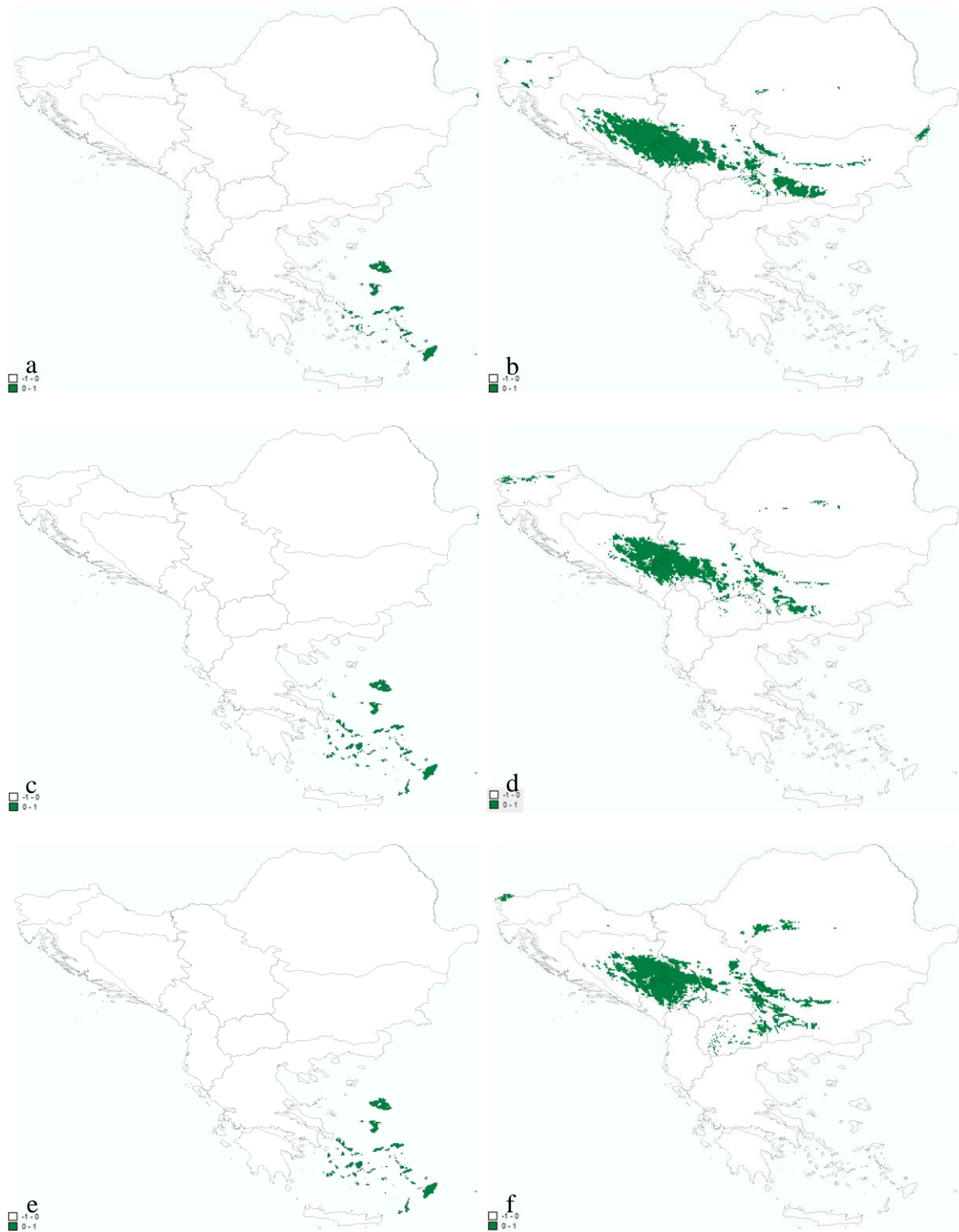
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon haemorrhoidalis* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon hoplitis* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



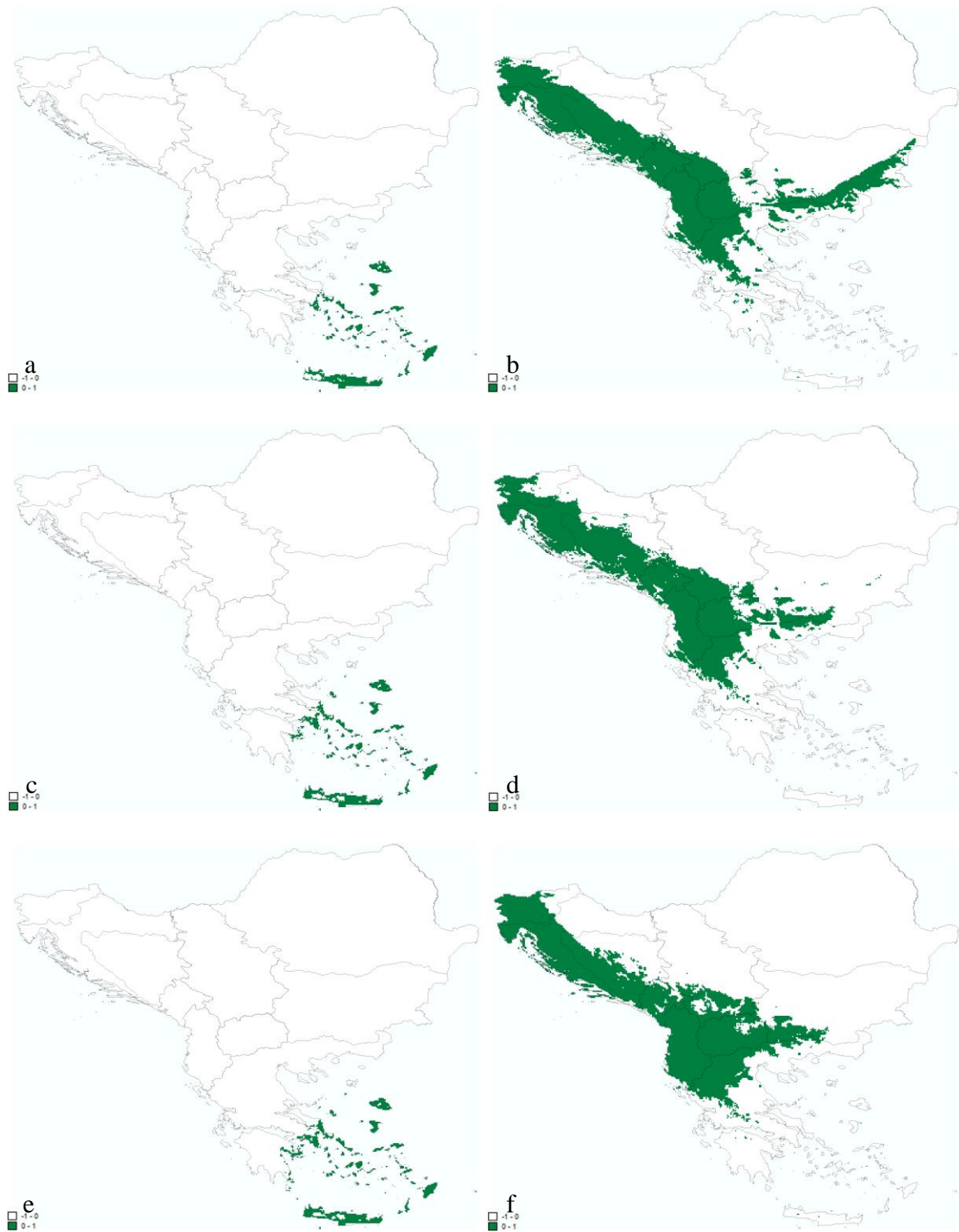
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon latifemoris* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon luteofasciatus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



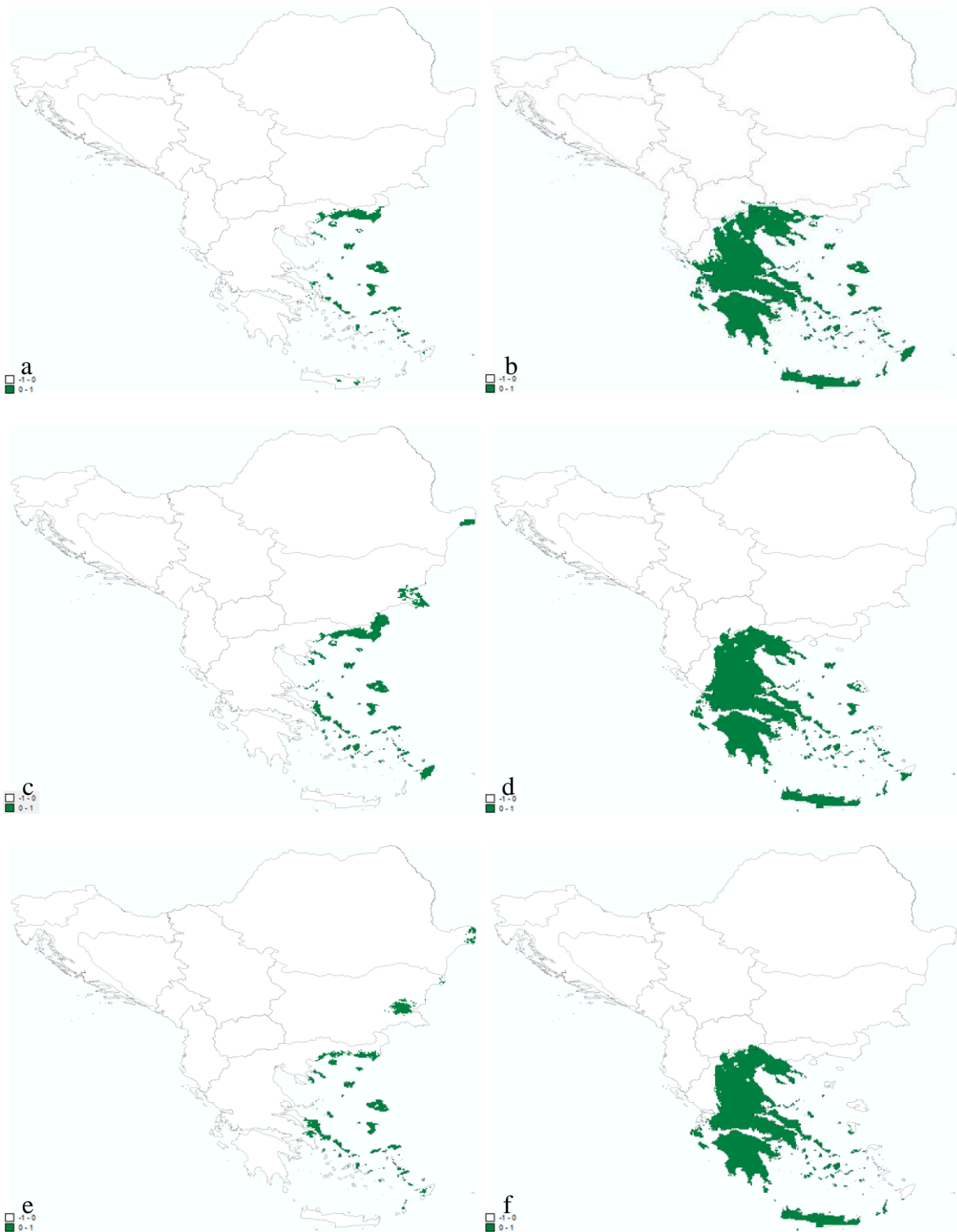
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon luteomaculatus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon lydicus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



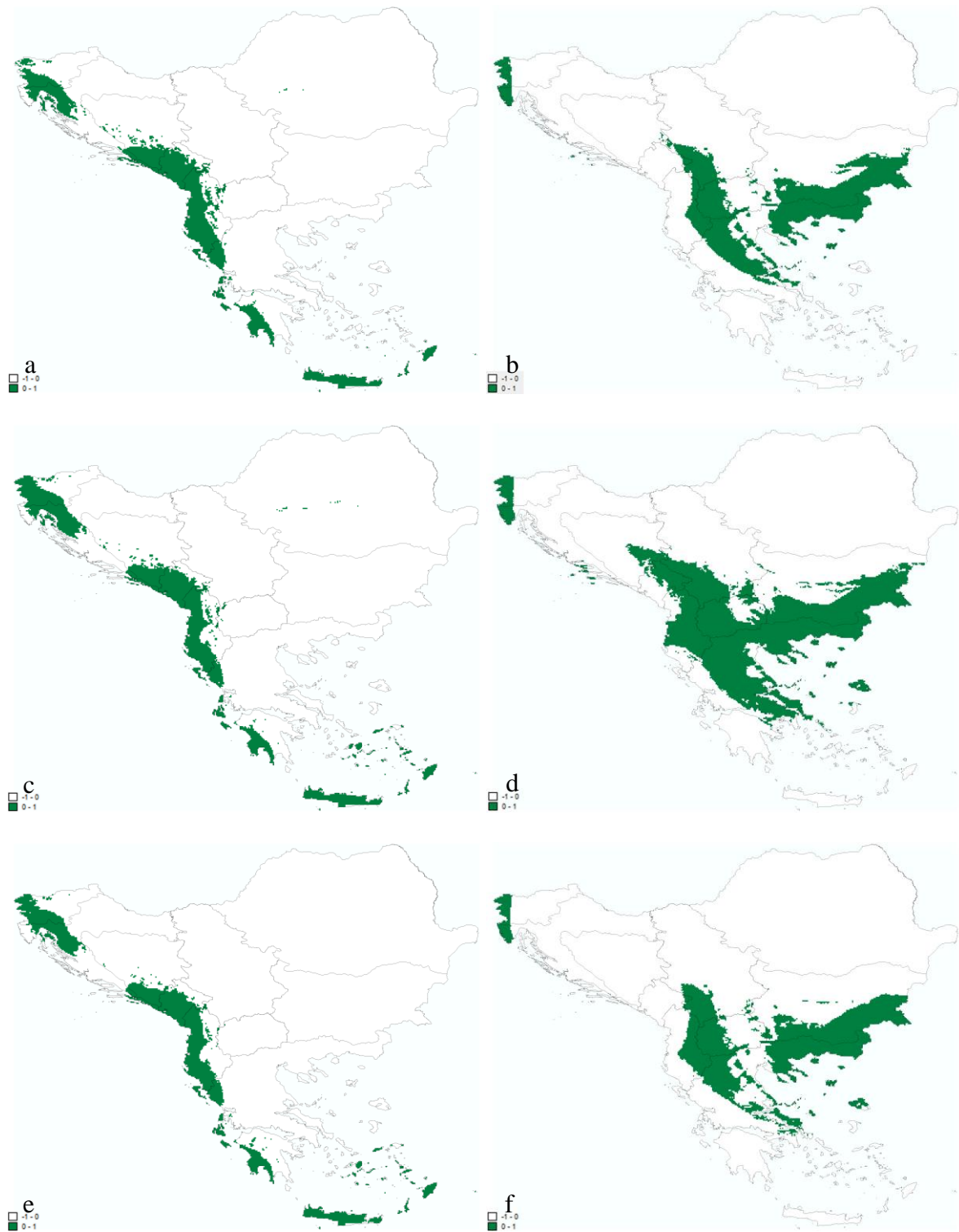
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon megavidus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon moesiacus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



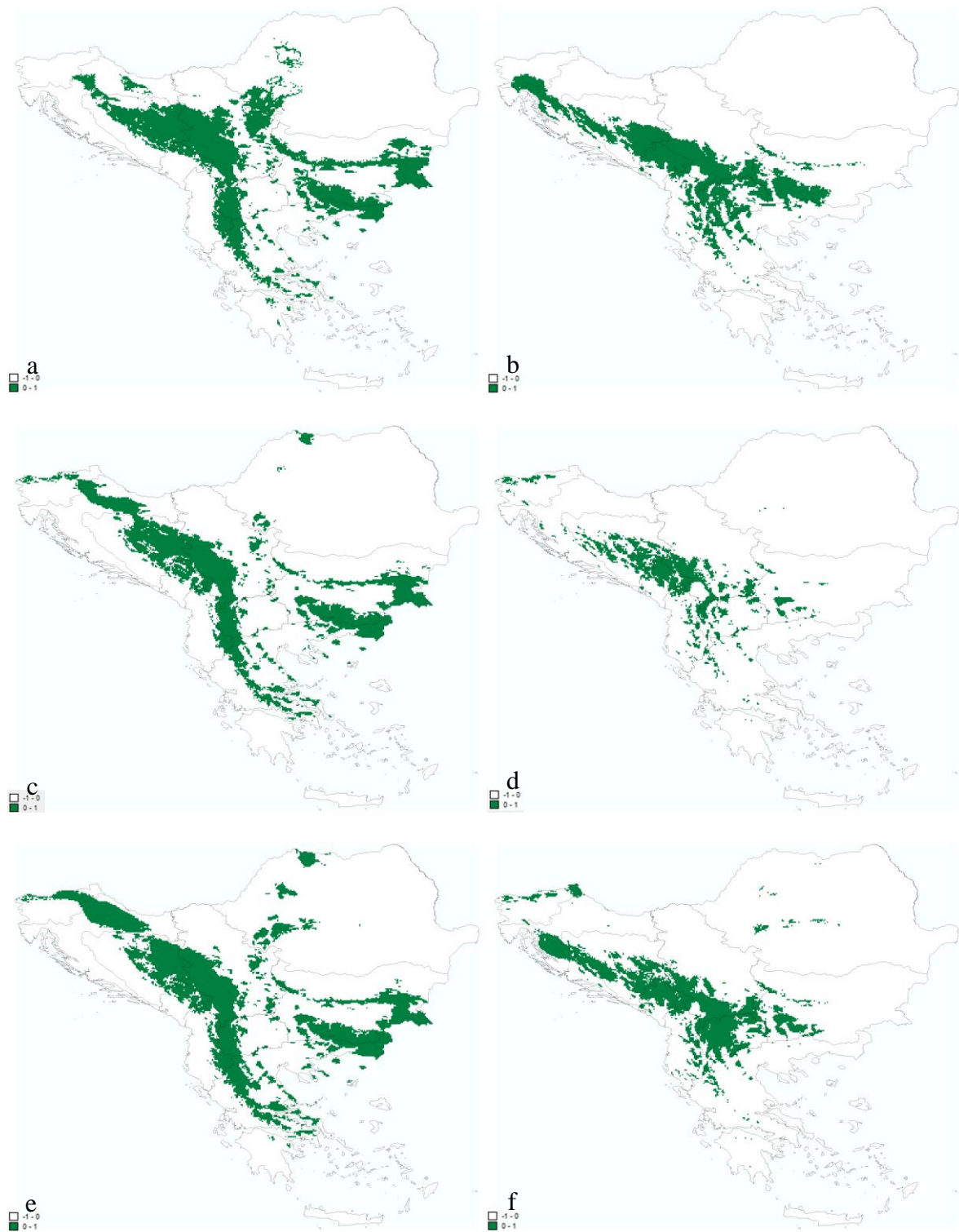
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon neofasciatus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon oromediterraneus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



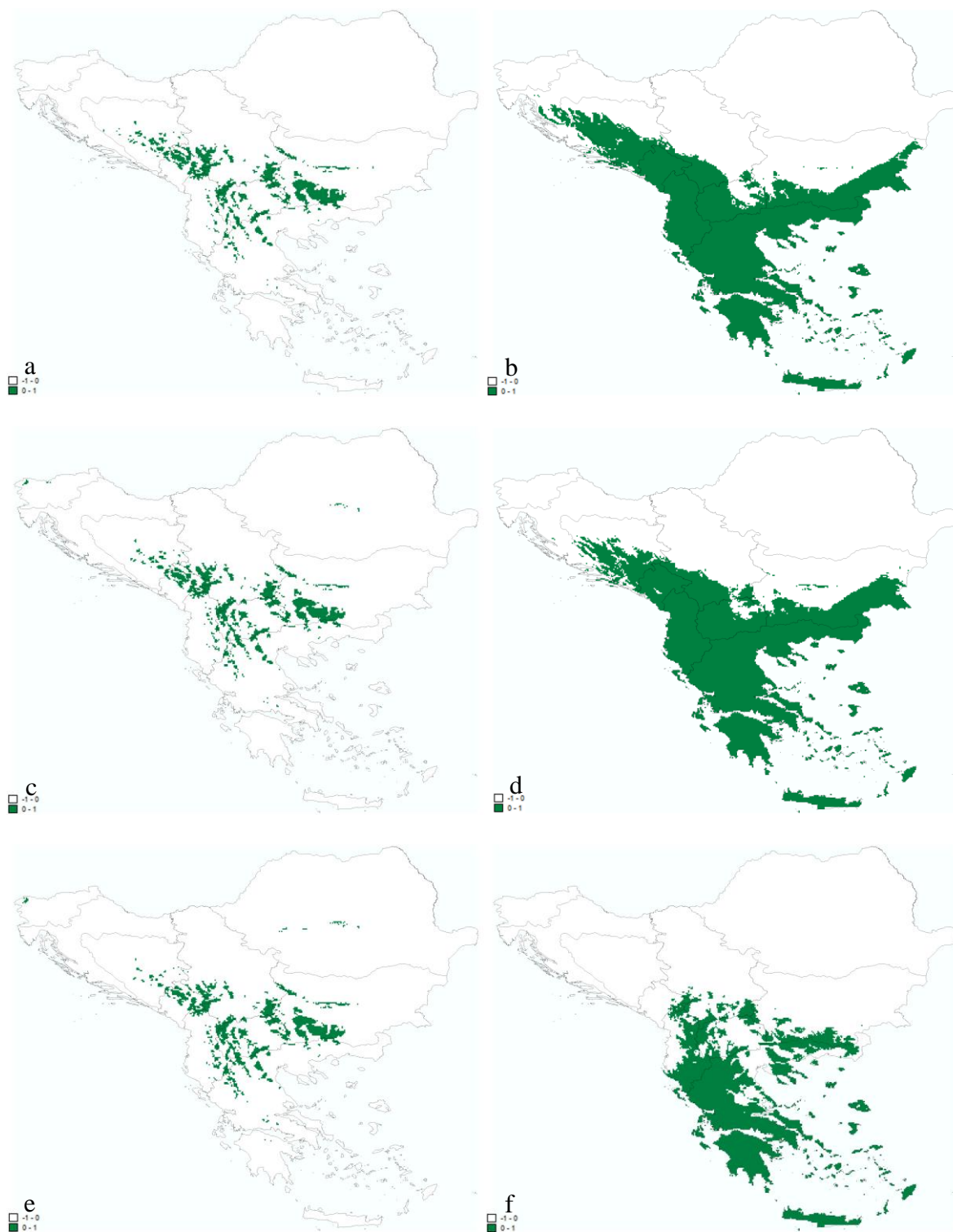
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon papillus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon rojoi* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



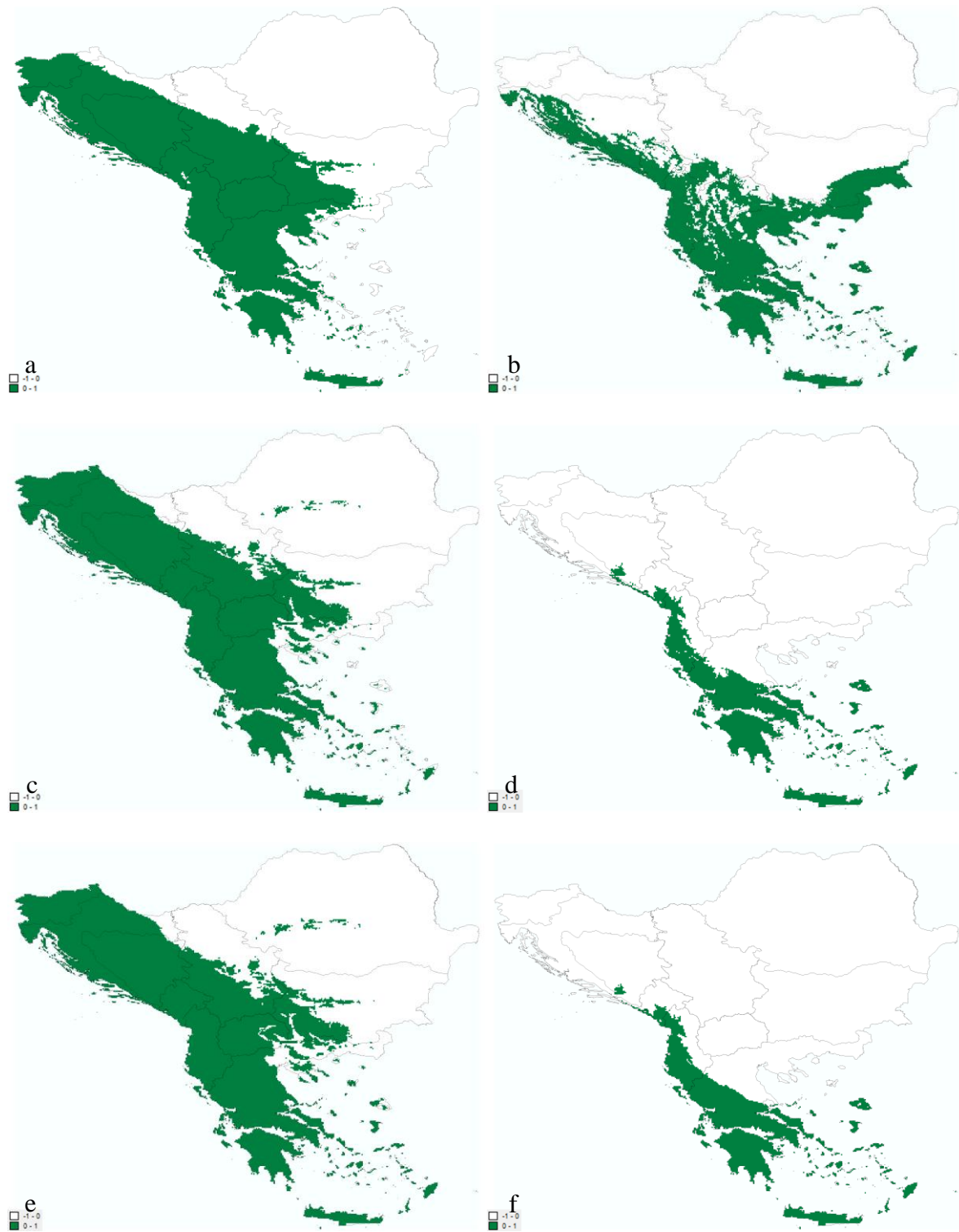
Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon spineus* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon subnigrum* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Merodon trebevicensis* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Merodon virgatus* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Orthonevra montana* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Pipiza laurusi* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.



Binarna mapa povoljnosti staništa vrste *Pipizella zloti* za (a) sadašnjost, (c) 2050. i (e) 2070. godinu i vrste *Ripponensia morini* za (b) sadašnjost, (d) 2050. i (f) 2070. godinu.

9. EXTENDED ABSTRACT IN ENGLISH

General part

Syrphidae are Dipteran insect family, also called wasp flies, flower flies and hoverflies. This family is rich in species; so far about 6 000 species from 188 genera have been described (Thompson, 2013). They represent a very diverse group of insects. Research in this PhD thesis are focused on Southeast (SE) Europe, due to the very large diversity of hoverflies in this region. This area is one of the most important regions in terms of biodiversity in Europe, as it lies at the crossroads between the European, Mediterranean and Asian fauna. Balkan Peninsula is designated as one of the centres of the European biodiversity (Kristufek and Reed 2004), thanks to the long-term stability of the environmental factors in this area (Previšić et al., 2009), and diversity of habitats. Great diversity of both habitats and plant species in the Balkans caused the great diversity of insect fauna. In particular, the diversity of hoverflies in the Balkans is among the highest in Europe, with many endemic and relict species (Vujić et al., 2001). Island part of Greece, which is part of the research area, also represents one of the world's hotspot areas for hoverflies (Vujić et al., 2007, 2012, 2013; Radenković et al., 2011). Faunistic research of hoverflies in this area, primarily on the Balkan Peninsula, started in the middle of the last century. From then until today, a large number of authors studied the fauna of hoverflies in different parts of the Balkan Peninsula. Thanks to the aforementioned studies, to date, more than 550 species of hoverflies is registered in Southeast Europe. Based on these findings, a database that was used as the basis for all analyses in this PhD thesis was created. Global biodiversity is constantly being lost as a result of man-made environmental changes (Pimm et al., 1995), therefore resulting in a need for protection. Estimates of conservationists about the loss of the total species diversity are very negative, it is estimated that each day eight species gets extinct, i.e. about 3 000 species each year (Wilson, 2003; González-Oreja, 2008). The vast majority belongs to insufficiently explored invertebrate taxa (Evans, 1993).

The loss of species causes the loss of functional diversity and impacts the ecosystem services, often with consequences for human well-being (Balvanera et al., 2006). Thus, species richness should not be the only measure of biotic diversity, given that the ecosystem processes are affected by the functional traits of the organisms involved in the same, and are not limited by their taxonomic identity (Odum, 1969; Pugh, 1980; Grime, 1988). The functional group is defined as a set of species exhibiting a similar response to environment

or similar effects on ecosystem processes (Gitay and Noble, 1997). Functional classification often has two different goals: one is to investigate the effects of species on the characteristics of the ecosystem (functional effect groups), and the other is to investigate the response type to changes in the environment such as harm to the environment, resource availability and climate change (functional response groups). Identification of functional response groups may help to understand and predict how communities and certain aspects of the ecosystem can be affected by environmental changes (Hooper et al., 2002), such as over-exploitation of natural resources, increasing levels of pollution and degradation of habitats, and climate change. In recent years, increasing attention is paid to testing the effects of global warming, due to the range of possible negative consequences. Assessment of the effects of climate change on the distribution of species is an important step in evaluating their vulnerability, as it can provide useful information about the range of possible consequences (Araújo et al., 2005; Gibson et al., 2010; Yates et al., 2010) and contribute to the efficient management and conservation of biodiversity (Hannah et al., 2002). Climate envelope models, which use current geographical distribution of species and climatic data typical for the area for predictions of species distribution, have great significance in this field. Development of future climate change scenarios enables defining the favourable areas for the species survival in the future. By predicting current and future potential distribution of species, we can estimate the effects of climate change on the distribution of species and determine whether they move their area of occupancy, and in which direction. Understanding how will species respond to climate change is crucial if we are to identify appropriate strategies for the conservation of the species (Gibson et al., 2010). Climate change may affect the populations in three different ways: species can move their area of occupancy by following the favourable conditions (Hickling et al., 2006; Parmesan, 2006), change its phenology in order to adapt to changing environmental conditions (Visser, 2008; Gardner et al., 2011) or get extinct (Thuiller et al., 2008; Lurgi et al. 2012). Species distribution models predict dramatic changes in the distribution of many species, due to the effects of projected scenarios of climate change (Thomas et al., 2004) and may be informative in terms of the seriousness of the potential consequences (Araújo et al., 2005; Lawler et al., 2006). In order to preserve biodiversity, identification of the most important areas for its conservation is required. Protected areas are a particularly important element in strategies related to the conservation of terrestrial organisms and play a key role in preventing the degradation and loss of habitat (Turpie et al., 2000). However, studies have shown that often areas that are not protected are critical to the preservation of some species (Hughes et al., 2002; Hardman et al., 2016). Due

to the inability to protect all areas of the planet, it is necessary to prioritize areas and choose those that are a priority for protection. In addition to determining the priority areas, it should also be established which species are most prone to the negative effects of climate change and threatened with the greatest risk of extinction. Studies related to extinctions occurring at present suggests that the patterns of species loss within different taxa are not random (McKinney, 1997; Purvis et al., 2000). It is shown that traits such as preference for a particular habitat type or characteristics of the life cycle of the species may affect the response of individual species to climate change (Broenniman et al., 2006; Schweiger et al., 2007; Buckley et al., 2010). Based on the functional trait types, it can be predicted which species are more predisposed to extinction (McKinney, 1997; Purvis et al., 2005). Incorporation of physiological, ecological, and evolutionary traits of the species, in combination with an assessment of the estimated effects of climate change on species ranges, can assist in precise identification of species that are most affected by the climate change (Keith et al., 2008; Williams et al., 2008) and contribute to the selection of appropriate conservation measures.

Aims

(1) Revision of the functional groups of hoverflies registered in Southeast Europe on the basis of newly defined functional traits that combine biological and ecological data of the species. (2) Assessment of the effects of climate change on the distribution of selected endemic and native non-endemic species which have complete climatic niches represented in the study area using species distribution models. (3) Assessment of priority areas for conservation of hoverflies based on species distribution models and rarity of the analyzed species. (4) Assessment of the extinction risk of species selected based on predicted range changes and functional traits.

Material and methods

Material: Information about the distribution of all species of hoverflies registered in SE Europe was extracted from the database of the Department of Biology and Ecology, which represents the largest database of hoverflies of the region. The analysis within this PhD thesis covered a total of 572 different species of hoverflies. Data on the functional traits relating to biological and ecological traits of the species were collected from the existing literature (Speight et al., 2015) and based on the expert opinion. The matrix containing 572 species and 14 types of different functional traits, with a total of 59 states within the traits was used for the division into the functional groups. For the selection of the species used to

test the effects of climate change, area prioritization and the assessment of extinction risk, several criteria had to be accomplished. Only specimens with precise distribution data were used, where the data on the geographical coordinates of the location where the specimen was collected were available, or if the same could be obtained on the basis of detailed information about the sampling location. Species which after the procedures for reducing bias had less than five different occurrence points were excluded from further analyses. The analysis included species endemic to the region of SE Europe and the native non-endemic species that had represented complete climatic niches in the study area. As a result of the above criteria 44 species were selected, which were used in further analyses.

Functional groups: As a preliminary analysis for division of species into functional groups, PCA (Principal Component Analysis) was conducted. PCA was carried out applying a normal varimax rotation of factor loadings. Only factors with an eigenvalue greater than one were considered significant. Functional traits with a factor loading greater than 0.6 were considered relevant. PCA analysis, and visualization of the results of this analysis were carried out in the program Statistica for Windows version 12 (StatSoft, 2015). For the classification of species into functional groups fuzzy clustering was conducted using R package *cluster* (Maechler et al., 2016). After classification of the functional groups, the correlation of allocated variability with defined clusters was tested using analysis of variance (ANOVA). For examination of significance of the differences between each of the clusters, Tuckey HSD test was used. Belonging of individual species to defined clusters (functional groups) was tested by DA (Discriminant Function Analysis). Based on the square of the Mahalanobis distance UPGMA (Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages) method was used to construct dendrograms which describe the distance between the different clusters.

Species distribution modelling: To reduce bias caused by oversampling in some areas, a species occurrence record thinning procedure using the function “thin” in the package *red* (Cardoso, 2016) in R was applied. SDM (species distribution modelling) was conducted using the *dismo* R package (Hijmans et al., 2016) for Maximum Entropy Modelling (Maxent). Nineteen bioclimatic variables plus elevation data (2.5 arc-minute resolution) were used. An initial run was made with all variables for each species. In a second step, the modelling procedure for each species separately using only variables that had a contribution above 10% to the initial model was conducted. To these variables, the

latitude and longitude of the investigated area were added. For each species, maps of current and future potential distributions were created for the year 2050 (average of years 2041-2060) and 2070 (average 2061-2080). These maps were then transformed to binary format (showing suitable/unsuitable areas for species), applying the threshold that maximized the sum of sensitivity and specificity (Liu et al., 2013). Binary maps were used to calculate the potential area of occupancy (pAOO) for all species in all time-periods. To assess the predictive performance of the models, TSS (True Skill Statistic) as an evaluation measure was used. To describe and compare the species richness patterns for both present and future scenarios, maps for each species under the present scenario were overlaid and summed for species richness. The same was done for the future scenario. Then, the overall present and future richness maps were subtracted, allowing changes in diversity per cell between time-periods to be determined (Ferreira et al., 2016). In order to test if the ranges of range-restricted species decrease proportionally more than those of widespread species, the Pearson correlation between present pAOO of all species and the respective predicted relative changes in range size for both time-periods was calculated.

Area prioritization: To take into account different dimensions of species vulnerability, three complementary criteria: pAOO, endemism status, and habitat specificity were used. pAOO values were log transformed and the 25% of species with the lowest pAOO were classified as “vulnerable”, as proposed by Gaston (1994). All endemic species to the region of study were scored as “vulnerable”, while all native non-endemics were scored as “resilient” under this criterion. The regular presence of species in predefined habitat categories was assessed and species occurring in only one type of habitat were considered “vulnerable”, whereas those occurring in two or more habitat types were classified as “resilient” for this criterion. χ^2 tests were used to test for independence between different vulnerability criteria (Fattorini et al., 2012). Three alternative approaches for obtaining species weights were used in order to explore different options. Equal-weight vulnerability index, for each criterion (pAOO, endemism of species and habitat specialization), the Kattan vulnerability index (Kattan, 1992) (where pAOO was considered as a surrogate for abundance) and a species weights solely based on spatial rarity, using the *rarity* R package (Leroy, 2016) were calculated. As an initial, crude but informative approach to mapping relevant areas for conservation in SE Europe, maps of potential species richness and rarity (maximum and summed) were created using the software Prion (Cardoso, in prep.). Potential species richness was calculated as the sum of the probabilistic maps of all species, while

rarity was calculated as the square of the ratio between pAOO and total area of the region. Maximum rarity was the maximum value obtained for each cell across all species (Pressey and Nicholls, 1989), while summed rarity was calculated as a sum of all rarity scores for all species occurring in each grid cell. Fattorini et al. (2012) introduced the indices of potential Biodiversity Conservation Concern (pBCC) and potential Biodiversity Conservation Weight (pBCW) relevant for data on probabilities of species occurrence, used for area prioritization. To assess if there were significant differences among pBCC and pBCW indices obtained using alternative species weights, Pearson correlation was calculated and results were visualised using R package *corrplot* (Wei and Simko, 2016).

Extinction risk: As a preliminary test for examining the normality of the data Shapiro-Wilk test was used, while Levene test was used for establishing the homogeneity of variance. After determining the data structure, Welch-ANOVA test was used for categorical functional traits, while for continuous Spearman correlation coefficient was used. With these methods the significance of each variable individually has been tested. Linear models were used to test the association between functional traits of species and changes in the range size for different time periods. To select the relevant subset of the linear models, R package *bestglm* (McLeod and Xu, 2017) was used. Also, testing the relative importance of each variable in the relevant subsets of the models was conducted using R package *relaimpo* (Grömping, 2006). To eliminate the effect of the genus from the analyses, linear mixed effect models within R package *lme4* (Bates et al., 2015) were used.

Results

Functional groups: PCA analysis was used to investigate the relationship between the species registered in the SE Europe and their functional traits. First five PC axes explained 36% of variability in total, with Eigen values 5.48, 5.33, 4.04, 3.57 and 3.07, respectively. Traits that have had the greatest impact on the separation of species were associated with the feeding type of the larvae, distribution type, macrohabitat of adults, human impact tolerance, flight ability and the number of generations during the year, as well as the larval microhabitats, duration of larval development and inundation tolerance. Fuzzy cluster analysis applied to the first five PC axes resulted in the creation of five functional groups of hoverflies. First functional group species allocated 67 species, second 168, the third 79, fourth 128 and the fifth 130 species. Of the 572 analyzed species, 67 were classified into one of the clusters with a 100% loyalty, while 476 species were classified into one of the

clusters with more than 70%. Forty-two species had a negative silhouette coefficients, while 530 species had a positive value. The smallest coefficient was -0.38, and the highest 0.87. ANOVA showed that all five PC axes showed the differences in defined functional groups. PC1 axis successfully defined the first cluster, i.e. the first functional group containing species characterized by saprophagous type of larvae, developing in wet/moist locations with tolerance to inundation, and with adults living in humid habitats. Further, Tuckey HSD test found a significant difference ($p < 0.05$) and confirmed the separation of first functional group, and it is also shown that first and third functional group can be separated with this axis. PC3 differentiated species in the third cluster, characterized by saproxylic larvae, duration of larval development longer than one year and with less than one generation during the year. Tuckey HSD test confirmed complete separation of third functional group based on PC3 axis, as well as the separation of the first cluster based on the same axis. Species grouped in second cluster, separated based on PC4 axis, were predominantly widely distributed, while in the fifth functional group species were characterized by phytophagous larvae developing in bulbs, connected with Mediterranean forests and mainly endemic. Further, Tuckey HSD test showed a complete separation of the second, fourth and fifth functional group based on the PC4 axis. PC5 axis differentiated fourth from the second cluster. Tuckey HSD test showed that this axis fully differentiated second, fourth and fifth functional groups. The fourth functional group is thus characterized by species with phytophagous larvae developing on stems, leaves and roots, very sensitive to human impact, whereas the species in the fifth group were partially more tolerant to anthropogenic pressures. Although PC2 axis did not clearly separated any of the functional groups, this PC-axis indicated the eurivalency of certain functional groups. Tukey HSD test showed that based on the PC2 axis first functional group was differentiated from all other groups except the second, the second functional group from fourth and fifth, and fourth and fifth functional group between each other. Discriminant analysis separated all functional groups with high significance based on defined functional traits. 97.72% of species were correctly classified in *a priori* defined functional groups (100% of species from first and third functional group, 98.8% of species from the second, 95.31% from the fourth and 96.15% from the fifth functional group). The dendrogram derived by clustering of Squared Mahalanobis distances of the discriminant analysis using UPGMA showed that species classified in second and fourth functional group were the most similar ones based on functional traits, and thus their role in ecosystem, while the species in first functional group were the most distinct ones.

Effects of climate change on the distribution of hoverflies: In total, 44 species of hoverflies were included in the analysis. TSS values used for evaluation of the models varied between 0.55 and 0.99, representing a good fit of the models. The bioclimatic variable contributing to the highest number of models (n=24) was precipitation seasonality (bio15). Other variables contributing to more than 10 final models were mean temperature of the wettest quarter (bio8), mean temperature of the driest quarter (bio9) and precipitation of the driest month (bio14). For 2041-2060, 22 species (50%) were predicted to lose part of their range. *Cheilosia balkana* was the species with the highest predicted relative loss (78% of its current occupied area). In absolute terms, the species losing the most area was *Ripponensia morini*. The same number of species was predicted to gain in range, with the highest relative expansion attributable to *Merodon papillus* (89%), and *Cheilosia lenta* presenting the highest absolute increase in range. However, for 63% of the species, their pAOO changed by less than 15%. For 2061-2080, 18 species (40%) were predicted to reduce their area of occupancy, whereas 26 species (60%) would gain occupancy. The highest relative and absolute loss were again predicted for *Cheilosia balkana* (83%) and *Ripponensia morini*, respectively. The species predicted to expand the most in this time-period was *Merodon desuturinus* (both in absolute and relative terms). Variation in range size for 47% of the species was below 15%. Four different trends can be identified from the overall changes in pAOO: (1) six species (13%) were predicted to lose part of their range for both time-periods; (2) eight species (18%) would expand their pAOO over both time-periods; (3) fifteen species (34%) were predicted to lose part of their range during the first period and then regain some of it under the second period; and (4) another fifteen species (34%) would first gain range and then lose it. Species richness hotspots were predicted to be similar across time. The Aegean islands and part of the Dinaric mountain range stretching through Bosnia and Herzegovina, Serbia and Montenegro were predicted to have the highest potential number of species in all cases. The Dinaric mountains, together with the Alpine region in Slovenia, part of the Carpathian Mountains in Romania and the coastal zone along the Black Sea, spreading into the continental areas of Southwest Bulgaria, were predicted to gain species with time. In contrast, the valleys between the Olympus and Rhodopes mountains, part of Corfu island (2050 only), the area of Lake Scadar in Montenegro, the peripheral zone of Strandza Mountain in Bulgaria and an area near Plitvice National Park in Croatia were each predicted to lose between 1 and 3 species in the future. Results indicate that the correlations between present ranges of species and proportional changes in range size for both time-periods were

not statistically significant, with $r = -0.243$, $p > 0.05$, $df = 42$ for 2050 and $r = -0.227$, $p > 0.05$, $df = 42$ for 2070.

Area prioritization: Among the analysed species, eight (18.18%) were classified as vulnerable under all criteria, 13 species (29.54%) under two criteria and 17 (38.64%) were classified as vulnerable under a single criterion. Six species (13.64%) were not categorized as vulnerable under any of the criteria. The χ^2 tests showed that there was a significant relationship between all measures of species vulnerability, except between endemism status and habitat specificity. The potential species richness map revealed that the Aegean islands were the areas with the highest values. Between 14 and 17 species were predicted to be potentially present in this region, particularly on the easternmost islands. Also, the Dinaric mountain range was predicted to be a species-rich area, with 10-14 species potentially present. Maximum rarity values ranging from 0.78 to 1 revealed that the Aegean islands of Crete, Rhodes, Chios, Lesvos and Samos, as well as the mountains of Kopaonik, Durmitor and Prokletije, have the rarest species. Lower elevation areas surrounding these mountains and the Adriatic coast of Croatia also presented high values for maximum rarity of species (0.59-0.78). Summed rarity showed a similar pattern, with the eastern Aegean islands including the eastern part of Crete being identified as the areas with highest values. The results of the pBCC analysis showed differences when using alternative species weights. The pBCC analysis using both equal-weight vulnerability index and the Kattan index further emphasized the importance of the eastern Aegean islands, but also revealed the significance of mid-Aegean islands and the Danube delta in Romania. pBCC values in this region ranged from 0.54-1 with the equal-weight vulnerability index and from 0.57-1 when using the Kattan index. The coastal zones in central Greece and the Peloponnese were also highlighted as being important, with pBCC values 0.46-0.54 with the equal-weight vulnerability index and again 0.57-1 with the Kattan index. The pBCC index calculated with Leroy's species weight suggested the importance of a large area in Romania encompassing the Carpathian mountains and the valley zone on the western slopes of these mountains. Unlike the pBCC, the pBCW analyses using different species weights yielded almost the same results. Highest values of pBCW in all cases (0.35-1 with equal-weight vulnerability and Kattan indices, and 0.46-1 with Leroy's species weight) were again concentrated in the eastern Aegean islands and the eastern part of Crete. Subtraction of pBCW from pBCC revealed that the Danube delta and Carpathian mountain range with surrounding valleys are relatively species-poor regions but whose species are comparatively vulnerable. All indices except pBCC using

Leroy's species weight showed significant correlation, with pBCW using equal-weight vulnerability and the Kattan index having the strongest relationship.

Extinction risk: Based on the Shapiro-Wilk test and after the logarithmic transformation applied in order to normalize the data, it was found that the data did not have normal distribution, while the Levene's test indicated the heterogeneity of the variance of data. Since the assumption of the homogeneity of the variance was not met for this data, the Welch-ANOVA test was applied to categorical functional traits, while Spearman's coefficient of correlation was applied for continuous ones. The results showed that the correlation between individual functional traits and the change in the range size for different periods of time was not statistically significant (<0.05), except for the arboreal flight type for the period 2050, the flight period during summer and the connection of the adults to the alpine habitats for the period 2070. Linear regression models and linear mixed effect models used to test the correlation between the functional traits of species and the current potential area, as well as changes in the range size for different periods, showed significant interdependence. Larval microhabitat, adult flight period, measures related to body and wing dimensions, height at which adult fly, adult macrohabitat and the number of generations during the year were traits included in the majority of the models. The largest relative contribution showed the type of larval feeding, arboreal flight type, as well as trait states connected with larval microhabitat and adult macrohabitat of hoverflies.

Discussion

Functional groups: Multivariate classification of functional traits of hoverflies produced five ecologically interpretable functional groups. The significance of functional classification is based upon the fact that functional affiliation does not have to coincide with the taxonomic similarity of the species (Grime, 1988). In this way, relationships between species are revealed, that would remain hidden if only taxonomic classification was used. None of the defined functional groups did not include species from a single genus. Also, although predominantly represented in some of the functional groups, genera with the largest number of species (*Cheilosia*, *Merodon*, *Eumerus*) were not exclusively grouped in a single cluster. This arrangement of species within functional groups confirms the fact that the species may exhibit functional similarity, although there are significant differences in morphology, and on the other hand, morphologically similar species may have different functions in the ecosystem (Young et al., 2007). Trait which proved to be dominant for the

separation of functional groups is the type of feeding of the larvae. Considering that hoverflies show a wide variation within this functional trait, which largely determines other biological and ecological characteristics of the species, this fact is not surprising (Rotheray and Gilbert, 2011). The distribution of species is also found to be an important parameter for defining the functional groups. The spatial distribution is the result of a number of geographical and ecological parameters that limit the spreading of some species, indicating the importance of this trait for functional classification. Ability to fly determines the dispersive capacity of the species: if the species are good flyers, they can migrate and thus expand their area of occupancy, while species that are poor flyers and cross short distances during the flight, have a very limited distribution. Macrohabitat of the adults is important for functional classification because it indicates the width of the ecological valence of species in terms of habitat specificity, also pointing out the preference to a particular type of vegetation. Species tolerance to human impact has proved significant in defining the functional groups, revealing a link between the ability to resist changes in the environment caused by anthropogenic pressures and species functions in ecosystems. Studies involving functional grouping of hoverflies were already conducted. Schweiger et al. (2007) analyzed the functional circuit of 133 hoverfly species registered on agricultural land and the impact of intensive land use on the richness of functional groups. Keil et al. (2008) grouped 641 species of hoverflies recorded in Europe, and then examined the change in richness of obtained groups in relation to the latitudinal variations, and the effect of selected environmental factors on the functional richness. These studies also have shown the importance of larval feeding type for defining the functional groups, while the other relevant traits differed from the results of our study. In Schweiger et al. (2007) and Keil et al. (2008), traits proved to be significant for functional division were larval microhabitat, and inundation tolerance of larvae, while certain significance was shown for the number of generations per year, the length of larval development and size of the body. However, in this study we included new functional traits that have not been used in previous studies. Newly incorporated traits, such as adult macrohabitat, flight ability and tolerance to human impact, showed greater contribution for separating the functional groups than the larval microhabitat and inundation tolerance. This confirms that the inclusion of a greater number of relevant traits can contribute in obtaining more comprehensive results (Petchey and Gaston, 2006). The values of both silhouette coefficients, and the results of the Discriminant analysis indicate that the largest number of species is classified in the appropriate functional groups. According to our results, functionally the most similar species are those within the second

and fourth functional group, while the most disparate types are categorized in the first functional group. The similarity can be seen in direct or indirect connection between the second, fourth and fifth functional group with the herbaceous plants. Larval development of species from the fourth and fifth clusters is related to different parts of the plants, while the hosts for the larvae from the second functional group develop strictly within the plant tissue. The third functional group, characterized by saproxylic larvae, showed the second greatest distance. Although associated with plant matter, unlike the previous group, this functional group depends upon a dead tree, as these species are wood mass decomposers. The reason of the largest detachment of the first functional group is probably saprophagous larval type, which is largely related to the extremely wet, in many cases aquatic habitats, unlike all the others. As a result of the influence of different anthropogenic pressures, richness of functional groups might be affected (Cole et al., 2002; Houlahan et al., 2006; Flynn et al., 2009). In order to assess the differences in functional richness between natural areas and areas under intensive anthropogenic influence, further researches are needed.

Effects of climate change on the distribution of hoverflies: Two recent studies analysed the effects of climate change on the distributions of some species belonging to the two largest hoverfly genera in the region, *Merodon* and *Cheilosia*. However, in both studies, only widespread species (i.e. those not limited to the Balkan Peninsula) and with a large number of occurrences (more than 15 and 30 for *Cheilosia* and *Merodon*, respectively) were included in the analyses. Kaloveloni et al. (2015) predicted *Merodon* species to be relatively equally divided amongst gainers and losers of areas of occupancy, whereas Radenković et al. (2017) concluded that climate change will have serious consequences for the distributions of almost all studied *Cheilosia* species, causing severe range losses for these species across the entire Balkan Peninsula. However, species distributions are linked to habitat type and the altitude at which a given species occurs, regardless of which genus it belongs to. The results confirm that lowland species and those occurring in Mediterranean mountains are predicted to gain range under the climate change scenario assessed, whereas high mountain species and species occurring in temperate forests at higher elevations should experience range reductions. Most species included in the analyses of Radenković et al. (2017) are Alpine, while the *Merodon* species analysed by Kaloveloni et al. (2015) are both high mountain and Mediterranean in origin, with our analyses confirming the patterns established in these studies. However, endemic species occurring on some Greek islands, and only included in this analyses, show a mixed response, with some species increasing their area of occupancy

and that of others decreasing. The location and size of the islands, together with their specific climatic and habitat conditions, probably affects the distributions of these species. As mentioned previously, in this study Mediterranean and lowland taxa are predicted to expand their ranges, as these species can move their range towards higher altitudes if temperatures increase. Thus, it is not surprising that, in most cases, the regions gaining in terms of species richness are mountainous, such as the Alpine regions of Slovenia, the Dinaric Mountains, or part of the Carpathian Mountains. Given that, for most species, the bioclimatic variables found to mostly affect their distribution were related to precipitation seasonality and temperature and precipitation in the driest months, this finding was perhaps to be expected. Temperature increases tend to shift species towards areas of higher altitude, which typically have higher levels of precipitation (Beniston, 2006). Climate change-induced altitudinal shifts have already been reported in numerous studies for different organisms (Penuales and Boada 2003; Wilson et al., 2005; Hickling et al., 2006; Lenoir et al., 2008). In contrast, the valleys between mountains or areas near large expanses of water (e.g. near the Skadar and Plitvice lakes), are predicted to lose species. Global warming may render the climatic conditions in such regions too harsh (hot and/or dry) for many hoverflies. It should be noted that this loss of species at low altitude might be compensated by range expansions of species coming from warmer areas in the South and East of Europe, as these species were not modelled here. The areas with the highest predicted species richness for every period, such as the Aegean islands, are dominated by Mediterranean vegetation. Large expanses of this vegetation type are severely affected by land degradation processes, leading to desertification as a result of inadequate land use or because of discordance between economic and conservation priorities (Hill et al., 2008). Many deciduous forests across SE Europe face a similar scenario, harbouring high species richness but are severely endangered due to forestry and land degradation. Jovičić et al. (2017) indicated that land use has a strong influence on the species composition of *Merodon* and *Cheilosia* hoverflies. Changes in habitat availability for species and low tolerance to environmental change increase the risks of severe consequences from climate change. Nevertheless, it is predicted for some species (such as *M. desuturinus*) to significantly expand their range under a feasible climate change scenario. Thus, it seems that projected climate change will create additional favourable climate space for this and about half the other species we considered here. It should be noted that two factors may decisively influence our conclusions. These are dispersal capacity and the dependence on and contribution to mutualistic networks. Capacity to disperse to new climatically-suitable regions is a critical factor in species responses to climatic change, as

these potential new areas may be out of reach for less vagile species. In addition, host plants of stenotopic species may be unavailable in the new locations, so that even though the climatic envelope of a new area might be suitable, the habitat perhaps cannot support displaced species. More detailed knowledge about species biology and ecology, namely functional traits such as dispersal ability and diet, are needed to determine limiting factors for species expansion. It is also worth mentioning that, for a considerable number of species, the variation in range size for both time-periods was below 15% (63% and 47% of species for 2050 and 2070, respectively). In addition, it was found that range-restricted species are not predicted to decrease their ranges to a greater proportional extent than widespread species. Together, these findings might indicate an overall potential inherent resistance to changing climate amongst hoverflies in SE Europe (if dispersal ability, existence of host plants or other biological/ecological traits are not limiting factors). If true, hoverflies could become an important alternative leading pollinator group if the number of bees continues to severely decline as a consequence of changing climate, as has been projected (Biesmeijer et al., 2006; Dorman et al., 2008). The vast majority of larvae of the species analysed are phytophagous (38 out of 44). Contrary to species with saprophagous larvae, the distributions of species dependent on specific plant species are conditioned by the distribution of their hosts. In addition, adult hoverflies are always associated with flowering plants, their food source, which entails that these predictions are necessarily influenced by how the distributions of hoverfly host plants will alter in the future. A changing climate may cause temporal (phenological) and spatial (distributional) mismatches (Hegland et al., 2009), leading to partial or complete decoupling of mutualistic partners (Visser and Both, 2005). Such decoupling may result in changes to ecosystem dynamics and eventually lead to economic losses in agricultural communities (Donnelly et al., 2011). Therefore, assessment of the effects of climate change on mutualistic processes between plants and pollinators is critically needed to fully assess the risk of climate change and the possible consequences on insect communities. Studies of the effects of climate change in terms of shifting species ranges can contribute to decision-making for conservation purposes. An important step towards the conservation of imperilled species is the detection of regions critical to their future survival. Very often the areas projected to be important can be outside currently protected areas and be strongly affected by agriculture, forestry, tourism, urbanization or other limiting factors. Multiple examples testify to the negative effects of intensive agriculture on biodiversity (Matson et al., 1997; Sotherton, 1998; Tilman et al., 2001; Wickramasinghe et al., 2004). Kremen et al. (2002) found that agricultural intensification

has a serious effect on bee populations, causing reductions in both diversity and abundance of species. Agriculture also causes fragmentation of natural habitats, which has a ruinous effect on small and isolated populations (Benton *et al.*, 2003). Tourism represents another serious threat to biodiversity. For example, construction of ski resorts has a strong negative effect on many plant and animal species, including hoverflies, considering that the majority of these species are mountainous. Ristić *et al.* (2012) addressed the negative effects of the construction of a ski resort on Stara Planina Nature Park in Serbia. As a consequence of the construction of the ski centre, population sizes of several endemic species of birds and plants were significantly reduced or even disappeared from this area rich in hoverflies. Similarly, The Valley of Butterflies on the Greek island of Rhodes, which has been designated as a Natura 2000 site, is predicted to be one of the most species-rich areas for hoverflies under both present and future climate projections in this analysis. However, the numerous tourists visiting this location severely affect its environment, and it is unclear how long the species that this site hosts can resist such anthropogenic pressure (Petanidou *et al.*, 1991). Thus, it might prove crucial to find ways of alleviating the consequences of different threatening factors to preserve imperilled species and biodiversity in general in these regions. Undoubtedly, climate change will affect species ranges in the future. Such range shifts (both expansionary and contractionary) are all the more important for species dependent on mutualistic networks and that constitute keystone taxa for several ecosystem services such as pollination. Loss of these species would lead to severe losses in agriculture and, consequently, economic losses. This study represents an important step towards the assessment of the effects of changing climate on hoverflies and can help in future conservation planning, which could mitigate potential economic loss.

Area prioritization: Many authors have used Rabinowitz's forms of rarity–geographic range, abundance and habitat specificity (Rabinowitz, 1981; Rabinowitz *et al.*, 1986) in their studies to prioritize species for conservation (Yu and Dobson, 2000; Broennimann *et al.*, 2005; Caiafa and Martins, 2010; Fattorini *et al.*, 2012; Harnik *et al.*, 2012). Yet, quantifying these forms of rarity requires data that is often non-existing due to the Wallacean, Prestonian or Hutchinsonian shortfalls, respectively (Cardoso *et al.*, 2011; Hortal *et al.*, 2015). To overcome the Wallacean shortfall, species distribution models were used. For the Hutchinsonian shortfall, knowledge on habitat specificity was used. However, it was impossible to overcome the Prestonian shortfall with the available abundance data. One potential way of overcoming this problem would be to apply standardized and

optimized sampling protocols in further studies of hoverflies. Statistical methods have been proposed for optimizing the inventory and monitoring of diverse taxa (Borges et al., 2005; Cardoso, 2009), but this was not possible for the current work. Instead, this problem was circumvented in two ways: by creating a new way of quantifying vulnerability (in lieu of rarity) based on potential area of occupancy, endemism and habitat specialization and by using pAOO as a surrogate for abundance. Additionally, a third approach was used for establishing the vulnerability of species based on occurrence data only. The highest proportion of species was classified as vulnerable based on habitat specificity. None of the species were geographically rare and endemic but not habitat specialists, as endemic species tend to be also habitat specialists. Almost one fifth of the analysed species were vulnerable under all categories, indicating the importance of conservation of these species, especially since species that meet all of these criteria are being more likely to be at risk of extinction (Hunter, 1996). The Aegean islands and the Dinaric mountain range were identified as the most species-rich areas. The long-term isolation of the islands could be responsible for their high endemic diversity (He et al., 2005; Whittaker et al., 2008; Losos and Ricklefs, 2009); though the possibility of oversea dispersal should not be excluded given the high dispersal potential of some hoverfly species (Vujić et al., 2016a). High potential species richness in the Dinaric mountain range could be the result of habitat availability and heterogeneity. These mountains harbour a mosaic of alpine, continental and Mediterranean habitats and are influenced by both Mediterranean and continental climates (Tvrtković and Veen, 2006). In fact, mountains can be considered as terrestrial islands, exhibiting spatial isolation from surrounding areas of lower altitude and having higher levels of endemism (Steinbauer et al., 2016; Ye et al., 2016). Values for summed and maximum rarity also indicated the importance of the Aegean islands and part of the Dinaric mountain range. However, maximum rarity highlighted the importance of Rila Mountain in Bulgaria, the Adriatic coast of Croatia and mountains in the south-west of Serbia as places with concentrations of species classified as vulnerable under all criteria. The specific microclimatic conditions or designated microhabitats occurring in these areas might explain these patterns. The pBCC and pBCW indices in most of the cases highlighted similar areas, which is supported by their positive correlation when using different species weights. The only exception was for the pBCC index calculated using Leroy species weight which showed no correlation with other indices and emphasized the significance of the Carpathian mountains and surrounding areas, in contrast with other indices. Beyond any doubt, the eastern Aegean islands were marked as being highly important for the conservation of hoverfly species by all indices. As for

richness and rarity, the high number of vulnerable species in this region might be explained by isolation, the restricted ranges of species, island endemism, and species fidelity to certain habitat types, in this case dominated by Mediterranean vegetation. In addition, some different areas were highlighted by pBCC and pBCW. pBCC placed emphasis on areas with low numbers of species, but whose species were generally classified as being highly vulnerable (vulnerable under all or a majority of the criteria), such as the Danube delta. This Biosphere Reserve has been declared both a Natural World Heritage and Ramsar site. It hosts many unique bird and fish species. pBCC also highlighted some as yet unsurveyed areas (the Ionian islands of Kythira and Cephalonia, the Butrint region of Albania, Carpathian mountains in Romania), which could be used as a guideline for further hoverfly conservation research. Part of the Dinaric mountain range that all pBCW indices designated as important is a European centre of biodiversity, while the region in Greece it identified as important is part of the Mediterranean biodiversity hotspot. Vujić et al. (2016b) used an expert-generated, criteria-driven approach to identify priority areas for the conservation of syrphids (prime hoverfly areas-PHA) in Serbia. They also investigated the degree of overlap between protected areas and sites designated as significant for the preservation of hoverflies. According to their results, PHA mostly overlapped with protected areas but, in some cases, significant hoverfly areas were outside the boundaries. Some of the areas marked as important for conservation based on the results of this study also occur within protected zones (e.g. National Park Durmitor in Montenegro, Danube Delta in Romania, Samaria National Park and Biosphere Reserve on the island of Crete). However, further investigation is needed to establish the degree of overlap and to facilitate proposals for further conservation efforts in these areas in order to preserve imperilled species.

Extinction risk: Based on the obtained results, it can be concluded that different models show the importance of different functional traits for different time periods, however, certain conclusions can still be drawn. Individual correlation between functional traits and range area or loss was not significant for most traits. The probable reason is that different biological and ecological characteristics of organisms in the interaction define the ability of the species to resist certain perturbations, and not each of them individually. Still, certain trait states showed individual significance. Arboreal flight in adults, flight period during summer and alpine vegetation are trait states indirectly connected with the temperature and the level of precipitation, which both play an important role in life cycle of hoverflies (Rotheray and Gilbert, 2011). Flying among the vegetation provides more stable

microclimatic conditions, whereas on higher altitudes climate is more variable. Climatic conditions across the years are becoming more extreme, and it is predicted that this trend will continue in the future (IPCC, 2014). Summers will become more extreme, with higher temperatures and less precipitation, which could be the reason why trait state describing flight period during summer was marked as significant even individually. Considering that high mountain ecosystems are among the most vulnerable environments affected by climate change (Ruiz et al., 2008), significance of connection of adult hoverflies to alpine vegetation is not surprising. However, the interaction among life-history traits can be crucial for understanding species responses to disturbance (Davies et al., 2004). Larval microhabitat: The connection of larvae to a certain type of habitat indirectly indicates the level of specialization of these species. There are many examples of the great adaptive potential of generalist species in relation to specialists (Brashares, 2003; O'Grady et al., 2004; Isaac et al., 2009; Clavel et al., 2011). One of the most common hypotheses is that generalist species may use different resources and thus are less affected if some of those resources disappear. On the contrary, highly specialized species are almost completely dependent on one or few specific resources (Krauss et al., 2003). Regarding the larval microhabitat, the connection of the larvae to the root zone of plants indicates a high level of specialization, considering that a large number of syrphids are related to a certain plant genus, and in some cases, even species (van Veen, 2004). Also, species with larvae developing in wood can be considered specialists: for some saproxylic hoverflies was found that they are associated with a specific tree species (Rotheray et al., 2009; Perez-Banon et al., 2016). Additionally, species which larvae develop in trees occur in different phases of decay process (van Veen, 2004), which also implies their high level of specialization, unlike the generalist saprophagous hoverflies which lay eggs on submerged sediment, serving as a food source for their larvae (Schweiger et al., 2007). Trait states related to larval microhabitat were included in four out of five best GLM models, and in mixed effect models for all analysed periods, indicating the importance of this functional trait for the hoverfly species. Flight period: In both types of models, trait states related with flight period of adult syrphids shown significance in three different analysed periods (present range, absolute and relative range change for 2050). The flight period indirectly implies the availability of pollen as a source of food for hoverflies. Peak of pollen concentration in different plants is reached at different periods of flowering of the plant. Registering the amount of pollen and nectar in plant species that hoverflies visit is considered to be a relevant trait to be included in the analyses, however, for many species of syrphids, it is still not known which plant species they visit. Therefore, a more detailed

knowledge of the interaction between plants and hoverflies, as well as the examination of their eating habits, could contribute to a better understanding of the importance of this functional trait for species survival. Furthermore, it is established that many species depend on certain environmental factors which represent triggers for initiating life stages (e.g. breeding, egg laying, hibernation, spring emergence) (Fodden et al., 2013). While climate change will not have effect on factors such as day length and lunar cycles, those driven by climate and season, such as the appearance of adult hoverflies, may alter in both their timing and magnitude, leading to asynchrony and uncoupling (Thackeray et al., 2010, Visser and Both., 2005). As mentioned earlier, special attention in further research should be focused on examining mismatches between the appearance of hoverflies and their host plants, as this could have serious consequences on insect communities. In addition, the flight period of hoverflies is connected not only with the temperatures, but as well as with the amount of water available in a given period. While during early spring months temperatures can be too low for activity of these insects, in the summer external temperatures and lack of water can again represent a limiting factor for their activity. Body measures: In our study, we included the information on body size, wing length and ratio of body size and wing length of hoverflies. These measures showed significance in all best GLM models and in two cases when using linear mixed effect models (for present range and relative range change for 2050). Dispersal ability is considered to be a very important trait in many species, which greatly influences the species survival capability (Cooper et al., 2002; Hoonay et al., 2002; Trakhtenbrot et al., 2004, Grewe et al., 2012). In a rapidly changing climate which we are facing, species with low dispersal rates or with the lack of potential for long distance dispersal (e.g., snails, plants) have lowest adaptive capacity, since they are unlikely to be able to keep up with a shifting climate envelope (Foden et al., 2013). Even when species are capable for such long distance or rapid dispersal, the success of colonisation may be reduced by existence of barriers along dispersal routes (Primack and Miao, 1992). These include natural barriers (e.g., oceans or rivers for terrestrial species, high mountains), and unsuitable habitats or conditions (Foden et al., 2013). The possibility of colonizing new habitats increases the chance of survival. However, dispersal capacity measures are often unavailable, and hence those characters that can be considered as surrogates of dispersal abilities of the species (Angert et al., 2011) are used. Body size, wing length, as well as their ratio can be considered as the measure of dispersive ability of syrphids, which explains why these functional traits have been shown to be significant in a number of models. Besides being considered as surrogates for dispersal capacity of species, body size and wing length

have additional significance. Many physiological, life-history, and ecological traits are strongly related to body size (Chown and Gaston, 2009). For example, it is known that fecundity in insects varies with body size of females (Honěk, 1993) and that sexual size dimorphism within species increases with body size in insects (Teder and Tammaru, 2005). Dudley and Srygley (1994) found that flight speed was positively correlated with body mass. Regarding the wing length, correlation of wing length and behaviour and ecology has been found in damselfly species *Calopteryx maculata* (Palisot de Beauvois, 1805). Individuals of this species living in a fragmented pasture landscape have longer wings than those living in continuous forests (Taylor and Merriam, 1995). Apart from wing length, several studies showed that wing shape has a large impact of flight performance of species (DeVries et al., 2010; Outomuro et al., 2013). Wootton and Newman (2008) concluded that broad wing base improves flight performance by allowing a wider speed range. Therefore, obtaining information on wing shape of hoverflies might provide possibility to inspect the significance of this trait for flight performance of syrphids. Height on which species fly: Trait states related with height on which species fly showed significance in all best GLM models and in mixed models relating functional traits with relative range change for both analysed time periods. The height at which adults fly plays a role in providing shelter: species flying at a lower height of vegetation receive a partial shelter from insectivorous birds, while species at higher altitudes are more exposed to that impact. Also, the strength of the wind significantly influences the insects ability to fly, since at higher altitudes, windbreaks are also higher (Taylor, 1960). On the other hand, species flying among the canopies often visit the flowers of the trees, while the species that fly near the ground do not use this pollen source. Among other factors, height on which species fly might play a role in determining the possibility for migration. Taylor (1958) suggested that species within Dipteran suborder Nematocera which fly near the ground are restricted to travelling the short distances their own powers of flight can sustain. Oppositely, a group of small aphids developed a migratory response by flying upwards towards the light when maximum upward air transport is available. This mechanism enabled them to increase their migratory potential by using the wind as a vehicle. Considering that many of known migrant hoverfly species (Nielsen, 2009; Ball and Morris, 2013; Vujić pers.comm.) have arboreal flight type (Speight, 2015; Vujić pers.comm.), it may be that the suggested pattern accounts for syrphids as well. All of the above points to the significance of this functional trait. Adult macrohabitat: Both analyses highlighted the importance of functional trait states related to the macrohabitat of adult forms, considering that these trait states were included in four best GLM and four linear mixed models. Pimm

(2008) states the habitat loss as one of the main reasons for extinction of species. Considering that, with the exception of antropophylic species, hoverflies mainly inhabit preserved natural habitats, it is expected that macrohabitat plays an important role in their survival. High mountain habitats are considered particularly vulnerable (Benniston, 1994; Theurillat and Guisan, 2001). Additionally, Ačanski et al. (2016) established that among *Merodon* species, endemic and range restricted species associated with high mountain habitats have lower adaptability for varying precipitation and temperature levels. Thus, not only the habitat loss, but also changes in macrohabitat affecting these parameters might have serious negative effect on survival of hoverfly species. Temperate deciduous forests in Europe are also facing increasing pressure due to human activity (Bengtsson et al., 2000), while large expanses of Mediterranean forests are severely affected by land degradation processes, leading to desertification (Hill et al. 2008). Beside preserving the structure of habitats in order to preserve species, numerous studies indicate that it is important to preserve habitat configuration as well (Menéndez and Thomas, 2000; Flather and Bevers, 2002). Number of generations: As for the significance of the character related to the number of generations, this trait showed significance in two best GLM and two mixed linear models. A larger number of generations during the year indicates a higher reproduction rate, which is negatively correlated with the risk of extinction (Purvis et al., 2000). For the hoverfly species to reproduce, they need to have available food sources. This means that species with larger number of generations are probably generalists regarding the food sources, which also contributes to their potential to survive (Radenković, pers. comm.). Further, number of generations per year is in most cases negatively correlated with larval development length (Speight et al., 2015); species having more generations per year have shorter larval development. This fact additionally contributes to higher success rate of certain hoverfly species, contrary to those with less than one generation per year and with long period of larval development, which is usually the case in saproxylic species (Speight, 2015). Based on the analysis of the relative importance of functional traits, different traits showed highest relative importance for different periods of time, however, all these traits (larval food type, larval microhabitat, adult macrohabitat, number of generations per year and height on which species fly) influence other traits of hoverflies, which is why they are probably the most important ones. In general, the interaction of all functional traits that a species possesses, as well as the synergism between those traits defines the ability of species to survive (Olden et al., 2008). Different species have different responses to human impacts, changes in the environment and climate change, due to various combinations of biological and ecological

characteristics they possess (Purvis et al., 2000). Therefore, analyses that include these characteristics can give a precise estimate of the extinction risk and contribute to the creation of better-quality conservation plans to preserve species and areas in the future (Cardillo et al., 2005). However, there are gaps in this approach. For a large number of species, especially invertebrates, there are no known biological and ecological features that have been identified as having the greatest importance for the risk of extinction, such as dispersive ability of the species, reproductive behaviour (Angert et al., 2011) or size of population and its variability (Foufopoulos and Ives, 1999; Vucetich et al., 2000). Instead of these, other functional traits are used that are considered to serve as a surrogate for the mentioned parameters (O'Grady et al., 2004). Also, given the complexity of the interaction between hoverflies and plants at several levels (both food sources and hosts for the development of several types of larvae), it is clear that for the survival of the syrphids, the flowering plants play a key role. A more detailed examination of this interaction is necessary in order to obtain a more comprehensive picture of extinction risk of hoverflies, because the level of risk is in direct correlation with the survival of the plant species with which these insects are linked. Future research regarding the phylogeny of hoverflies would also bring valuable information that can undoubtedly be of use to assess the risk of extinction, as well as to create adequate conservation plans for the conservation of endangered species of this pollinator group. Although with many limitations, the approach of estimating the extinction risk based on the functional traits of species has a great potential for application, with the aim of species conservation. The differences in the results obtained using different types of analyses indicate the need for a complementary approach, based on the application of various methods for assessing species that are at risk of extinction in the future due to climate change. Conservation resources are very limited, which is why conservation priorities must be determined as precisely as possible (Ando et al., 1998; Margules and Pressey, 2000). In addition, climate change is only one of the many endangering factors, so more detailed knowledge about the biggest threats to the survival of the hoverflies is also needed to get a complete picture of the future survival of this important family of pollinator insects.

General conclusions

1. Within the framework of this doctoral dissertation, hoverflies that will be most affected by climate change in the future were detected. Based on their potential presence and rarity, priority areas for the protection and preservation of syrphids have been identified. The

functional traits of hoverflies have been detected, associated with changes in the range size of these species, i.e. with the extinction risk.

2. The established concept can be used to detect species that are not yet considered endangered, but due to their biological and ecological characteristics have the potential to become, and therefore deserve the conservationists' attention.

3. The importance of examining the interactions between plants and insects in the future was indicated.

4. The obtained results can largely serve to create a systematic conservation plan for the conservation of hoverflies in SE Europe.

BIOGRAFIJA



Marija Miličić rođena je 16.06.1988. godine u Novom Sadu. Osnovnu školu završava u Žablju, a srednju medicinsku školu „Dr Ružica Rip“, smer farmaceutski tehničar u Somboru. 2007. godine upisuje Prirodno-matematički fakultet, odsek za biologiju i ekologiju, smer Diplomirani ekolog-zaštita životne sredine. Sve ispite predviđene planom i programom je položila sa prosečnom

ocenom 9.16. Nakon završetka osnovnih studija 2011. godine, na istom Departmanu upisuje master studije, modul zaštita prirode i održivi razvoj, koje završava sa prosečnom ocenom 9.67. Master rad pod naslovom: “Modelovanje potencijalne distribucije zaštićenih i strogo zaštićenih vrsta osolikih muva (Diptera: Syrphidae) u Srbiji” odbranila je 2012. godine sa ocenom 10. Iste godine upisuje doktorske studije na Departmanu za biologiju i ekologiju PMF-a, smer Doktor ekoloških nauka.

Od aprila 2013. do marta 2017. godine bila je stipendista Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekta "Konzervaciona strategija za očuvanje zaštićenih i strogo zaštićenih vrsta u Srbiji - osolike muve (Diptera: Syrphidae) kao model organizmi" broj OI 173002, a od 01.aprila 2017. je zaposlena na Institutu BioSens kao istraživač saradnik. U periodu od 2013-2015 godine bila je angažovana kao saradnik u nastavi na izvođenju praktične nastave iz predmeta Zaštita životne sredine za smerove Diplomirani ekolog, Diplomirani biolog i Diplomirani profesor biologije.

Boravila je na studijskom boravku na Azorskim ostrvima, Portugal, od 25.01-02.02.2014., kao i na dva studijska boravka u prirodnjačkom muzeju Univerziteta u Helsinkiju, Finska, u periodu od 10.01-06.02.2016. i 11.09-30.09.2016., zahvaljujući stipendiji entomološkog društva Helsinkija. Učesnik je velikog broja terenskih istraživanja na području Srbije i Balkanskog poluostrva, kao i terenske ekspedicije u Južnoafričkoj Republici.

Autor je ili koautor četiri rada objavljena u međunarodnim i nacionalnim časopisima. Takođe, koautor je osam saopštenja sa međunarodnih i nacionalnih simpozijuma.

Član je Akademskog društva za izučavanje i zaštitu prirode Novi Sad.

Tečno govori engleski jezik.



UNIVERZITET U NOVOM SADU • PRIRODNO-MATEMATIČKI
FAKULTET 21000 Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 3

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

Redni broj, RBR:	
Identifikacioni broj, IBR:	
Tip dokumentacije, TD:	Monografska dokumentacija
Tip zapisa, TZ:	Tekstualni štampani materijal
Vrsta rada, VR:	Doktorska disertacija
Autor, AU:	MSc Marija Miličić
Mentor, MN:	Prof. dr Ante Vujić i dr Pedro Cardoso
Naslov rada, NR:	Funkcionalni karakteri i modelovanje distribucije vrsta osolikih muva (Diptera: Syrphidae) jugoistočne Evrope u proceni rizika od izumiranja
Jezik publikacije, JP:	Srpski/latinica sa proširenim izvodom na engleskom jeziku
Jezik izvoda, JI:	Srpski/Engleski
Zemlja publikovanja, ZP:	Srbija
Uže geografsko područje, UGP:	AP Vojvodina
Godina, GO:	2017
Izdavač, IZ:	Autorski reprint
Mesto i adresa, MA:	Novi Sad, Departman za biologiju i ekologiju, PMF, Trg Dositeja Obradovića 2
Fizički opis rada, FO:	Poglavlja (9), strana (207) literaturnih citata (260), tabela (20), slika (70), priloga (3)
Naučna oblast, NO:	Ekologija, biologija
Naučna disciplina, ND:	Zaštita životne sredine
Predmetna odrednica/ ključne reči, PO:	funkcionalna ekologija, modelovanje distribucije vrsta, prioretizacija područja, procena rizika od izumiranja, Syrphidae
Univerzalna decimalna klasifikacija, UDK:	
Čuva se, ČU:	Biblioteka Departmana za biologiju i ekologiju, PMF Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 2, 21000 Novi Sad
Važna napomena, VN:	nema

Izvod, IZ:	<p>U radu je izvršena podela 572 registrovane vrste osolikih muva sa područja jugoistočne Evrope na funkcionalne grupe, na osnovu registrovanih funkcionalnih karaktera. Za odabrane 44 endemske i nativne ne-endemske vrste koje su svojim klimatskim nišama ograničene na istraživani prostor, kreirane su mape sadašnje i buduće potencijalne distribucije (za dva perioda, 2041-2060 i 2061-2080) upotrebom MAXENT algoritma. Na osnovu dobijenih mapa, izračunata je potencijalna promena areala za odabrane vrste, čime je procenjen efekat klimatskih promena na distribuciju vrsta sirfida. Detektovane su vrste koje će najviše biti pogođene klimatskim promenama, kao i prostori sa najvećim potencijalnim bogatstvom vrsta u budućnosti i područja predviđena da će izgubiti deo diverziteta sirfida. Pokazano je da vrste sa ograničenim arealom neće u budućnosti iskusiti veće smanjenje areala u odnosu na široko rasprostranjene vrste. Takođe, na osnovu mapa potencijalne sadašnje distribucije i procenjene retkosti vrsta, izvršena je prioretizacija područja značajnih za opstanak osolikih muva u jugoistočnoj Evropi. Primenom linearnih regresionih i linearnih modela sa mešovitim efektom ispitana je međuzavisnost funkcionalnih karaktera vrsta i procenjene promene veličine areala. Definisani su funkcionalni karakteri koji utiču na promenu veličine areala osolikih muva. Ustanovljeni koncept može biti upotrebljen za detekciju vrsta koje se još uvek ne smatraju ugroženim, ali zbog svojih biološko-ekoloških karakteristika imaju potencijal da to postanu, te stoga zaslužuju pažnju konzervacionista. Dobijeni rezultati mogu u velikoj meri poslužiti za kreiranje sistematskog konzervacionog plana za očuvanje osolikih muva na teritoriji jugoistočne Evrope.</p>
Datum prihvatanja teme od NN veća, DP:	08.09.2016.
Datum odbrane, DO	
Članovi komisije, KO:	
Predsednik:	Dr Andreja Tepavčević, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad
Mentor:	Dr Ante Vujić, redovni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad
član:	Dr Pedro Cardoso, docent, Univerzitet u Helsinkiju
član:	Tamara Jurca, docent, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad
	Dr Zorica Nedeljković, naučni saradnik, Institut BioSens, Novi Sad



UNIVERSITY OF NOVI SAD • FACULTY OF SCIENCES
21000 Novi Sad, Trg Dositeja Obradovica 3

KEY WORDS DOCUMENTATION

Accession number, ANO:	
Identification number, INO:	
Document type, DT:	Monograph publication
Type of record, TR:	Printed text
Content code, CC:	PhD thesis
Author, AU:	Marija Miličić MSc
Mentor/comentor, MN:	Prof. dr Ante Vujić, dr Pedro Cardoso
Title, TI:	
Language of text, LT:	Serbian/latin with the extended abstract in English
Language of abstract, LA:	English
Country of publication, CP:	Republic of Serbia
Locality of publication, LP:	AP of Vojvodina
Publication year, PY:	2017
Publisher, PU:	Author's reprint
Publication place, PP:	Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology, Trg Dositeja Obradovića 2
Physical description, PD	Chapters (9), pages (207), references (260), tables (20), figures (70), additional lists (3)
Scientific field, SF	Ecology, Biology
Scientific discipline, SD	Environmental protection
Subject/ Key words, SKW:	Functional ecology, species distribution modeling, area prioritization, risk of extinction, Syrphidae
Universal decimal classification, UDC:	
Holding data, HD:	The Library of Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 2, 21000 Novi Sad, Serbia
Note, N:	none

Abstract, **AB:**

In this paper, the division of 572 species of hoverflies registered in Southeast Europe into functional groups was conducted, based on their functional traits. For 44 selected endemic and native non-endemic species that have their climatic niches limited in the study area, maps of current and future potential distributions were created (for the periods, 2041-2060 and 2061-2080) using MAXENT algorithm. Based on the obtained maps, changes in potential area of occupancy were calculated, in order to estimate the effect of climate change on the distribution of hoverfly species. Species that will be most affected by climate change were detected, as well as the areas with the greatest potential species richness in the future and areas predicted to lose part of the diversity of hoverflies. It is shown that species with limited distribution in the future will not experience a greater reduction of its area in relation to the widespread species. Also, based on the current maps of potential distribution and assessed rarity of species, priority areas important for the survival of hoverflies in Southeast Europe were established. By using linear regression and linear mixed effect models, the interdependence between functional traits and the estimated changes in the range size was tested. Traits affecting the changes in range size of hoverflies were determined. The established concept can be used for the detection of species that are not yet considered endangered, but because of their biological and ecological traits have the potential to become threatened, and therefore deserve the attention of conservationists. This results can largely be used to create a systematic conservation plan for the preservation of hoverflies in Southeast Europe.

Accepted by the Scientific Board, 08.09.2016.

ASB:

Defended on, **DE:**

Thesis defend board, **DB:**

President:

Dr Andreja Tepavčević, full professor, Faculty of Sciences, Novi Sad

Mentor:

Dr Ante Vujić, full professor, Faculty of Sciences, Novi Sad

Dr Pedro Cardoso, assistant professor, University of Helsinki

Member:

Dr Tamara Jurca, assistant professor, Faculty of Sciences, Novi Sad

Member:

Dr Zorica Nedeljković, research associate, BioSense Institute, Novi Sad
