

VPLIV PODNEBNIH SPREMEMB NA GNEZDENJE OBREŽNIH PTIC

DANIJEL IVAJNSIČ,^{1,2} IZTOK ŠKORNIK,³

MITJA KALIGARIČ,² LOVRENC LIPEJ⁴

¹ Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Maribor, Slovenija
dani.ivajnsic@um.si

² Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Maribor, Slovenija
dani.ivajnsic@um.si, mitja.kaligalic@um.si

³ Krajinski park Sečoveljske soline, Portorož, Slovenija
iztok.skornik@soline.si

⁴ Morska biološka postaja, Nacionalni inštitut za biologijo, Piran, Slovenija
lovrenc.lipej@nib.si

Sinopsis Podatki 6. poročila IPCC nakazujejo še intenzivnejši trend dviga morske gladine v drugi polovici stoletja. Piranski zaliv bi lahko bil v primeru uresničitve pesimističnih napovedi (ssp585) izpostavljen dvigu morske gladine tudi za 120 cm (v primerjavi z obdobjem 1995–2014). Nedvomno bodo zaradi tega prizadeta nizko ležeča obalna mokrišča in nanje vezani organizmi. Obrežne ptice (še posebej gnezdilke) bodo, zaradi visokega položaja v prehranjevalnem spletu obmorskih mokrišč, prvi pokazatelj okoljskih sprememb. V raziskavi obravnavamo odziv štirih vrst obrežnih ptic, kot so polojnik (*Himantopus himantopus*), beločeli deževnik (*Charadrius alexandrinus*), navadna (*Sterna hirundo*) in mala čigra (*Sternula albifrons*), na dvosmerni okoljski pritisk (dvig morske gladine in širjenje antropogenih dejavnosti) v Krajinskem parku Sečoveljske soline (KPSS). Oceno potencialne spremembe gnezditvene površine ptic zaradi dviga morske gladine smo izračunali na podlagi modelov razširjenosti vrst (Mahalanobisova tipičnost in Maxent). Ugotovitve kažejo, da se bosta beločeli deževnik in polojnik v KPSS kmalu soočila z zmanjšanjem potencialne gnezditvene površine, medtem ko so napovedi za obe vrsti čiger manj dramatične. Odkrit individualistični odzivi preučevanih vrst ptic na dvig morske gladine kot posledice podnebnih sprememb je lahko pomembna informacija za varstvene biologe v zavarovanih območjih, ki pripravljajo načrte za ublažitev negativnih vplivov na zavarovane habitate.

Opomba:

Prispevek temelji na: Ivajnsič, D. (2015). *Prostorsko-časovne spremene habitatov obmorskih mokrišč kot posledica primarne sukcesije in dvigovanja morske gladine*. doktorska disertacija, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Maribor: D. Ivajnsič

Ključne besede

obalna mokrišča, dvig morske gladine, gnezditveni vzorci, modeli razširjenosti vrst, Krajinski park Sečoveljske soline

CLIMATE CHANGE IMPACT ON SEASHORE-BREEDING BIRDS

DANIJEL IVAJNSIČ,^{1,2} IZTOK ŠKORNIK,³

MITJA KALIGARIČ,² LOVRENC LIPEJ⁴

¹ University of Maribor, Faculty of Arts, Maribor, Slovenia
dani.ivajnsic@um.si

² University of Maribor, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Maribor, Slovenia
dani.ivajnsic@um.si, mitja.kaligarič@um.si

³ Sečovlje Salina Nature Park, Portorož, Slovenia
iztok.skornik@soline.si

⁴ Marine Biology Station Piran, National Institute of Biology, Piran, Slovenia
lovrenc.lipej@nib.si

Abstract The sixth IPCC assessment report has indicated an even more intense sea level rise trend in the second half of the century. Pessimistic projections (ssp585) have estimated a potential sea level rise up to 120 cm in the Gulf of Piran (compared to the 1995-2014 baseline). Owing to their high position in the food chain in coastal wetlands, seashore-breeding birds will be the first to be impacted by increased environmental change. The study focused on the existing bilateral environmental pressure (sea levels rise, spread of anthropogenic disturbance) in the area of Sečovlje Salina Nature Park from the perspective of four bird species: the black-winged stilt, the Kentish plover, and the common and little tern. The estimate of potential change in available breeding ground area was calculated using species distribution models (Mahalanobis typicality and Maxent). The findings suggest that the Kentish plover and the black-winged stilt could soon face a reduction in potential breeding ground area, while the forecasts for both tern species are more optimistic. Such predictions of individual responses by these bird species to sea level rise may be a step forward for conservation biologists who are preparing plans to mitigate negative impacts on protected habitats.

Note:

Chapter is based on: Ivajnsič, D. (2015). *Prstorsko-časovne spremene habitatov obmorskih mokrišč kot posledica primarne sukcesije in dvigovanja morske gladine*. doctoral dissertation, University of Maribor, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Maribor: D. Ivajnsič

Keywords:

coastal wetlands, sea level rise, nesting patterns, species distribution models, Sečovlje Salina Nature Park

1 Uvod

V drugi polovici 21. stoletja je zaradi vse globlje podnebne krize pričakovati pospešeno dviganje morske gladine in posledično pogostejše poplavljanje nizko ležečih obalnih območij. Slednje bo vplivalo na organizme, ki so vezani na obalna mokrišča, vključno z obrežnimi pticami, ki se v teh habitatih prehranjujejo na selitvi, v njih gnezdiijo ali pa prezimujejo.

V obdobju selitev in pozimi je večina obrežnih ptic odvisna od muljastih in peščenih polojev v obmorskih mokriščih, kjer najdejo hrano [1], [124]. Nosilna kapaciteta območja za ptice je v veliki meri odvisna od obsega in gostote ključnih habitatov ter od razpoložljivosti in sezonske predvidljivosti njihovega nevretenčarskega plena; območja z večjo gostoto nevretenčarjev premorejo običajno tudi večjo gostoto obrežnih ptic [2]–[4], [124]. Kakorkoli že, neomejeno število ptic ne more hkrati izkoriščati danega območja ne glede na to, kako bogate so njegove zaloge hrane, saj razpoložljivost prehranjevalnega habitata in plen določata zgornjo mejo števila ptic, ki ga območje lahko prenese [1]. Ko se število prehranjevalnih habitatov zmanjšuje, in se povečuje gostota obrežnih ptic, lahko pride do interakcij, ki so vezane na gostoto (tekmovanje za hrano med posameznimi pticami in motnje med samim hranjenjem). Slednje lahko povzroči teritorialno izključitev posameznih osebkov, s tem posledično povečanje smrtnosti izključenih ptic in ne nazadnje omejevanje števila ptic na teh območjih [5], [6], [124]. Zmanjšanje površine prehranjevalnega habitata ni kompenzirano s preprostim zblizanjem ptic med hranjenjem, temveč z zmanjšanjem števila ptic [1]. Podatki iz krajev, kjer so spremljali število ptic in spremembe v razpoložljivosti prehranjevalnih habitatov, so potrdili, da zmanjšanje površine le-teh povzroči upad števila obrežnih ptic [1]. V južni Angliji je sprememba muljastih in peščenih polojev v obmorsko mokrišče s kolonizacijo metličja (*Spartina anglica*) povzročila upad števila spremenljivega prodnika (*Calidris alpina*) [7]. V estuariju reke Tees v Angliji je izguba muljastih polojev povzročila zmanjšanja abundance številnih obrežnih ptic [8]. Tudi v estuariju reke Oosterschelde na Nizozemskem je 30-odstotno zmanjšanje prehranjevalnih habitatov povzročilo zmanjšanje števila školjkaric (*Haematopus ostralegus*) [9], [124]. Zato je razpoložljivost in kakovost prehranjevalnih habitatov v zimskem času in na selitvi lahko ključen omejitveni dejavnik populacij ptic.

V severnem Jadranu in v Sloveniji je halofitna vegetacija obmorskih mokrišč (tudi kot gnezditveni habitat obmorskih ptic) dobro raziskana [10]–[17]. Mnoge raziskave so obelodanile ogroženost teh posebnih habitatov in opozorile na večplastnost problema izginjanja le-teh bodisi zaradi vpliva antropogenih motenj bodisi podnebnih sprememb.

V 20. stoletju so muljasti in peščeni položi pod vplivom plimovanja deležni intenzivnega antropogenega pritiska, še posebej z osuševanjem, razvojem kmetijstva, urbanizacijo in industrijo [18], [19], [124] ali celo z invazijo tujerodnih rastlinskih vrst [7]. Počivališčem in prezimovalnim območjem obrežnih ptic preti nova grožnja; tj. dvig povprečne morske gladine kot posledica podnebne krize [18]–[21]. Višja globalna temperatura zraka ter posledično razpenjanje oceanov in taljenje kopenskih ledenikov že povzročajo dvig morske gladine. Projekcije globalnih podnebnih modelov napovedujejo dvig morske gladine za 10 do 120 cm do konca 21. stoletja [22]–[25], [124]. Na lokalnem nivoju bo dvig morske gladine večji ali manjši zaradi učinkov bodisi subsidence (pogrezanje) bodisi epirogeneze (počasno dviganje ali spuščanje večjih delov zemeljske površine) [26].

Spričo tega lahko pogostejše poplavljanje povzroči transformacijo muljastih in peščenih polojev pod vplivom plimovanja in privede do zmanjšanja površine ustreznih prehranjevalnih habitatov in prezimovališč za mnoge obrežne ptice. Pričakujemo lahko, da se bodo največje spremembe habitatov pojavile na mestih, kjer je onemogočen vertikalni premik mokrišč zaradi topografije ali antropogene infrastrukture [1]. Potencialni vpliv podnebnih sprememb na izgubo prehranjevalnih habitatov in prezimovališč obrežnih ptic bi lahko bil še bolj uničujoč. Pozni zimski meseci lahko predstavljajo energijsko ozko grlo za mnoge obrežne ptice zaradi nezmožnosti pridobitve zadostne količine hrane in posledica le-tega je povečana smrtnost [27], [124]. V Srednji in Južni Ameriki lahko izguba prehranjevalnih habitatov zaradi sprememb v morski gladini povzroči očitno zmanjšanje nosilne kapacitete prezimovališč. Hkrati pričakujemo, da bodo območja v višjih geografskih širinah, kjer gnezdi večina obrežnih ptic, pod največjim vplivom podnebnih sprememb. Trenutne študije namreč dokazujejo, da se s podnebnimi spremembami povzročene spremembe habitatov že pojavljajo v arktičnih in subarktičnih območjih Severne Amerike [28], [124]. Skupni učinek sprememb gnezditvenih habitatov [29] in izginjanja primernih prezimovališč zaradi dvigovanja morske gladine (muljasti in

peščeni poloji pod vplivom plimovanja) bi lahko imel resnejše posledice kot katerikoli drugi dejavniki.

Za veliko obrežnih ptic selivk je zelo pomembna regionalna sinhronost dogodkov. Predvidene drastične spremembe morske gladine (in druge posledice podnebnih sprememb; npr. povišanje povprečne temperature zraka, spremenjen vzorec padavin) lahko negativno vplivajo na selitvene strategije različnih vrst ptic. Prihodnje raziskave o verjetnih vplivih podnebnih sprememb na obrežne ptice in druge selivke med živalmi bi bilo smiselno usmeriti v bolj celovit "life-cycle" (življenski cikel) pristop, ki bi obravnaval tudi vpliv podnebnih sprememb na prezimovališča in gnezditvene habitate [1], [124].

Na podlagi izpostavljenih dejstev želimo v pričujočem prispevku ugotoviti, kateri okoljski prediktorji sooblikujejo trenutni gnezditveni vzorec obravnavanih obrežnih ptic v KPSS. S tega vidika bi radi ugotovili (1); kakšen je doprinos posameznega prediktorja h gnezditveni ustreznosti za vsako vrsto (2); ali lahko ti okoljski prediktorji razkrijejo različne gnezditvene niše obravnavanih vrst ptic (3); in kako bi lahko ali bo relativni dvig morske gladine, ki ga povzročajo podnebne spremembe, in posledična sprememba habitatnega tipa, skupaj s spremembo okoljskih prediktorjev, vplivala na potencialno gnezditveno površino obravnavanih obrežnih ptic v KPSS (4).

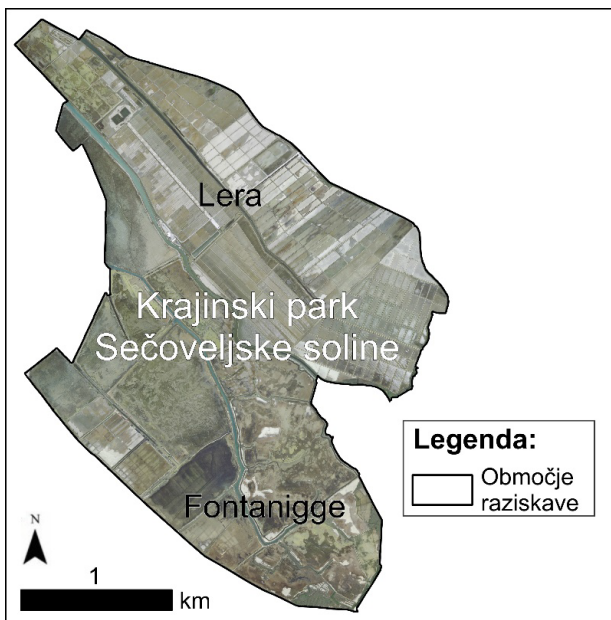
2 Metode

2.1 Območje raziskave

Sedimentna slovenska obala je nastala kot posledica erozije fliša matične podlage in nanosa rečnih naplavin v morje. V preteklosti so ponekod nastale soline oziroma se je površina kasneje posušila. Nekateri deli te obale so danes opuščeni ali pa so celo umetno povečani [13], [124]. Tako so na majhni slovenski obali nastala tri obmorska mokrišča: Krajinski park Sečoveljske soline, Naravni rezervat Škocjanski zatok in Krajinski park Strunjan, ki imajo danes status zavarovanih območij. Sečoveljske soline (v nadaljevanju KPSS) so glavno obravnavano območje te raziskave. KPSS leži v Piranskem zalivu ob izlivu Dragonje na skrajnem JZ Slovenije ob mejnem območju Slovenija-Hrvaška (45°29' N, 13°37' E). Zaradi ugodne geografske lege J in JZ od Alpsko-Dinarske pregrade, katerege relief se odpira v smeri Jadranskega

morja, imajo ti kraji značilno submediteransko podnebje. Tukaj beležijo največ sončnih dni v Sloveniji (letno več kot 235), povprečno temperaturo najhladnejšega meseca nad 0 °C in najtoplejšega meseca nad 20 °C. Zaradi učinka morja so temperature zraka v oktobru višje kot v aprilu. Za submediteranski padavinski režim so značilne obilne padavine jeseni, na začetku pomladi ali v začetku poletja in sušni meseci v zimskem in poletnem obdobju [30], [124].

KPSS je bil ustanovljen leta 1992 in pokriva 593 ha površine. Razdeljen je na severni (Lera) in južni del (Fontanigge) z reko Drnico (Slika 1). Aktivna pridelava soli poteka danes le še v predelu Lera. Zaradi prevelikih proizvodnih in vzdrževalnih stroškov, povezanih s prebojem obrambnih nasipov, so že leta 1968 trajno ukinili pridobivanje soli v sektorjih Fontanigge in Fazan (v Luciji) [31]. Od takrat bazene in nasipe na Fontaniggah preraščajo različni tipi slanooljubne (halofitne) vegetacije. Glavni dotok sladke vode v KPSS predstavlja Dragonja. Široko strugo je vrezala vzdolž stika flišnih plasti Šavrinskega gričevja, ki obdaja soline na severu, in krednega apnenca Savudrijskega polotoka na jugu. Kljub temu da so soline proizvod človekovega gospodarjenja z naravo od zgodnjega srednjega veka naprej, danes predstavljajo mozaik naravnih življenjskih okolij, zavarovanih pod okriljem sistema Natura 2000.



Slika 1: Območje raziskave. Podlaga: ortofoto posnetki [32]

Tako v KPSS najdemo 5 različnih kopenskih Natura 2000 habitatov: 1. Muljasti in peščeni poloji brez vegetacije višjih rastlin (koda 1140); 2. Sredozemska obmorska mokrišča z ločjem (koda 1410) – red *Juncetalia maritima* (zveza *Juncetum maritimi-acuti*); 3. Muljaste morske obale s prevladujočim metličjem (koda 1320) – zveza *Spartinion maritimae* (asociacija *Limonio-Spartinetum maritimae*); 4. Poplavljeni muljasti poloji s sredozemskimi sestoji slanuš enoletnic, v katerih prevladuje osočnik (koda 1310) – razred *Thero-Salicornietea*: asociacije *Suaedo maritima-Salicornietum patulae in Salicornietum emerici*; 5. Sredozemski sestoji slanuš trajnic na muljastih polysuhih tleh (koda 1420) – razred *Sarcocornetea fruticosi* (asociacije *Puccinellio-Sarcocornetum*, *Puccinellio-Halimionetum fruticosae in Limonio angustifoliae-Artemisietum caerulescentis*) [124].

2.2 Kartiranje habitatnih tipov

Na raziskovanem območju KPSS smo leta 2010 kartirali vse negozdne površine po PHYSIS metodi kartiranja habitatov [33], ki temelji na Palearktični klasifikaciji habitatnih tipov [34] in je prilagojena in dopolnjena za slovenske potrebe [35]. Osnova za Palearktično klasifikacijo je sintaksonomija, hierarhično urejen sistem rastlinskih združb po Braun-Blanquetu. Kadar imena združb oziroma višjih taksonomskih skupin (zvez ali redov) niso primerna, uporabimo fiziognomski vidik vegetacije. Tipologija PHYSIS omogoča, da natančno določimo habitat z dodano vrednostjo o nivoju vegetacije. Ker se habitatni tipi halofitne vegetacije lahko spreminjajo na zelo kratki razdalji, smo uporabljali tudi »hibridne« oblike (tranzicijske oblike ali mozaike) med dvema habitatnima tipoma.

2.3 Zajemanje nadmorskih višin s pomočjo tehnologije LIDAR

Za potrebe modeliranja prostorske razporeditve habitatnih tipov v KPSS smo posneli glavne nasipe v solinah po zgledu metodologij številnih avtorjev, ki proučujejo vpliv dviganja morske gladine na obmorska mokrišča širom sveta [36]–[39]. V KPSS je bilo snemanje izvedeno leta 2010 na nadmorski višini 600 m s frekvenco snemanja 100 kHz in hitrostjo letenja 80 kts tako, da je bila dosežena povprečna gostota 8 točk na m² in horizontalna natančnost večja kot 10 cm. Le-ta je bila preverjena in potrjena s primerjanjem geodetskih oslonilnih točk iz uradne baze podatkov. Snemanje smo izvedli z LIDAR senzorjem Optech GEMINI ALTM 167. Za osnovno obdelavo podatkov smo uporabili programska paketa Dashmap 1.1 in PosPac 5.2. Za klasifikacijo in dokončno obdelavo smo uporabili programski

paket TerraSolid. Praviloma gostota halofitne vegetacije ni prevelika, zato smo lahko klasificirali in določili 1.7 milijona točk (od skupaj posnetih 10.6 milijona), ki so se dotaknile golih tal v KPSS.

2.4 Merjenja nadmorskih višin z geodetskimi metodami

V letu 2010 smo izvedli klasične geodetske meritve nadmorske višine glede na slovenski geoidni model [40] z visoko natančno GNSS (Global Navigation Satellite System) napravo Zmax Thales Navigation (geodetska natančnost 1 cm). Clough idr. (2010) [37] poudarjajo, da je potrebno višinske podatke vedno korigirati tako, da upoštevamo povprečno gladino morja. V KPSS smo zaradi pomankanja LIDAR točk izven glavnih nasipov geodetske meritve opravili bolj sistematično. Izmerili smo 221 višinskih točk, razporejenih po celotnem območju KPSS v obliki transektov s tremi točkami na habitatni tip. Tako smo izmerili 73 transektov v 28 različnih habitatnih tipih. Na podlagi različnih študij [41]–[45], ki poročajo, da je prostorska razporeditev (zonacija) rastlinskih združb v obmorskih mokriščih v največji meri odvisna od slanosti in vlažnosti substrata, kot posledica različne nadmorske višine, smo prvo točko transekta izmerili v prvem stičišču dveh habitatov, drugo v jedru habitata in tretjo točko v drugem stičišču dveh habitatov. Točke transektov smo uporabili za horizontalno (vodoravno) in vertikalno (navpično) kalibracijo oblaka LIDAR točk. V nadaljevanju smo uporabili orodja zonalne statistike (*angl. Zonal Statistics*) v programskem paketu ArcGIS [46] za izračun povprečne nadmorske višine habitatnega tipa v KPSS glede na vrednosti geoida za leto 2010. V zaključni stopnji smo povprečno nadmorsko višino posameznega habitata pripisali 307.988 naključno razporejenim točkam v KPSS (100 na habitatni tip), in s tem dobili tudi tukaj podlago za izdelavo digitalnega modela reliefa (DMR) za celotno območje KPSS.

2.5 Pridobivanje podatkov o gnezdenju ptic v KPSS

Sistematično vzorčenje avifaune v KPSS poteka že od leta 1983. V letih od 2004 do 2012 je potekalo tedensko vzorčenje ptičjih gnezd po teritorialni metodi [47] na celotnem območju KPSS. Točkovno geolokacijo gnezd posameznih vrst ptic smo pridobili z GPS napravo in jo popisali ter kasneje dokumentirali v 100 x 100-metrski koordinatni mreži UTM [48]. Monitoring ptic in gnezd poteka v KPSS še naprej. Za ugotavljanje vpliva podnebnih sprememb smo uporabili desetletni niz (2004 – 2013)

prostorskih podatkov o gnezdenju štirih vrst obmorskih ptic – polojnik (*Himantopus himantopus*), navadna čigra (*Sterna hirundo*), mala čigra (*Sternula albifrons*) in beločeli deževnik (*Charadrius alexandrinus*) (Slika 2). Vrste so bile ciljno izbrane, saj gnezdijo v majhnih depresijah ali luknjah na številnih muljastih polojih in nasipih v bližini vode v obmorskih mokriščih [49] in so tako zelo uporabne za razumevanje vplivov trenda dviganja morske gladine povsod po svetu. Obravnavane vrste so tudi v Rdečem seznamu ogroženih vrst ptic Mednarodne zveze za ohranjanje narave (IUCN-*International Union for Conservation of Nature*) [50]–[52], zaenkrat še s statusom »manj ogroženo«.



Slika 2: Ciljno izbrane vrste obmorskih ptic, ki so bile vključene v študijo.

Foto: Iztok Škornik in Lovrenc Lipej

2.6 Pridobivanje podatkov o dviganju morske gladine, sesedanju površja in nanosu materiala v Piranskem zalivu

Monitoring višine morja v Sloveniji poteka pod okriljem Agencije RS za okolje (ARSO) na mareografski postaji Koper in na oceanografski boji Piran, katere lastnik je Nacionalni inštitut za biologijo (NIB – Morska biološka postaja). ARSO s postajo v Kopru sodeluje tudi z Evropsko službo za spremljanje višine morja (ESEAS), ki

obsega okrog 200 sodobnih mareografov v trindvajsetih evropskih državah z namenom, da raziskovalcem in mednarodni javnosti posreduje podatke o spreminjanju gladine morja. Tako so konec leta 2005 prenovili in nadgradili mareografsko postajo Koper, da le-ta ustreza mednarodnim standardom in zahtevam za registracijo in dolgoročno spremljanje nivoja morja [53]. Postavljena je na Ukmarjevem trgu (oddaljena 1,5 km od Škocjanskega zatoka in 10 km od KPSS), kjer je od leta 1958 stal stari mareograf. Sodobna mareografska postaja ob beleženju srednjega nivoja morja in temperature morja sedaj pridobiva tudi natančne meteorološke podatke (hitrost in smer vetra, zračni tlak, temperaturo in vlažnost zraka itd.) ter izvaja neprekinjena opazovanja iz permanentne GPS postaje [54]. Iz le-te smo povzeli razpoložljive podatke o povprečni letni višini morja za obdobje 1962–2012, ki so dostopni na spletnem naslovu [55]. Trend dviganja morske gladine smo korigirali tudi s povprečno hitrostjo sedimentacije v Piranskem zalivu ($0,053 \text{ cm leto}^{-1}$) po ugotovitvah Ogorelca idr. (1991) [56] in s povprečno hitrostjo pogrezanja površja (subsidenca) v Piranskem zalivu ($0,0015 \text{ cm leto}^{-1}$) po izračunih Lambecka idr. (2004) [57]. Z dobljenim prilagojenim trendom smo tako napovedali scenarij višine morske gladine v KPSS za prvo in drugo polovico stoletja.

Lokalne meritve in posledične napovedi nivoja povprečne gladine morja glede na leto 2010 smo v nadaljevanju primerjali z oceno globalnega spreminjanju morske gladine [58] iz posodobljenega 4. 5. in 6. poročila Medvladnega foruma o podnebnih spremembah (IPCC). Pri 6. poročilu so primerjalni izračuni prilagojeni na obdobje 1995–2014.

2.7 Združitev habitatnih tipov in mikrovišinskih intervalov

Kartirane habitatne tipe (v nadaljevanju HT) smo združevali na podlagi njihove povprečne mikronadmorske višine z multivariatno metodo razvrščanja po Wardu (kvadratna Evklidska razdalja) v programskem paketu R [59]. Dobljene skupine so tako lokacijsko specifične; v drugih obmorskih mokriščih lahko skupine tvorijo drugi HT. Večina le-teh v KPSS sledi gradientu povprečne mikronadmorske višine z izjemo tistih HT, ki so neodvisni od režima valovanja in gradientov slanosti ter vlažnosti. Zato smo slednje združili, in tako oblikovali 5 modificiranih Wardovih agregatov (MWA; *angl. Modified Ward Habitat Aggregate*), ki v zaporedju sledijo gradientu nadmorske višine. Z orodjem za prostorsko analizo (*angl. Spatial Analyst Tools*) v programskem okolju ArcGIS [46] smo le-te združili z oblakom LIDAR točk

in dobili frekvenčne porazdelitve mikrovišin po MWHA. Po analizi frekvenčnih porazdelitev smo uporabili višinski interval aritmetična sredina ± 1 standardni odklon na DMR-ju za vsak MWHA, in tako oblikovali karto MWHA le z višinskimi intervali. Poudariti moramo, da so napovedi za prostorsko razporeditev MWHA v prihodnosti odvisne od strukture površja obravnavanega obalnega mokrišča.

2.8 Model premene habitatnih tipov

Na temelju koncepta procesa »coastal squeeze« [60] smo izdelali GIS model za napoved prostorske razporeditve zavarovanih HT v KPSS ob upoštevanju trendov dviga morske gladine glede na primerjalno leto 2010. Po izdelavi karte MWHA z višinskimi intervali na DMR-ku je sledila stopnja validacije, kjer smo slednjo primerjali z realno, v MWHA agregirano, karto HT (kartiranje HT 2010). Uporabili smo statistiko podobnosti slik (*angl. Image Similarity Statistics*) tj. χ^2 preizkus, Kramerjev koeficient kontingence in Kappa indeks podobnosti slik v programskem paketu Idrisi Selva [61]. Določili smo kritično mejno vrednost ujemanja obeh primerjanih kart ($Kappa > 0,7$); šele ob doseganju zadanega pogoja smo nadaljevali modeliranje prihodnjih scenarijev. V zaključni stopnji smo tako definirali nove mikrovišinske intervale za MWHA glede na relativni dvig morske gladine od leta 2010 bodisi po lokalnem trendu bodisi po globalnih napovedih (IPCC) in oblikovali prihodnje karte MWHA.

2.9 Modeliranje potencialnih površin gnezdenja obrežnih ptic pod vplivom dviganja morske gladine

2.9.1 Okoljski prediktorji

2.9.1.1 Modificirani Wardov habitatni agregat (MWHA)

Prva okoljska spremenljivka oziroma prediktor za model potencialnih gnezdišč v KPSS pod vplivom dviganja morske gladine je MWHA. Gre za »proxy« podatek, ki hkrati predstavlja tako višinski pas kot HT.

2.9.1.2 Gostota vegetacije (NDVI)

Gostoto vegetacije v KPSS (kot drugi prediktor) smo določili s pomočjo normiranega diferencialnega vegetacijskega indeksa (NDVI), ki smo ga izračunali s pomočjo digitalnega ortofoto posnetka (DOF050) in bližje infrardečega ortofoto posnetka iz leta 2012 (DOF50IR) [62]. Vegetacija ima relativno visoko odbojnost v bližje infrardečem in nizko odbojnost v rdečem spektru svetlobe, česar posledica so pozitivne vrednosti NDVI. Vrednost le-tega je odvisna od količine nadzemne biomase, zato ima bogata vegetacija (npr. gozd) vrednosti NDVI od 0.5 do 1.

2.9.1.3 Pestrost okolice gnezda (SI)

Z izračunom Shannonovega diverzitetnega indeksa (SI ali H') na habitatni osnovi (metoda premikanja okna z 10 m radijem za okolico piksla) smo določili tretji prediktor, tj. pestrost okolice gnezda. Uporabili smo orodje LFT (*angl. Land Facet Tools*) za ArcGIS [63]. Vrednosti H' naraščajo z večanjem števila razredov (oziroma poligonov ali zaplat) in z enakomernostjo porazdelitve le-teh. Diverzitetni indeks izračunamo z enačbo, ki sta jo predstavila Shannon in Weaver (1963) [64]:

$$SI = H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i S$$

Izračunamo delež habitatov (i), ki ga zmnožimo z njegovim naravnim logaritmom ($\ln p_i$). Za vsak habitat dobljene vrednosti seštejemo in zmnožimo z -1. Vrednosti indeksa H' so tako od 0 do $\ln(S)$, kjer S predstavlja število različnih habitatnih tipov, ki se pojavljajo v obravnavanem območju.

2.9.1.4 Oddaljenost do vode (DIS2W)

Spremenljivko oddaljenost do vode (DIS2W) smo izračunali z algoritmom Evklidske razdalje v okolju ArcGIS [46], ki deluje po naslednjem načelu: za vsako celico (piksel) določimo razdaljo do vira z računanjem hipotenuze trikotnika s stranicama x_max in y_max , pri čemer je rezultat prava Evklidska razdalja. Določena je najkrajša razdalja do vira, in če je le-ta manjša od določene maksimalne razdalje,

je vrednost pripisana celici v nastalem rastru (angl. floating-point raster). Kot vir za izračun opisane razdalje smo vstavili nivo morja v letu 2010.

2.9.1.5 Oddaljenost do antropogenih motenj (DIS2AD)

Motnja je diskretni dogodek, ki prekine strukturo ekosistema, združbe ali populacije in spremeni razpoložljivost virov ali fizično okolje [65]. Motnje lahko ustvarijo mozaik vegetacijskih vzorcev v večjih stopnjah, ki so jih ekologi že zgodaj prepoznali kot pomemben del na nivoju krajinskih matrik [66]–[69]. Prediktor oddaljenost do antropogenih motenj (DIS2AD) smo izračunali s pomočjo karte HT v KPSS. Izbrali smo vse HT (poligone), ki so pod antropogenim vplivom znotraj raziskovanega območja (ceste, poti, aktivni solinarski bazeni, druga infrastruktura itd.) in izračunali Evklidsko razdaljo med njimi [46].

Po pripravi vseh informacijskih slojev prediktorskih spremenljivk (MWH, NDVI, SI, DIS2W in DIS2AD) smo le-te reklasificirali v 3 razrede (NIZKO, SREDNJE in VISOKO) z uporabo metode razreza enakih površin (angl. *Equal Area Slice Reclassification*) z orodjem za prostorsko analizo v programskem paketu ArcGIS [46]. Metoda določi vhodnim podatkom poljubno število intervalov z enakim številom celic oziroma površino. V nadaljevanju smo ugotavljali zvezo med frekvenco ptičjih gnezd posamezne vrste (polojnik, navadna čigra, mala čigra in beločeli deževnik) in gradientom prediktorskih okoljskih spremenljivk z uporabo χ^2 statistike v statističnem programu R [59]. Moč opisanih zvez smo izračunali s Kramerjevim koeficientom kontingence (angl. *Cramer's V*).

2.9.2 Napoved prihodnjih ustreznih potencialnih gnezditvenih površin v KPSS

Modelirali smo potencialne gnezditvene površine za 4 izbrane vrste ptic glede na prihodnje trende dviganja morske gladine. V model smo vključili 270 reprezentativnih gnezd beločlega deževnika, 211 gnezd male čigre, 201 gnezdo navadne čigre in 248 gnezd polojnika. Izločili smo vsa gnezda v obdobju 2004–2013, ki so bila locirana pod srednjim nivojem morja v letu 2010. Geolokacija gnezd je bila zabeležena z GPS napravo GARMIN 60CSx. Opisanih pet okoljskih spremenljivk (MWH, NDVI, SI, DIS2W in DIS2AD), ki so statistično značilno vplivale ($p < 0,05$, $\alpha = 0,05$) na prostorsko razporeditev gnezd, smo izbrali po Kramerjevi metodi

(*angl. Cramer's V method*) [61]. Glede na potencialno biološko pomembnost posameznih okoljskih spremenljivk [70] smo le-te testirali za multikolinearnost (statistično značilen Pearsonov koeficient korelacije $> 0,50$), da bi se izognili morebitni redundanci prediktorskih spremenljivk. V nadaljevanju smo na podlagi podatkov o prisotnosti ptičjih gnezd in izbranih okoljskih spremenljivk uporabili metodo Mahalanobisove tipičnosti (*angl. Mahalanobis typicalities*) v LCM (*angl. Land Change Modeller*) dodatku programa Idrisi Selva [61] za determinacijo oziroma identifikacijo vrstno specifične potencialne gnezditvene površine (vrstno specifičnih gnezditvenih rangov) v prihodnosti. Dobljena karta verjetnosti po Mahalanobisu izraža stopnjo, do katere so vrednosti nabora okoljskih spremenljivk na določeni lokaciji tipične za specifično vrsto. Le-ta je izračunana na podlagi Mahalanobisove razdalje (*angl. Mahalanobis Distance*), ki je multivariatni ekvivalent vrednosti Z (*angl. Z-score*) in predstavlja verjetnost katerekoli lokacije, ki ima Mahalanobisovo razdaljo večjo ali enako tisti, ki jo opazujemo [71]. Tako ima Mahalanobisova razdalja verjetnostno porazdelitev χ^2 , s stopinjami prostosti enakim številom okoljskih spremenljivk minus ena, pri čemer je potem Mahalanobisova tipičnost verjetnost pod repom krivulje χ^2 , ki je presekana z Mahalanobisovo razdaljo [71]. Tako so vhodni podatki pri tej metodi: originalen rang poligon oziroma točke (lokalitete), s katerimi definiramo vadbeno površino (*angl. training sites*) in nabor okoljskih spremenljivk za izračun vrstno specifičnih rangov (*angl. species range*). V nadaljevanju smo uporabili tudi drugi model distribucije vrst (SDM; *angl. Species Distribution Model*) z namenom primerjave in ocene kakovosti napovedi potencialnih gnezditvenih površin z Mahalanobisovo tipičnostjo. Na tem mestu smo vpeljali model Maksimalne entropije (Maxent; *angl. Maximum Entropy Model*) [72], katerega podrobnosti navajajo Phillipsa idr. (2006; 2009) [73], [74]. Maxent uporablja metodo največje verjetnosti (*angl. maximum likelihood*), ki modelira distribucijo vrst z generiranjem verjetnostne porazdelitve pikselov po območju raziskave. Ta izračuna takšno verjetnostno porazdelitev, ki poveča entropijo, pri čemer veljajo omejitve, določene z dejansko prostorsko razporeditvijo vrste in okoljskih pogojev [75], [76]. Podatke o prisotnosti gnezd posamezne vrste smo naključno razdelili v dve skupini (pri obeh modelih): 75 % podatkov je bilo uporabljenih za konstrukcijo modela in determinacijo funkcijskih razmerij med prisotnostjo gnezd in okoljskimi spremenljivkami, preostalih 25 % podatkov pa je bilo namenjeno testiranju napovedne moči modela. V orodju Maxent je bila uporabljena tehnika pod vzorčenja (*angl. subsampling technique*) za dodatno kalibracijo modela (10 ponovitev). Po standardnih pravilih smo izbrali konvergenčno mejno vrednost (*angl. convergence*

threshold) in regularizacijsko vrednost (*angl. regularization value*), pri čemer je izbrano število ponovitev (*angl. iterations*) takšno, da vsi modeli konvergirajo. Po zgledu Phillipsa idr. (2009) [74] smo uporabili tudi podatke ozadja za ciljno skupino, da smo se izognili prostorski pristranskosti, ki je posledica podatkovnega tipa prisotnost/odsotnost.

S pomočjo statistike ROC (*angl. Receiver Operating Characteristic statistics*) smo kvantitativno ocenili kakovost napovedi obeh modelov (Mahalanobisove tipičnosti in Maxent) tako, da smo primerjali dejanske prostorske razporeditve gnezd in dobljene karte verjetnosti v programskem paketu Idrisi Selva [61]. Površino pod krivuljo ROC (AUC; *angl. Area Under the Curve*) obširno uporabljajo pri modeliranju distribucije vrst, saj karakterizira uspešnost modela pri vseh možnih mejnih vrednostih, naslanjajoč se le na eno vrednost, ki jo lahko uporabimo tudi kot objektivno merilo za primerjavo različnih modelov [73], [77], [78]. Kljub kritikam [75], [79] je vrednost AUC zelo uporabna pri primerjavi modelov za isto vrsto na podobnem geografskem območju. Le-ta tako zavzema vrednosti od 0,5 do 1, kjer vrednost 1 predstavlja visoko kakovost (dober model), medtem ko vrednost 0,5 nakazuje, da je rezultat specifičnosti in občutljivosti enak (slab model) [76], [77], [80], [81]. Po zgledu Hosmerja in Lemeshowa (1989) [82] AUC vrednosti krivulje ROC obeh modelov osmisli z naslednjimi kriteriji: <0,5 ni diskriminacije; od 0,5 do 0,7 slaba diskriminacija; od 0,7 do 0,8 sprejemljiva diskriminacija; od 0,8 do 0,9 odlična diskriminacija in >0,9 izrazita diskriminacija [76]. Ob tem smo pri obeh modelih upoštevali tudi celotno obliko krivulje ROC pri vseh možnih mejnih vrednostih, saj le-ta podaja pomembno informacijo o obnašanju modela [83].

V sklopu modela Maxent smo opravili tudi Jackknife preizkus, ki individualno obravnava pomembnost prediktorskih okoljskih spremenljivk. Pri računanju model postopoma izključuje po eno okoljsko spremenljivko, nato oblikuje rezultat le s posamezno ter na ta način izmeri individualni prispevek posamezne okoljske spremenljivke h končnemu rezultatu modela. V zaključni stopnji smo izbrali boljši model (Mahalanobisove tipičnosti ali Maxent) za determinacijo sedanjih in prihodnjih potencialnih gnezditvenih površin štirih izbranih vrst ptic glede na dane okoljske pogoje v KPSS. Za določitev konkretnih površin smo karto verjetnosti (boljšega modela) reklasificirali v diskretno spremenljivko (raster z vrednostima 0 in 1) z uporabo mejne vrednosti ETSSLT (*angl. Equal Training Sensitivity and Specificity Logistic Threshold*), ki po številnih avtorjih velja za najpogostejšo in najustreznejšo

mejno vrednost [76], [81]. Na podlagi slednjega smo lahko napovedali spremembo potencialnih gnezditvenih površin polojnika, male čigre, navadne čigre in beločelega deževnika glede na predvideni relativni dvig morske gladine v Piranskem zalivu (glede na leto 2010).

3. Rezultati

3.1 Habitatni tipi

V KPSS smo popisali 28 HT, ki so združeni v 5 MWHA glede na njihovo povprečno višino (Preglednica 1). MWHA1 sestavljajo ločje, muljasti položi brez vegetacije, halofitne enoletnice ter kombinacija enoletnic in trajnic. Njihova površina je mejno statistično značilno korelirana z mikronadmorsko višino ($p = 0,05$). MWHA2 sestavljajo pretežno halofitne trajnice. Njihova prostorska razporeditev je zelo odvisna od višine terena. MWHA3 sestavljajo kombinaciji ločja in trstičja, halofitnih trajnic in trstičja ter samo trstičje. Površina, ki jo MWHA3 zaseda v KPSS, ni v korelaciji z mikronadmorsko višino, kar je posledica večmodusne višinske porazdelitve tako ločja kot trstičja. V MWHA4 so združene kombinacije z ruderalno vegetacijo, ki tukaj presenetljivo kažejo odvisnost od višine. Kot v Škocjanskem zatoku je tudi v KPSS MWHA5 mozaik številnih HT, neodvisnih od višinskega gradienta terena.

Preglednica 1: Habitatni tipi po Palearktični klasifikaciji, njihovi agregati ter povezave med površino MWAH in nadmorsko višino v KPSS

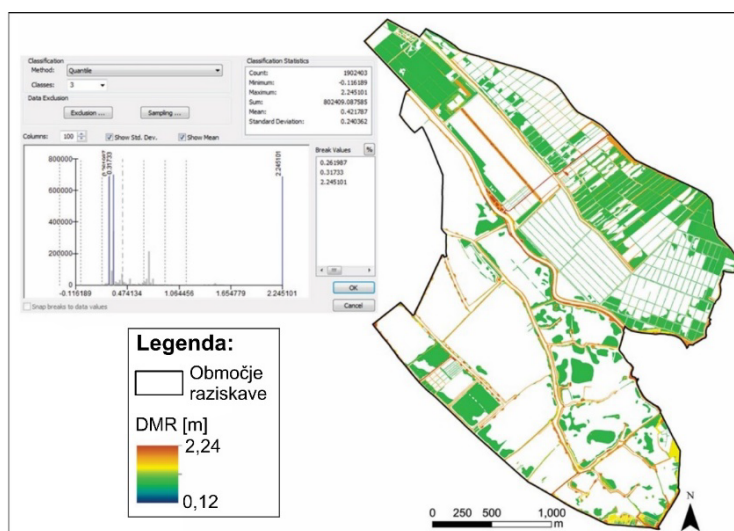
HT	FREKVENCA VIŠINSKIH TOČK	POVPREČNA VIŠINA (m)	WARD AGREGAT	MODIFICIRANI WARDOV AGREGAT (MWAH)	POVPREČNA VIŠINA+STANDARDNI ODKLON (m)	POVRŠINA (m ²)	KORELACIJSKI KOEFICIENT	P
15.51 x 15.61	446	0,24	1					
15.51	811	0,25	1					
14	136397	0,28	1					
14 x 15.11	7712	0,29	1	1	0,29 ± 0,04	1218209	0,35	0,0517
15	230	0,32	1					
15.113	68663	0,32	1					
15.11 x 15.61	8635	0,34	1					
15.11 x 87.2	188	0,38	2					
14 x 15.61	7469	0,40	2	2	0,41 ± 0,09	145431	0,79	0,0060
15.61	18979	0,42	2					
15.51 x 53.1112	2135	0,48	3					
15.61 x 53.1112	1121	0,51	3	3	0,51 ± 0,11	49274	-0,01	0,9750
53.1112	5720	0,53	3					
14 x 87.2	1175	0,64	4					
15.61 x 87.2	22163	0,68	4					
15.51 x 87.2	39	0,69	4	4	0,70 ± 0,14	345337	0,89	0,0430
87.2	28732	0,71	4					
53.1112 x 87.2	10873	0,72	4					
31.8122 x 86.6	42	0,77	5					
DRUGO	7816	0,78	5					
31.8122 x 53.1112	2110	0,78	5					
31.8122 x 87.2	2706	0,78	5					
31.8122	3936	0,79	5					
31.8122 x 83.324	284	0,81	5	5	0,81 ± 0,43	144223	-0,6	0,1240
86.6	633	1,14	6					
POT	7147	1,33	7					
83.324	11	1,35	7					
86.2	917	1,40	7					

Ključ: 14 (Muljasti in peščeni poloji brez vegetacije višjih rastlin = Natura 2000 koda 1140), 15 (Obmorska slanišča s slanobjubno vegetacijo), 15.11 (Poplavljeni muljasti poloji s sestoji slanuš enoletnic, predvsem osočnika = Natura 2000 koda 1310), 15.113 (Poplavljeni muljasti poloji s sredozemskimi sestoji slanuš enoletnic, v katerih prevladuje osočnik = Natura 2000 koda 1310), 15.51 (Sredozemska obmorska močvirja z ločjem = Natura 2000 koda 1410), 15.61 (Sredozemski sestoji slanuš trajnic na muljastih polsuhih tleh = Natura 2000 koda 1420), 31.8122 (Submediteranska listopadna grmišča), 53.1112 (Slanobjubna stalno ali pretežno poplavljenost trstičja), 83.324 (Nasadi

in gozdni sestoji robinije), 84.2 (Mejice in manjše skupine dreves in grmov), 86.2 (Vasi, robni deli predmestij in posamezne stavbe), 86.6 (Ruševine, opuščeni objekti in arheološke izkopanine), 87.2 (Ruderalne združbe).

3.2 Digitalni model reliefa

V KPSS je 1,7 milijona klasificiranih točk (kategorija tla, ang. *ground return*) s tehnologijo LIDAR in 221 naključno razpršenih točk, merjenih z visoko natančnim GNSS sistemom, omogočilo izdelavo digitalnega modela reliefa (DMR) (vodoravna ločljivost 0,5 m). Dobili smo razpon površin od -0,12 do 2,24 m (Slika 3). Frekvenčna porazdelitev višin je bimodalna s prvim vrhom pri 0,3 m in drugim pri 0,75 m. Prvi vrh predstavlja predvsem muljaste poloje v Fontaniggah in na Leri, drugi pa številne nasipe. Povprečna višina obravnavnega območja je 0,42 m s standardnim odklonom 0,24 m.



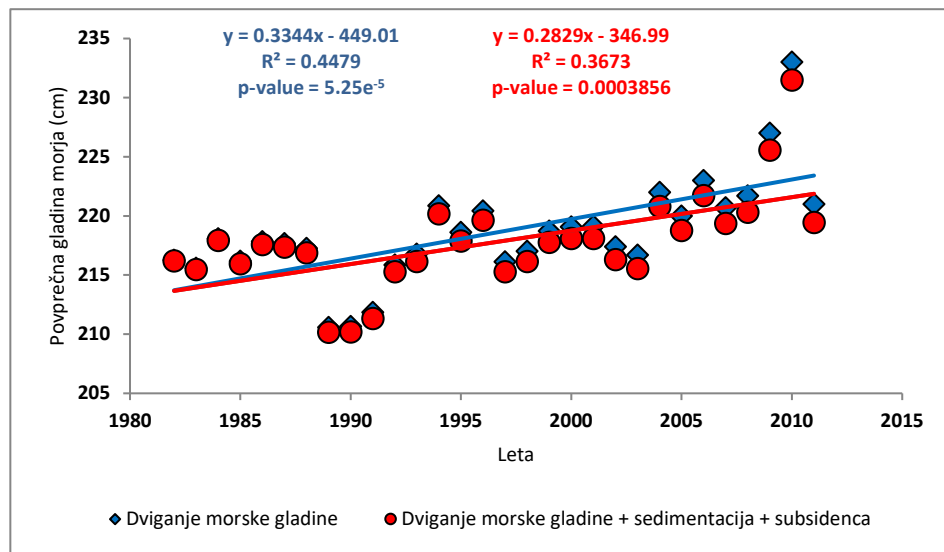
Slika 3: Digitalni model reliefa v Krajinskem parku Sečovljejske soline

Vir: lasten.

3.3 Trendi dviganje morske gladine v Piranskem zalivu

Podatki iz mareografske postaje Koper za 30-letno obdobje (1982–2011), ki smo jih umerili s povprečnim trendom sedimentacije in subsidence površja, kažejo hitrost dviganja morske gladine za 0,28 cm na leto (globalno povprečje znaša 0,34 cm na leto) (Slika 4). Na podlagi tega lahko predvidevamo, da bi se lahko povprečna morska

gladina v Piranskem zalivu dvignila za 11 cm do 2040, za 16 cm do 2060, za 22 cm do 2080 in za 28 cm do leta 2100.



Slika 4: Dviganje morske gladine v obdobju od 1982 do 2011 (0,33 cm/leto; modra premica) v Kopru (ARSO, 2011) ter s sedimentacijo (0,053 cm/leto) in subsidenco (0,0015 cm/leto) prilagojeni trend.

Povzeto po: Ivajnsič in Kaligarič 2014 [84]

Globalne napovedi (IPCC AR4 [CMIP4], IPCC AR5 [CMIP5] in IPCC AR6 [CMIP6]) na podlagi različnih scenarijev izpustov toplogrednih plinov predvidevajo v najhujšem primeru (scenarij A1FI; 95-percentil, rcp85; 95-percentil in ssp585; 95-percentil) relativni dvig morske gladine celo za 75, 116 oziroma 120 cm do leta 2100 v primerjavi z letom 2010 oziroma z obdobjem 1995–2014 v primeru 6. poročila IPCC (Preglednica 2).

Preglednica 2: Relativni dvig morske gladine po globalnih podnebnih napovedih

CMIP4*	kvantil	2020	2030	2040	2050	2060	2070	2080	2090	2100
A1FI	50	0,05	0,06	0,11	0,13	0,20	0,27	0,35	0,40	0,50
A1FI	95	0,08	0,10	0,15	0,23	0,30	0,38	0,50	0,62	0,75
CMIP5*	kvantil	2020	2030	2040	2050	2060	2070	2080	2090	2100
rcp45	5	0,05	0,08	0,11	0,14	0,19	0,22	0,28	0,28	0,34
rcp45	50	0,09	0,14	0,18	0,25	0,30	0,38	0,45	0,50	0,58
rcp45	95	0,13	0,20	0,26	0,36	0,43	0,54	0,64	0,74	0,84
rcp85	5	0,04	0,04	0,12	0,16	0,21	0,28	0,35	0,43	0,50
rcp85	50	0,09	0,12	0,19	0,27	0,35	0,44	0,55	0,66	0,80
rcp85	95	0,15	0,21	0,26	0,39	0,50	0,62	0,78	0,93	1,16
CMIP6**	kvantil	2020	2030	2040	2050	2060	2070	2080	2090	2100
ssp245	5	0,00	0,02	0,04	0,06	0,09	0,12	0,16	0,20	0,22
ssp245	50	0,05	0,09	0,13	0,18	0,23	0,30	0,36	0,42	0,48
ssp245	95	0,11	0,17	0,24	0,34	0,43	0,55	0,67	0,79	0,90
ssp585	5	0,00	0,02	0,05	0,08	0,12	0,16	0,21	0,29	0,35
ssp585	50	0,05	0,09	0,14	0,21	0,27	0,35	0,44	0,54	0,67
ssp585	95	0,11	0,18	0,26	0,37	0,49	0,63	0,79	0,98	1,20

*Referenčna gladina morja v letu 2010.

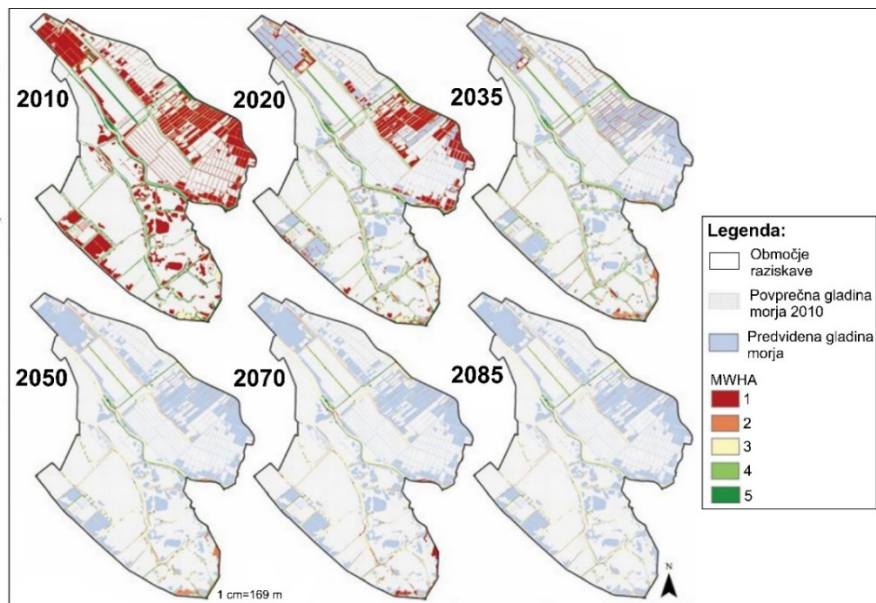
**Referenčna gladina morja v obdobju 1995–2014.

Če smo ob upoštevanju lokalnih meritev dviga morske gladine in podatkov 4. in 5. poročila IPCC ocenili, da bo do drastičnih sprememb v prostorski razporeditvi habitatov v KPSS prišlo predvsem v drugi polovici stoletja, podatki 6. poročila IPCC nakazujejo, da bodo predvidene spremembe realizirane 10 do 15 let hitreje. Natančnejše izmere in ocene številnih vplivov na proces dviganja morske gladine, (skupaj z aktualnimi trendi izpustov toplogrednih plinov) so zmanjšale negotovost napovedi in na ta način premaknile predvideni čas habitatnih premen.

3.4 Premene habitatnih tipov

Opuščen predel solin je prepleten z nasipi in s kanali; zaradi strmejšega višinskega gradienta se HT spreminjajo v krajših razdaljah (Slika 5). MWHA1 se bo s časom zmanjševal. Po vseh trendih dviga morske gladine (lokalni in globalni) se bo površina MWHA1 do konca stoletja predvidoma zmanjšala iz današnjih 62 % na približno 2 %. Površina MWHA2 (pretežno kombinacije halofitnih trajnic) se po napovedih lokalnega trenda lahko v prvi polovici stoletja poveča za 3 %, vendar temu sledi potencialno zmanjšanje njegove površine na skoraj zanemarljiva 2 %. Napoved spreminjanja površine MWHA2 ob upoštevanju globalnih scenarijev (bodisi CMIP4, 5 ali 6) je značilno različna. V prvi polovici stoletja večina scenarijev napoveduje majhne spremembe v površini in prostorski razporeditvi MWHA2. V drugi polovici

stoletja lahko temu sledi drastičen umik tega vegetacijsko višinskega pasu. Napoved sprememb površine MWHA3 (kombinacije habitatov z vrsto *Phragmites*) v KPSS lahko razdelimo na dve stopnji. Vsi upoštevani scenariji dviga morske gladine (lokalni in globalni) v modelu premene HT v KPSS napovedujejo zmanjšanje površine MWHA3 z današnjih 9 % na 4 % v prvi polovici stoletja, čemur lahko sledi hitro povečanje površine na 18 % do leta 2080. Za MWHA4 vsi modelirani scenariji predvidevajo kar 6-kratno povečanje površine v prvi polovici stoletja. Temu po napovedih nato lahko sledi intenzivno zmanjšanje na le 1 % celotnega območja KPSS. Usoda MWHA5 je v KPSS pod vplivom nezmožnosti premikanja na novo površino zaradi omejitve širjenja z izgrajeno infrastrukturo. Dvig morske gladine lahko poplavi 77 % KPSS, če upoštevamo srednje modelne vrednosti; v najslabšem primeru bi kopno v KPSS lahko predstavljalo le 3 % zdajšnje površine.

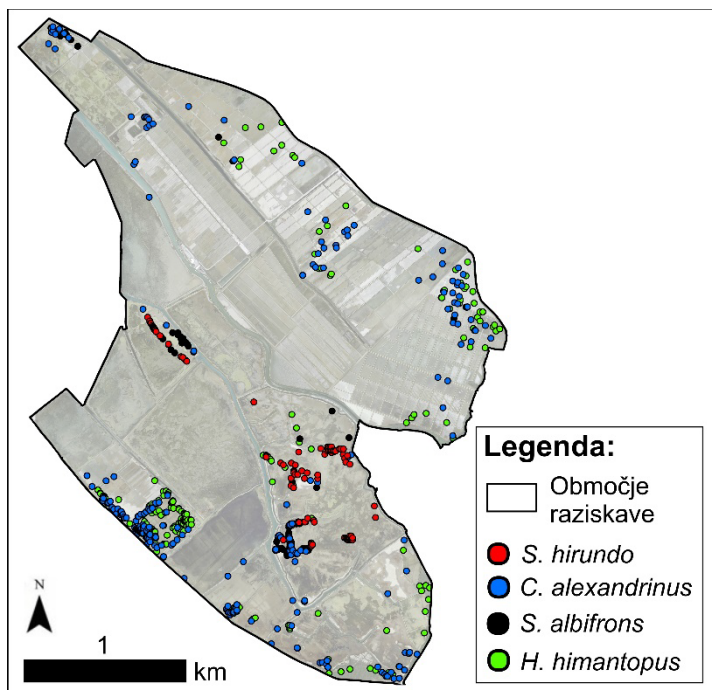


Slika 5: Dejanska in predvidena prostorska razporeditev MWHA v KPSS glede na povprečje lokalne in globalne napovedi dviganja morske gladine po 6. poročilu IPCC. Številke 1–5 predstavljajo kategorije MWHA (glej Preglednico 1)

Vir: lasten.

3.5 Aktualni in napovedani prostorski gnezditveni vzorci glede na trend dviganja morske gladine v Piranskem zalivu

Za potrebe raziskave smo uporabili 930 od skupno 1.828 lokacij gnezd v KPSS v letih od 2004 do 2013 (Slika 6, Preglednica 3). Preostala gnezda (898 gnezd) so bila pod povprečnim nivojem morja v letu 2010, zato jih v modelu nismo upoštevali. Od teh je bilo 270 gnezd beločelega deževnika, 211 gnezd male čigre, 201 gnezdo navadne čigre in 248 gnezd polojnika.



Slika 6: Geolokacija gnezd navadne čigre (rdeči krogi), beločelega deževnika (modri krogi), male čigre (črni krogi) in polojnika (zeleni krogi) v KPSS. Podlaga: ortofoto posnetki [32]

Vir: lasten.

Preglednica 3: Število popisanih in v modelu uporabljenih gnezd štirih vrst raziskovanih ptic v KPSS

Število gnezd/vrsto	beločeli deževnik	mala čigra	navadna čigra	polojnik
Skupno število popisanih gnezd	450	379	540	459
Število v modelu uporabljenih gnezd	270	211	201	248

Identificirane potencialne gnezditvene površine (rangi) posredno kažejo na zveze med okoljskimi spremenljivkami (prediktorji) in gnezdi posamezne vrste. Tako obstaja statistično značilna zveza med frekvenco ptičjih gnezd in prediktorjem MWHA ($\chi^2 = 298,30$, $df = 12$, $p = 2,2e-16$; Cramer's $V = 0,33$); obravnavane vrste ptic različno gnezdiijo glede na MWHA. Beločeli deževnik in polojnik pogosteje gnezdiita v MWHA2 in MWHA4, medtem ko mala in navadna čigra v MWHA1, MWHA2 in delno v MWHA3. Tudi zveza med gradientom prediktorja NDVI (NIZKO, SREDNJE, VISOKO) in frekvenco ptičjih gnezd je statistično značilna ($\chi^2 = 134,17$, $df = 6$, $p = 2,2e-16$; Cramer's $V = 0,27$). Podatki kažejo, da polojnik najpogosteje gnezdi na najmanj gosto poraslih površinah (kumulativno 81 % v gradientnem razredu NIZKO in SREDNJE) v KPSS v primerjavi z drugimi tremi vrstami, čeprav so za vse obravnavane vrste značilne nizke vrednosti NDVI ($< 0,5$). Večja pestrost habitatov v okolici gnezda negativno vpliva na frekvenco ptičjih gnezd. Tri vrste (beločeli deževnik, mala čigra in navadna čigra) raje gnezdiijo na površinah, katerih okolica je habitatno manj pestra ($\chi^2 = 103,78$, $df = 6$, $p = 2,2e-16$; Cramer's $V = 0,24$), le polojnik gnezdi ali v zelo ali manj pestrem okolju ($\chi^2 = 5,81$, $df = 2$, $p = 0,06$). Navadna čigra gnezdi najbližje morju (54 gnezd se nahaja v gradientnem razredu NIZKO), sledi ji mala čigra, ki v 90 % gnezd v prvih dveh gradientnih razredih (NIZKO in SREDNJE) spremenljivke oddaljenost od vode (DIS2W). Le frekvenca gnezd polojnika ni v statistično značilni zvezi s prediktorjem DIS2W ($\chi^2 = 4,60$, $df = 2$, $p = 0,10$). Beločeli deževnik in mala čigra imata zelo različen odziv na prediktor DIS2AD. Prvi gnezdi v bližini antropogeno motenih površin v KPSS (56 % v gradientnem razredu NIZKO), drugi pa v veliki oddaljenosti od le-teh (63 % v gradientnem razredu VISOKO). V primeru navadne čigre je več kot 80 % gnezd najdenih v drugem gradientnem razredu spremenljivke DIS2AD, medtem ko je 77 % gnezd polojnika razporejenih v prvih dveh. Zaradi opisanih razlik med obravnavanimi vrstami ptic je prediktor DIS2AD v najmočnejši

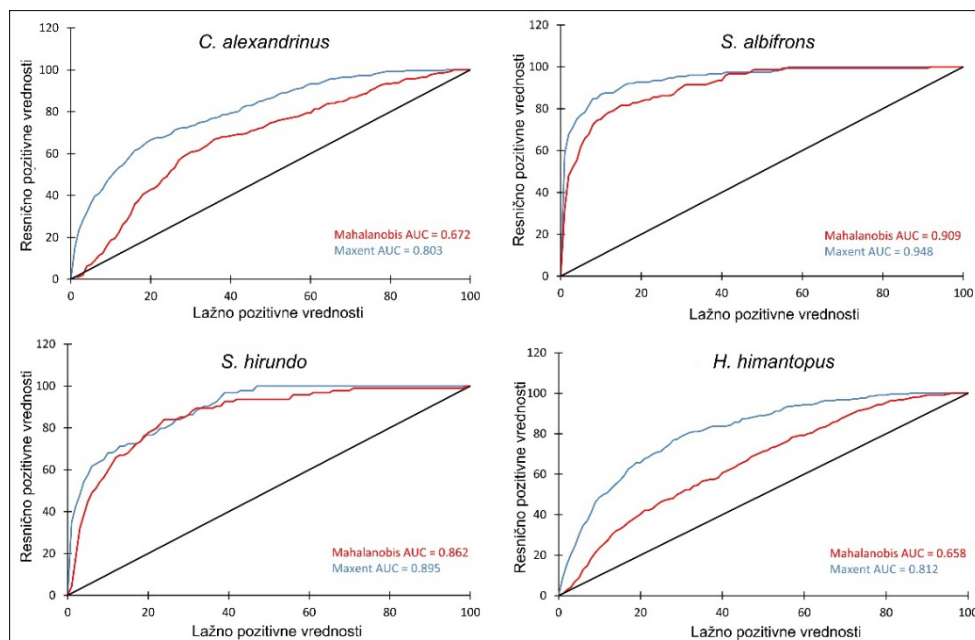
zvezi s frekvenco in prostorsko razporeditvijo gnezd v KPSS ($\chi^2 = 367,13$, $df = 6$, $p = 2,2e-16$; Cramer's $V = 0,44$).

Vrednosti korelacijskih koeficientov (Preglednica 4) kažejo, da prediktorji niso redundantni. Noben ne doseže kritične vrednosti Pearsonovega korelacijskega koeficienta 0,5, kar pomeni, da imajo vsi različen vpliv pri modeliranju potencialnih gnezditenih površin v KPSS. Zveze med DIS2AD, DIS2W in SI kot tudi med NDVI in SI so pozitivne, medtem ko kombinacije DIS2AD in NDVI, DIS2W, NDVI in SI kažejo obratno tendenco. MWAHA je najmočneje koreliran s spremenljivko NDVI.

Preglednica 4: Matrika Pearsonovih korelacijskih koeficientov ter Kramerjev koeficient kontingence za prediktorske spremenljivke v KPSS

Tip spremenljivke	Ime spremenljivke	Pearsonov korelacijski koeficient			
		DIS2AD	DIS2W	NDVI	SI
Zvezna	DIS2AD	1	0,12	-0,20	0,30
Zvezna	DIS2W		1	-0,21	-0,48
Zvezna	NDVI			1	0,30
Zvezna	SI				1
		Kramerjev koeficient kontingence			
Kategorična	MWAHA	0,15	0,23	0,28	0,27

Rezultat obeh modelov so karte verjetnih ustreznih gnezditenih površin za štiri raziskane vrste v KPSS. S primerjavo krivulj ROC (pri vseh možnih mejnih vrednostih) je model Maksimalne entropije (Maxent) uporabnejši od Mahalanobisove tipičnosti (Slika 7). Največja razlika med obema nastopi pri polojniku, kjer Mahalanobisova tipičnost doseže slabo diskriminacijo ($AUC = 0,658$), Maxent pa odlično ($AUC = 812$). Podoben rezultat velja za beločlega deževnika; Mahalanobisova tipičnost tukaj doseže sprejemljivo ($AUC = 0,672$) in Maxent vnovič odlično diskriminacijo ($AUC = 0,803$). Oba modela ponujata boljše rezultate za obe vrsti čiger. Izjemna diskriminacija ($AUC > 0,9$) je bila dosežena v obeh modelih v primeru male čigre. Rezultat Mahalanobisove tipičnosti kot Maxenta je pri nizkih mejnih vrednostih in tistih nad 0,5 enak, medtem ko med slednjimi Maxent deluje bolje. Modela se obnašata zelo podobno pri navadni čigri. Nivo diskriminacije je v obeh primerih visok (AUC med 0,8 in 0,9), pri čemer je Mahalanobisova tipičnost boljša le med mejnima vrednostma 0,2 in 0,3. Zaradi boljših rezultatov smo za nadaljnjo prognozo uporabljali le Maxent model.

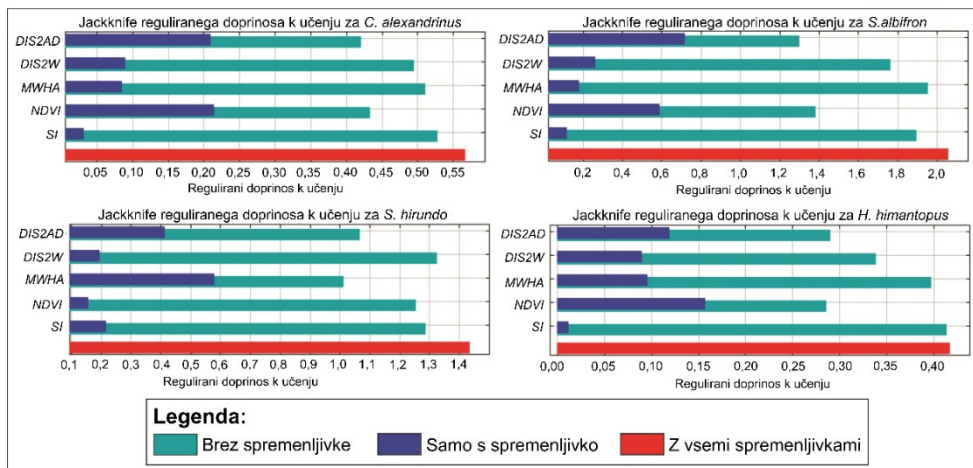


Slika 7: ROC (*ang. Receiver Operating Characteristic*) krivulje in vrednosti AUC (*ang. Area Under the Curve*) modelov Maxent in Mahalanobisove tipičnosti za posamezno obravnavano vrsto ptic v KPSS

Vir: lasten.

Rezultat Jackknife preizkusa za pomembnost prediktorskih spremenljivk kaže individualistični odziv posamezne vrste (Slika 8). Pri beločelem deževniku sta najpomembnejša prediktorja NDVI in DIS2AD. Tudi DIS2W in MWAH pomembno doprineseta k rezultatu modela, medtem ko SI manj vpliva pri modeliranju prostorske razporeditve gnezd beločelega deževnika v KPSS. Podoben odziv kaže tudi polojnik z največjim vplivom prediktorja NDVI, ki mu sledita DIS2AD in MWAH. Najboljši rezultat modela z izbranimi okoljskimi spremenljivkami smo ugotovili pri mali čigri. Največ sta k temu prispevala prediktorja DIS2AD in NDVI. Zanimivo je, da je prispevek ostalih spremenljivk (DIS2W, MWAH in SI) k rezultatu modela za malo čigro v primerjavi z drugimi vrstami še vedno visok. MWAH je daleč najbolj pomembna spremenljivka za navadno čigro, čeprav imata pomembno vlogo tudi DIS2AD in SI. Prav zaradi opisanih individualističnih odzivov posamezne vrste v modelu se končni rezultati –

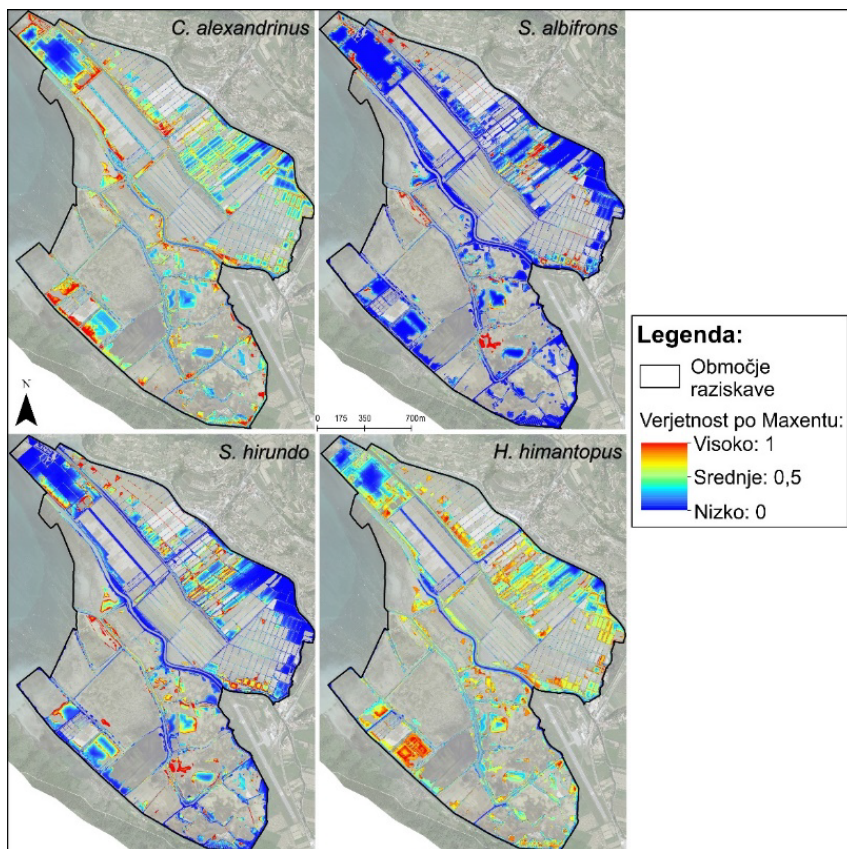
karte verjetnih ustreznih gnezditvenih površin med seboj značilno razlikujejo (Slika 8).



Slika 8: Prispevek posameznih prediktorjev k rezultatu Maxent modela za posamezno vrsto ptice

Vir: lasten.

Potencialna gnezditvena površina za beločelega deževnika in polojnika je definirana v širšem intervalu kot posledica nekoliko slabše splošne uspešnosti modela (nižja vrednost AUC) v primerjavi z rezultati obeh čiger (Slika 9). Tako z uporabo izračunane mejne vrednosti ETSSLT, ki je omogočila reklasifikacijo oziroma transformacijo kart verjetnih ustreznih gnezditvenih površin v diskretno spremenljivko (rang) s primernimi (1) in neprimernimi (0) gnezditvenimi površinami, ugotavljamo, da obravnavane ptice v KPSS zasedajo različne gnezditvene niše. Potencialna gnezditvena površina beločelega deževnika se v 16 % prekriva s potencialno površino male čigre (Klocation = 0,16), v 17 % (Klocation = 0,17) s površino navadne čigre in v 26 % (Klocation = 0,26) s površino polojnika. Največje ujemanje gnezditvenih rangov imata obe vrsti čiger (Klocation=0,39). Potencialna gnezditvena površina male čigre sovпада s polojnikom v 4 %, medtem ko navadna čigra in polojnik delita 22 % primerne gnezditvene površine v KPSS.

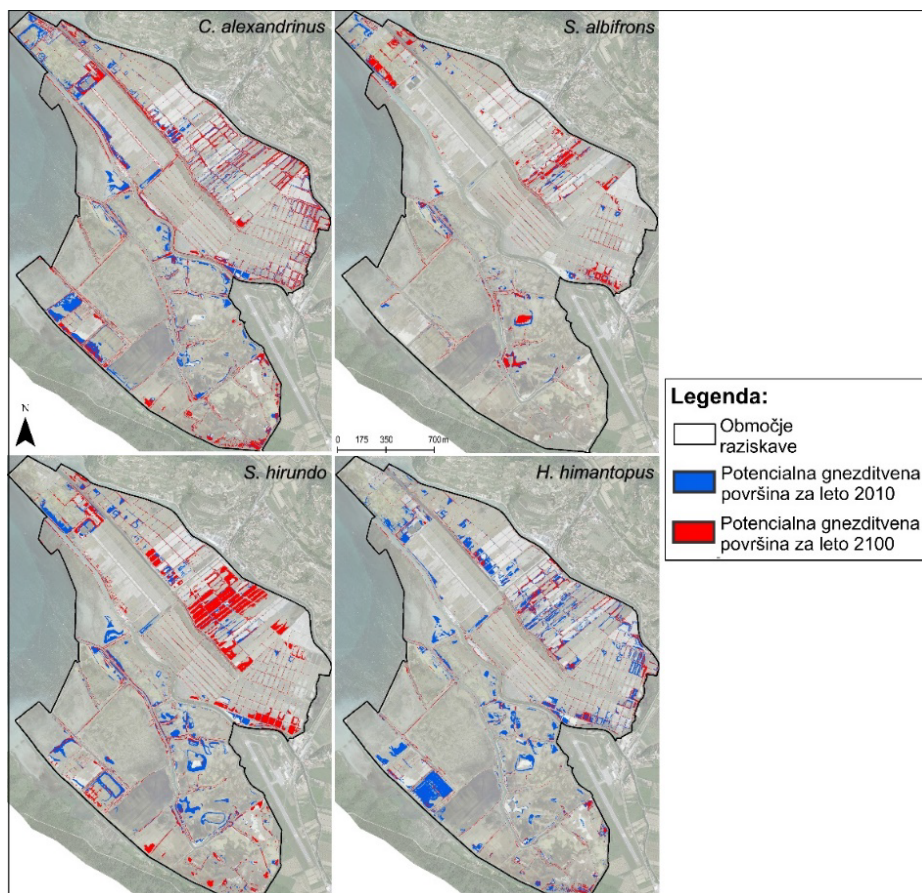


Slika 9: Ustreznost gnezditvenih površin za posamezno vrsto ptic v KPSS na podlagi modela Maxent. Podlaga: ortofoto posnetki [32]

Vir: lasten.

Z uporabo Maxent modela smo izračunali potencialne gnezditvene površine beloĉelega deŹevnika, male ĉigre, navadne ĉigre in polojnika pod vplivom trenda dviganja morske gladine po lokalnih podatkih ter po 4., 5. in 6. poroĉilu IPCC. Napoved spreminjanja potencialne gnezditvene površine beloĉelega deŹevnika v KPSS lahko opišemo z linearnim trendom, ki predpostavlja letno zmanjšanje za 1.734 m². Do leta 2100 se potencialna gnezditvena površina lahko skrĉi na vsega 13,7 ha (7,2 % današnjega kopnega v KPSS). S prostorskega vidika bodo prihodnje ustrezne gnezditvene površine pomaknjene na številne višje leŹeĉe nasipe, ki bodo pod vplivom procesa »coastal squeeze« bolj ali manj linearne oblike (Slika 10). Za polojnika je napoved trendov potencialne gnezditvene površine do konca 21. stoletja

bolj neugodna. Predviden je umik ustreznih površin z vrednostjo $2.929 \text{ m}^2/\text{leto}^{-1}$, kar pomeni 30,5 ha manj potencialnih gnezditvenih površin do leta 2100. Poljnik bi tako imel do leta 2100 na razpolago 2,7 x manjšo površino za gnezdenje, kot jo ima danes. Prostorska razporeditev gnezdišč bi tako imela težišče v severnem delu KPSS (Lera) in bi tvorila pretežno linearne pasove ob številnih nasipih.



Slika 10: Sedanja (2010) in predvidena (2100) prostorska razporeditev ustreznih gnezditvenih površin beločelega deževnika, male čigre, navadne čigre in poljnika v KPSS. Podlaga: ortofoto posnetki [32]

Vir: lasten.

Napoved za obe vrsti čiger je bolj optimistična. Z vidika površine se potencialno gnezditveno območje male čigre v KPSS ne bo veliko spreminjalo. Izračunani trend lahko opišemo s polinomske funkcije tretje stopnje, ki predvideva majhno povečanje potencialne gnezditvene površine do 2060 in nato počasno zmanjševanje do 2100, ko bo delež le-teh primerljiv z zatečenim stanjem v KPSS (19,5 ha = 17 % skupne površine v KPSS). Kakorkoli že, spremembe v prostorski razporeditvi potencialnega gnezditvenega območja za malo čigro so kljub temu očitne; predviden je premik v osrednji del južnega opuščene predela (Fontanigge) ter v severni in osrednji del Lere (Slika 10). Glede na rezultate modela bo »zmagovalec« navadna čigra, ki bo kljub intenzivni grožnji s podnebnimi spremembami pogojenega dviganja morske gladine celo pridobila potencialno gnezditveno površino v KPSS. V tem primeru je predvideno morebitno 1.8 x povečanje potencialne površine za gnezdenje v prvi polovici stoletja. Drastično zmanjšanje le-te je napovedano le v letih 2060 in 2080, s samo 4.112 m² manjšo predvideno površino, kot jo ima na razpolago navadna čigra danes (Slika 10). Očiten je predviden prostorski premik potencialne gnezditvene površine z navadno čigro iz južnega (Fontanigge) v severni del (Lera) KPSS (Slika 10).

4 Diskusija

Prve žrtve višanja morske gladine bodo gotovo ptice, predvsem močvirniki in pobrežniki in tudi nekatere druge morske in vodne ptice. Gre za izgubo ustreznih prehranjevališč, počivališč in gnezdišč. Takšne skupine ptic so lahko zgodnji indikatorji vpliva višanja morske gladine in opozorilni signal za morebitne ekološke spremembe v obalnih mokriščih. Nenadne spremembe v populaciji gnezdil so lahko tudi neposreden dokaz za širše okoljske spremembe. Ker omenjene ptice gnezdiijo le nekaj centimetrov nad zgornjo mejo plimovanja, bi dvig povprečnega nivoja morske gladine lahko povzročil uničenje gnezd in zarodov ter opustitev takšnih tipov gnezdišč. S tega vidika so najbolj ranljive tiste vrste, ki gradijo gnezda na občasno poplavljenih muljastih in peščenih poljih. Na splošno velja, da se populacije vrst zaradi sprememb podnebja na nekaterih območjih zmanjšujejo oziroma celo izginejo ali pa se preselijo na nova območja, ki presegajo njihov trenutni areal razširjenosti [85], [86], [124]. Nekatero regionalno podnebno študijo so se zato osredotočile na odziv širših taksonomskih skupin ptic. Jiguet idr. (2010) [87] so proučevali dolgoročne trende 110 gnezdečih vrst ptic po vsej Evropi, da bi opredelili podnebne značilnosti njihovih niš. Gregory idr. (2009) [88] so poiskali

značilen vzorec v medvrstnem nihanju znotraj populacijskih trendov v zadnjih tridesetih letih (potencialne spremembe v rangu razširjenosti). Johnstonova idr. (2013) [86] pa so s pomočjo podnebne modela uspešno napovedali trenutni populacijski trend gnezdečih morskih ptic in vodnih ptic (prezimovalk) v evropskem merilu. Vhodni podatki so pri teh v geografskem merilu obsežnih študijah pogosto pridobljeni iz različni virov in z različnimi metodami z različno prostorsko ločljivostjo. Tudi podnebni trendi se spreminjajo v prostoru in času, ponekod celo kontroveržno, zato je negotovost pri napovedih za večje število vrst ptic (npr. 62 vrst ptic v študiji Johnstonove idr. (2013) [86], 110 vrst v študiji Jigueta idr. (2010) [87] ali 124 vrst v študiji Gregorya idr. (2009) [88]) v širšem geografskem merilu (regionalno, globalno) toliko večja. S tega vidika so ključnega pomena tudi lokalne študije, ki temeljijo na dolgoročnih podatkih v boljši prostorski ločljivosti, s katerimi lahko natančno opredelimo okoljske prediktorje in modeliramo spremembe arealov posameznih vrst. Na ta način je lahko v ospredju proučevanja individualistični oziroma Gleasonov [89] odziv vrst na spreminjajoče se naravne pogoje zaradi podnebnih sprememb [90]–[95] ali njegovo nasprotje, tj. Clementsov odziv združb [96] na spreminjanje okoljskih pogojev. Dandanes na splošno velja prepričanje, da se na podnebne spremembe odzovejo vrste in ne združbe. Stewart (2009) [97] v svoji raziskavi poudarja, da se tudi sesalci odzivajo na podnebne spremembe individualistično.

Raziskovalci skušajo oceniti potencialni vpliv podnebnih sprememb na naravne sisteme z razumevanjem verjetnega premika geografske razporeditve vrst in njihovih ustreznih habitatov v prihajajočem podnebnju [98], [99]. V ta namen so razvili veliko modelov (SDM), tudi za območja z nepopolnimi ali s pristranskimi podatki ter za območja brez podatkov [77], [98], [100], [101]. SDM-ji omogočajo kakovostne kvantitativne napovedi geografske razporeditve vrst in se čedalje bolj uporabljajo za reševanje ekoloških problemov [76], [77], [102]–[104]. Temeljijo na predpostavki, da lahko zvezo med danim vzorcem (npr. številčnost vrst, prisotnost/odsotnost vrst) in nizom okoljskih dejavnikov, ki ga predvidoma nadzorujejo, kvantificiramo [98], [103], [105]–[107]. Raziskovalci so v številnih primerjalnih študijah raziskovali učinkovitost različnih metod za modeliranje geografske porazdelitve vrst [77], [108]–[110] in ugotovili, da so nekatere metode modeliranja bolj učinkovite, nobena pa ne ustreza univerzalni uporabi [111]. Tako smo tudi v naši študiji uporabili dve metodi za modeliranje razširjenosti vrst, da bi učinkovito identificirali potencialno gnezditveno površino za štiri izbrane vrste ptic pod vplivom, s podnebnimi

spremembami pospešenega, dvigovanja morske gladine v KPSS. Primerjali smo Mahalanobisovo tipičnost, novo obetavno metodo, ki uporablja drugačen pristop za razvoj SDM, in model Maksimalne entropije. Slednji spada med že uveljavljene tehnike modeliranja s podatki tipa prisotnost oziroma prisotnost/odsotnost vrste in se zelo pogosto uporablja pri ekoloških študijah [73], [112], [124], saj deluje bolje od ostalih podobnih modelov [77], [108] tudi z majhnimi vzorci [108]. Natančen opis razširjenosti vrst je ključnega pomena za razvoj učinkovitih varstvenih ukrepov [103], [107], [113], [114] še zlasti v zavarovanih območjih. Za vse štiri obravnavane vrste ptic je znano, da je njihov razmnoževalni uspeh strogo povezan s poplavljanjem. Podatki kažejo drastično zmanjšanje populacije navadne čigre v bližnji okolici KPSS, v Beneški laguni [115], zaradi pogostejšega poplavljanja habitata gnezdenja. Scarton (2010) [115] opozarja, da je opaženi trend zmanjšanja populacije posledica dvigovanja povprečne gladine morja v Beneški laguni v zadnjih 20 letih (0,5 cm/leto), ki se je v primerjavi s preteklim obdobjem, tj. 1872 do 2005 (0,2 cm/leto), povečal [115], [116]. Navadne čigre običajno gnezdiijo na muljastih ali peščenih poljih v bazenih opuščeni solin [48], [117], [118]. Safina idr. (1989) [119] so ugotovili, da je strategija gnezdenja navadne čigre na muljastih poljih slanih mokrišč (v primerjavi s peščenimi polji) povezana z zmanjšano nevarnostjo plenjenja s strani sesalcev. V primeru KPSS je razmnoževalni uspeh obravnavanih vrst ptic vseeno bolj odvisen od frekvence poplavljanja in količine padavin (neurja in nalivi) v obdobju gnezdenja. Tudi mala čigra in beločeli deževnik gradita svoja gnezda v bližini vode (zgornje meje plimovanja), na neporaslih ali slabo poraslih površinah, ki so dvignjena do 20 cm nad povprečno gladino morja [49], [120], [124]. Beločeli deževnik velja za tipično gnezditilko odprtih habitatov [121]. V KPSS je najmočnejši prediktor potencialnih gnezditvenih površin beločelega deževnika oddaljenost od antropogenih motenj, kar ni presenetljivo, saj tudi druge študije poročajo o intenzivnem vplivu antropogenih motenj na uspešnost zaroda ptic. Schulz in Stoch (1993) [122] sta ugotovila, da se z vse večjo prisotnostjo turistov na peščenih obalah v Schleswig-Holsteinu zmanjšuje populacija beločelega deževnika. Čeprav geolokacija gnezd polojnika ni v statistično značilni zvezi s prediktorjem oddaljenosti do vode v KPSS, študije dokazujejo [123], da le-ti gradijo večja gnezda v bližini vode (preprečevanje poplavljanja) in manjša gnezda v habitatih, ki so bolj oddaljeni od morja. Žal v naši študiji nismo analizirali premera gnezd, zato v modelu ni upoštevan ta vedenjski protipoplavni gnezditveni vzorec polojnika. Za vse obravnavane vrste v KPSS je zelo pomemben prediktor MWAH, ki združuje habitatni tip in nadmorsko višino. Obravnavane vrste ptic v KPSS zasedajo različne

gnezditvene niše in se lahko na dvigovanje morske gladine odzovejo individualistično. Potencialne gnezditvene površine beločelega deževnik in polojnika se bodo postopoma zmanjševale. Za malo čigro bo do leta 2100 v KPSS dovolj gnezditvenih površin, medtem ko se bo gnezditvena površina navadne čigre celo povečala.

Zahvale

Študijo so omogočili: Javna agencija za raziskovalno dejavnost Republike Slovenije v sklopu projekta »Dejavniki, ki vplivajo na gozdove jadranskih rjavih alg in rešitve za obnovo habitata« (J1-1702), programska skupina P6-0372 (»Slovenska identiteta in kulturna zavest v jezikovno in etnično stičnih prostorih v preteklosti in sedanjosti«) in programska skupina P1-0164 (»Raziskave za zagotavljanje varne hrane in zdravja«).

Literatura

- [1] H. Galbraith *idr.*, „Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds“, *Waterbirds*, let. 25, št. 2, str. 173–183, 2002.
- [2] P. R. Evans in P. J. Dugan, „Coastal birds: numbers in relation to food resources“, v *Coastal waders and wildfowl in winter*, P. R. Evans, J. D. Goss-Custard, in W. G. Hale, Ur. Cambridge: Cambridge University Press, 1984.
- [3] J. D. Goss-Custard, *The oystercatcher: from individuals to populations*. Oxford: Oxford University Press, 1996.
- [4] R. I. G. Morrison, „Maritimes Shorebird Survey 1979, Preliminary Report“, *Canadian Wildlife Service, Ottawa*, 1983.
- [5] J. D. Goss-Custard, „The ecology of the Wash. III. Density-related behaviour and the possible effects of a loss of feeding grounds on wading birds (Charadrii)“, *Journal of Applied Ecology*, št. 14, str. 721–739, 1977.
- [6] J. D. Goss-Custard, „Competition for food and interference among waders“, *Ardea*, št. 68, str. 31–52, 1980.
- [7] J. D. Goss-Custard in M. E. Moser, „Rates of change in the numbers of dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*“, *Journal of Applied Ecology*, št. 25, str. 95–109, 1988.
- [8] P. R. Evans in M. W. Pienkowski, „Implications for coastal engineering projects of studies, at the Tees Estuary, on the effects of reclamation of intertidal land on shorebird populations“, *Water Science and Technology*, let. 16, št. 3–4, str. 347–384, 1983.
- [9] P. M. Meire, „Effects of a substantial reduction in intertidal area on numbers and densities of waders“, v *Proceedings of the XX International Ornithological Congress*, Wellington, New Zealand: New Zealand Ornithological Congress Trust Board, 1991, str. 2219–2227.
- [10] G. Fornaciari, „Aspetti floristici e fitosociologici della Laguna di Grado e del suo litorale“, *Atti Accad. Sci. Lett. Arti Udine*, št. 6, str. 5–199, 1968.
- [11] M. Kaligarič, „Rastlinstvo Škocjanskega zatoka-deset let kasneje“, *Falca*, Koper, str. 11–12, 1997.
- [12] M. Kaligarič, „Botanični pregled in možne ureditve naravnega rezervata Škocjanski zatok“, *Ann. Ser. Hist. Nat.*, let. 8, št. 13, str. 131–142, 1998.
- [13] M. Kaligarič in S. Škornik, „Halophile vegetation of the Slovenian seacoast: *Thero-Salicornietea* and *Spartinetea maritima*“, *Hacquetia*, let. 5, str. 25–36, 2006.
- [14] M. Kaligarič in M. Tratnik, *Obranimi Sečoveljske soline*. 1981.

- [15] M. Kaligarič in T. Wraber, „Obmorski lan in klasnata tavžentroža v Sloveniji nista izumrla“, *Proteus*, str. 372–373, 1988.
- [16] S. Pignatti, „La vegetazione alofila della laguna veneta, Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, Memorie“, *Volume XXXIII-Fascicolo I, Venezia*, str. 174, 1966.
- [17] N. Šajna in M. Kaligarič, „Vegetation of the Stjuža coastal lagoon in Strunjan landscape park (Slovenia): a draft history, mapping and conservation evaluation“, *Ann. Ser. Hist. Nat.*, let. 15, št. 1, str. 79–90, 2005.
- [18] P. R. Evans, „Introductory remarks: habitat loss-effects on shorebird populations“, Wellington, New Zealand, 1991, str. 2197–2198.
- [19] P. R. Evans, „Improving the accuracy of predicting the local effects of habitat loss on shorebirds: lessons from the Tees and Orwell estuary studies“, v *Effects of Habitat Loss and Change on Waterbirds*, let. 30, J. D. Goss-Custard, R. Rufino, in A. Luis, Ur. London: The Stationary Office, 1997, str. 35–44.
- [20] B. J. Eris, J. D. Goss-Custard, in T. P. Weber, „Effects of climate change on bird migration strategies along the East Atlantic Flyway“, Dutch National Research Program on Global Air Pollution and Climate Change, Texel, The Netherlands, Št. poročila: 410 100 075, 1995.
- [21] J. P. Myers in R. Lester, „Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements“, *American Birds*, let. 37, str. 23–25, 1983.
- [22] IPCC, „Summary for Policymakers: Climate Change 2001. Impacts, Adaptation, and Vulnerability“, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, 2001.
- [23] IPCC, „AR4 Climate Change 2007: Synthesis Report“, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Synthesis Report, 2007. Pridobljeno: 27. februar 2022. [Na spletu]. Dostopno na: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/>
- [24] IPCC, „AR5 Synthesis Report: Climate Change 2014“, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Synthesis Report, 2014. Pridobljeno: 27. februar 2022. [Na spletu]. Dostopno na: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- [25] IPCC, „AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis“, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Synthesis Report, 2021. Pridobljeno: 27. februar 2022. [Na spletu]. Dostopno na: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- [26] U.S. EPA, „Probability of sea level rise (EPA 230-R- 95-008)“, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning, and Evaluation, Washington, DC, 1995.
- [27] N. C. Davidson in P. R. Evans, „Mortality of Redshanks and Oystercatchers from starvation during severe weather“, *Bird Study*, let. 29, št. 3, str. 183–188, 1982.
- [28] F. S. Chapin, G. R. Shaver, A. E. Giblin, K. J. Nadelhoffer, in J. A. Laundre, „Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate“, *Ecology*, let. 76, št. 3, str. 694–711, 1995.
- [29] C. Zöckler in I. Lysenko, *Water birds on the edge: First circumpolar assessment of climate change impact on arctic breeding water birds*. Cambridge: World Conservation Monitoring Centre, 2000.
- [30] D. Ogrin, *Modern climate change in Slovenia. Slovenia: a geographical overview*. Ljubljana: Zveza geografov Slovenije, Založba ŽRC, 2004.
- [31] Krajinski park Sečoveljske soline, „Zgodovina: prostor, ki ga je ustvarila reka“, 2015. <https://www.kpss.si/si/zgodovina> (pridobljeno 9. januar 2015).
- [32] Geodetska uprava Republike Slovenije, „Ortofoto“, 2017. <https://www.e-prostor.gov.si/zbirke-prostorskih-podatkov/topografski-in-kartografski-podatki/ortofoto/> (pridobljeno 1. februar 2022).
- [33] Evropska komisija, Generalni direktorat za okolje, „Interpretation manual of European Union habitats“, 2007. Pridobljeno: 20. december 2011. [Na spletu]. Dostopno na: https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- [34] P. Devillers in J. Devillers-Terschuren, „A classification of Palearctic habitats. Council of Europe, Strasbourg“, *Nature and environment*, št. 78, 1996.
- [35] J. Jogan, M. Kaligarič, I. Leskovar, A. Seliškar, in J. Dobravec, *Habitatni tipi Slovenije HTS 2004*. Ljubljana: Ministrstvo za okolje, prostor in energijo, Agencija RS za okolje, 2004.

- [36] C. E. Akumu, S. Pathirana, S. Baban, in D. Bucher, „Examining the potential impacts of sea level rise on coastal wetlands in north-eastern NSW, Australia“, *Journal of Coastal Conservation*, let. 15, št. 1, str. 15–22, 2011.
- [37] J. S. Clough, R. A. Park, in R. Fuller, „SLAMM 6 beta Technical Documentation“. 2010. [Na spletu].
Dostopno na: http://waconservation.org/dl/dl_SLAMM6_Technical_Documentation.pdf
- [38] D. Gesch, „Analysis of lidar elevation data for improved identification and delineation of lands vulnerable to sea-level rise“, *J Coast Res*, št. 53, str. 49–58, 2009.
- [39] R. K. Runting, K. A. Wilson, in J. R. Rhodes, „Does more mean less? The value of information for conservation planning under sea level rise“, *Glob Chang Biol*, let. 19, št. 2, str. 352–363, 2013.
- [40] GURS, „Geodetska Uprava Republike Slovenije, Ljubljana“, 2010.
- [41] J. B. Adams in G. C. Bate, „Ecological implications of tolerance of salinity and inundation by *Spartina maritima*“, *Aquat Bot*, let. 52, št. 3, str. 183–191, 1995.
- [42] B. F. Atwater, S. G. Conrad, J. N. Dowden, C. W. Hedel, R. L. MacDonald, in W. Savage, „History, landforms, and vegetation of the estuary’s tidal marshes“, v *San Francisco bay: the urbanized estuary*, T. J. Conomos, Ur. San Francisco: Assoc Adv Sci, 1979, str. 347–400.
- [43] A. H. Baldwin in I. A. Mendelssohn, „Response of two oligohaline marsh communities to lethal and nonlethal disturbance“, *Oecologia*, let. 116, št. 4, str. 543–555, 1998.
- [44] M. Marani, C. Da Lio, in A. D’Alpaos, „Vegetation engineers marsh morphology through multiple competing stable states“, *PNAS*, let. 110, št. 9, str. 3259–3263, 2013.
- [45] K. L. McKee in I. A. Mendelssohn, „Response of a freshwater marsh plant community to increased salinity and increased water level“, *Aquat Bot*, let. 34, št. 4, str. 301–316, 1989.
- [46] ESRI, *ArcGIS Desktop: Release 9.3*. Redlands, California: Environmental Systems Research Institute, 2010.
- [47] C. J. Bibby, D. Burgess, in D. A. Hill, *Bird Census technique*. London: Academy Press, 1992.
- [48] I. Škornik, *Faunistični in ekološki pregled ptic sečoveljskih solin: Faunistic and ecological survey of birds in the Sečovelje Salina*. Piranske Soline d.o.o., 2012.
- [49] F. Scarton in R. Valle, „The presence of conspicuous associates protects nesting Redshank *Tringa totanus* from aerial predators“, *Ornis Fennica*, let. 76, št. 3, str. 145–148, 1999.
- [50] BirdLife International, „*Charadrius alexandrinus*“, *IUCN Red List of Threatened Species*, 2012.
- [51] BirdLife International, „*Himantopus himantopus*“, *IUCN Red List of Threatened Species*, 2012. www.iucnredlist.org (pridobljeno 2. april 2014).
- [52] BirdLife International, „*Sterna albifrons*“, *IUCN Red List of Threatened Species*, 2012. www.iucnredlist.org (pridobljeno 2. april 2014).
- [53] B. Stopar *idr.*, „Geodetska dela na novi mareografski postaji Koper“, *Geodetski vestnik*, let. 50, št. 4, str. 609–619, 2006.
- [54] S. Savšek-Safić, T. Ambrožič, in D. Kogoj, „Terestrična izmera mikromreže pri vzpostavitvi mareografske postaje Koper“, *Geodetski vestnik*, let. 51, str. 48–58, 2007.
- [55] ARSO, „Kazalci“, 2015. http://kazalci.arso.gov.si/xml_Preglednica?data=graph_Preglednica&graph_id=12120&ind_id=612 (pridobljeno 9. januar 2015).
- [56] B. Ogorelec, M. Mišič, in J. Faganeli, „Marine geology of the Gulf of Trieste (northern Adriatic): Sedimentological aspects“, *Marine Geology*, let. 99, št. 1–2, str. 79–92, jul. 1991, doi: 10.1016/0025-3227(91)90084-H.
- [57] K. Lambeck, F. Antonioli, A. Purcell, in S. Silenzi, „Sea-level change along the Italian coast for the past 10,000yr“, *Quaternary Science Reviews*, let. 23, str. 1567–1598, 2004, doi: 10.1016/j.quascirev.2004.02.009.
- [58] J. A. Church, J. M. Gregory, N. J. White, S. M. Platten, in J. X. Mitrovica, „Understanding and projecting sea level change“, *Oceanography*, let. 24, št. 2, str. 130–143, 2011.
- [59] R Development Core Team, *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Dunaj, Avstrija: R Foundation for Statistical Computing, 2008. [Na spletu]. Dostopno na: <http://www.Rproject.org>

- [60] B. Bayliss *idr.*, *Vulnerability assessment of predicted climate change and sea level rise in the Alligator Rivers Region, Northern Territory Australia*. Canberra: Supervising Scientist Report, 1997.
- [61] J. R. Eastman, *IDRISI Selva*. Worcester: Clark University, 2012.
- [62] GURS, „Geodetska Uprava Republike Slovenije, Ljubljana“, 2013.
- [63] J. Jenness, B. Brost, in P. Beier, *Land Facet corridor Designer*. Arizona Board of Forest Research, 2013. [Na spletu]. Dostopno na: http://www.jennessent.com/downloads/Land_Facet_Tools.pdf
- [64] C. E. Shannon in W. Weaver, *The mathematical theory of communication*. Illinois: University of Illinois Press Champaign, 1963.
- [65] P. S. White in S. T. A. Pickett, „Natural disturbance and patch dynamics: an introduction“, v *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, S. T. A. Pickett in P. S. White, Ur. New York: Academic Press, 1985, str. 3–13.
- [66] G. L. W. Perry, „Landscapes, space and equilibrium: shifting viewpoints“, *Progress in Physical Geography*, let. 26, št. 3, str. 339–359, 2002.
- [67] R. E. Sherman, T. J. Fahey, in J. J. Battles, „Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest“, *Journal of Ecology*, let. 88, št. 1, str. 165–178, 2000.
- [68] A. S. Watt, „Pattern and process in the plant community“, *Journal of ecology*, let. 35, str. 1–22, 1947.
- [69] P. S. White, „Pattern, process, and natural disturbance in vegetation“, *The botanical review*, let. 45, št. 3, str. 229–299, 1979.
- [70] S. Kumar in T. J. Stohlgren, „Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia“, *Journal of Ecology and the Natural Environment*, let. 1, št. 4, str. 94–98, 2009.
- [71] F. Sangermano in R. Eastman, *Re-defining species range polygons using a GIS*. Graduate School of Geography, Clark Labs, Clark University, 2012. [Na spletu]. Dostopno na: <http://www.mapealo.com/Costaricageodigital/Documents/alfabetizacion/2-046-Eastman-Sangermano.pdf>
- [72] Princeton University, „Maxent (angl. Maximum Entropy Model): version 3.3.3“, *Department of Computer Science at Princeton University*, 2014. <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent> (pridobljeno 10. oktober 2014).
- [73] S. J. Phillips, R. P. Anderson, in R. E. Schapire, „Maximum entropy modeling of species geographic distributions“, *Ecol. Modell.*, let. 190, št. 3–4, str. 231–259, 2006.
- [74] S. J. Phillips *idr.*, „Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data“, *Ecol. Appl.*, let. 19, št. 1, str. 181–197, 2009.
- [75] H. Slater in E. Michael, „Predicting the current and future potential distributions of lymphatic filariasis in Africa using maximum entropy ecological niche modelling“, *PLoS one*, let. 7, št. 2, str. e32202, 2012, doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032202>.
- [76] L. H. Thorne *idr.*, „Predictive modeling of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat in the main Hawaiian Islands“, let. 7, št. 8, str. e43167, 2012, doi: [10.1371/journal.pone.0043167](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043167).
- [77] J. Elith *idr.*, „Novel methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data“, *Ecography*, let. 29, št. 2, str. 129–151, 2006.
- [78] J. C. Nabout *idr.*, „Combining multiple models to predict the geographical distribution of the Baru tree (*Dipteryx alata* Vogel) in the Brazilian Cerrado“, *Braz. J. Biol.*, let. 70, št. 4, str. 911–919, 2010.
- [79] J. M. Lobo, A. Jiménez-Valverde, in R. Real, „AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models“, *Global ecology and Biogeography*, let. 17, št. 2, str. 145–151, 2008.
- [80] A. H. Fielding in J. F. Bell, „A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models“, *Environ Conserv.*, let. 24, št. 1, str. 38–49, 1997.
- [81] M. Luoto, J. Pöyry, R. K. Heikkinen, in K. Saarinen, „Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species“, *Global Ecology and biogeography*, let. 14, št. 6, str. 575–584, 2005.

- [82] D. W. Hosmer Jr in S. Lemeshow, *Applied logistic regression*. New York: John Wiley & Sons, 1989.
- [83] R. G. Pontius in B. Parmentier, „Recommendations for using the relative operating characteristic (ROC)“, *Landscape Ecology*, let. 29, št. 3, str. 367–382, 2014, doi: 10.1007/s10980-013-9984-8.
- [84] D. Ivajnsič in M. Kaligarič, „How to preserve coastal wetlands, threatened by climate change-driven rises in sea level“, *Environmental management*, let. 54, št. 4, str. 671–684, 2014, doi: 10.1007/s00267-014-0244-8.
- [85] V. Devictor *idr.*, „Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale“, *Nature climate change*, let. 2, št. 2, str. 121–124, 2012.
- [86] A. Johnston *idr.*, „Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas“, *Nature Climate Change*, let. 3, št. 12, str. 1055–1061, 2013, doi: 10.1038/NCLIMATE2035.
- [87] F. Jiguet, V. Devictor, R. Ottvall, C. Van Turnhout, H. Van der Jeugd, in Å. Lindström, „Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges“, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, let. 277, št. 1700, str. 3601–3608, 2010, doi: 10.1098/rspb.2010.0796.
- [88] R. D. Gregory *idr.*, „An indicator of the impact of climatic change on European bird populations“, *PLoS one*, let. 4, št. 3, str. e4678, 2009, doi: 10.1371/journal.pone.0004678.
- [89] H. A. Gleason, „The individualistic concept of the plant association“, *Bulletin of the Torrey botanical club*, let. 53, št. 1, str. 7–26, 1926.
- [90] Faunmap Working Group, „Spatial response of mammals to Late Quaternary environmental fluctuations“, *Science*, št. 272, str. 1601–1606, 1996.
- [91] R. W. Graham, „Diversity and community structure of the late Pleistocene mammal fauna of North America“, *Acta Zoologica Fennica*, let. 170, str. 181–192, 1985.
- [92] R. W. Graham, „Response of mammalian communities to environmental changes during the late Quaternary“, v *Community Ecology*, J. Diamond in T. J. Case, Ur. New York: Harper and Row Publishers, 1985, str. 300–313.
- [93] D. Jablonski in J. J. Sepkoski Jr, „Paleobiology, community ecology, and scales of ecological pattern“, *Ecology*, let. 77, št. 5, str. 1367–1378, 1996.
- [94] J. W. Williams in S. T. Jackson, „Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises“, *Frontiers in Ecology and the Environment*, let. 5, št. 9, str. 475–482, 2007.
- [95] J. W. Williams, B. N. Shuman, in T. Webb, „Dissimilarity analyses of late-Quaternary vegetation and climate in eastern North America“, *Ecology*, let. 82, št. 12, str. 3346–3362, 2001.
- [96] F. E. Clements, „The development and structure of vegetation. Botanical Seminar VII. Studies in the Vegetation of the State III“, Lincoln, Nebraska, 1904.
- [97] J. R. Stewart, „The progressive effect of the individualistic response of species to Quaternary climate change: an analysis of British mammalian faunas“, *Quaternary Science Reviews*, let. 27, str. 2499–2508, 2009.
- [98] K. Garcia, R. Lasco, A. Ines, B. Lyon, in F. Pulhin, „Predicting geographic distribution and habitat suitability due to climate change of selected threatened forest tree species in the Philippines“, *Applied Geography*, let. 44, str. 12–22, 2013.
- [99] E. Martinez-Meyer, „Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species’ potential distributions“, *Biodiversity Informatics*, let. 2, str. 42–45, 2005.
- [100] M. B. Araujo in A. Guisan, „Five (or so) challenges for species distribution modelling“, *Journal of biogeography*, let. 33, št. 10, str. 1677–1688, 2006.
- [101] Y. Trisurat, R. P. Shrestha, in R. Kjelgren, „Plant species vulnerability to climate change in Peninsular Thailand“, *Applied Geography*, let. 31, št. 3, str. 1106–1114, 2011.
- [102] A. Guisan in W. Thuiller, „Predicting species distribution: offering more than simple habitat models“, *Ecology letters*, let. 8, št. 9, str. 993–1009, 2005, doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.
- [103] A. Guisan in N. E. Zimmermann, „Predictive habitat distribution models in ecology“, *Ecological modelling*, let. 135, št. 2–3, str. 147–186, 2000.
- [104] A. C. Yost, S. L. Petersen, M. Gregg, in R. Miller, „Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term

- dataset from Southern Oregon“, *Ecological Informatics*, let. 3, št. 6, str. 375–386, 2008, doi: 10.1016/j.ecoinf.2008.08.004.
- [105] R. P. Anderson, D. Lew, in A. T. Peterson, „Evaluating predictive models of species’ distributions: criteria for selecting optimal models“, *Ecological modelling*, let. 162, št. 3, str. 211–232, 2003.
- [106] R. P. Anderson in E. Martinez-Meyer, „Modeling species’ geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador“, *Biological conservation*, let. 116, št. 2, str. 167–179, 2004.
- [107] C. J. Raxworthy *idr.*, „Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar“, *Nature*, let. 426, str. 837–841, 2003.
- [108] P. A. Hernandez, C. H. Graham, L. L. Master, in D. L. Albert, „The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods“, *Ecography*, let. 29, št. 5, str. 773–785, 2006.
- [109] P. Segurado in M. B. Araujo, „An evaluation of methods for modelling species distributions“, *J Biogeogr*, let. 31, št. 10, str. 1555–1568, 2004.
- [110] A. Tsoar, O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem, in R. Kadmon, „A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution“, *Divers Distrib.*, let. 13, št. 4, str. 397–405, 2007, doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00346.x.
- [111] P. A. Hernandez *idr.*, „Predicting species distributions in poorly-studied landscapes“, *Biodiversity Conserv*, let. 17, št. 6, str. 1353–1366, 2008.
- [112] S. J. Phillips in M. Dudík, „Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation“, *Ecography*, let. 31, št. 2, str. 161–175, 2008.
- [113] J. Buse, B. Schröder, in T. Assmann, „Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle—a case study for saproxylic insect conservation“, *Biol Cons*, let. 137, št. 3, str. 372–381, 2007, doi: 10.1016/j.biocon.2007.02.025.
- [114] C. H. Graham, S. Ferrier, F. Huetteman, C. Moritz, in A. T. Peterson, „New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis“, *Trends Ecol Evol*, let. 19, št. 9, str. 497–503, 2004.
- [115] F. Scarton, „Long term decline of a Common Tern (*Sterna hirundo*) population nesting in salt marshes in Venice lagoon, Italy“, *Wetlands*, let. 30, št. 6, str. 1153–1159, 2010.
- [116] M. Ferla, M. Cordella, L. Michielli, in A. Rusconi, „Long-term variations on sea level and tidal regime in the lagoon of Venice“, *Estuar Coast Shelf Sci*, let. 75, št. 1–2, str. 214–222, 2007.
- [117] I. Škornik, „Navadna čigra *Sterna hirundo* gnezdi v Sečoveljskih solinah“, *Acrocephalus*, let. 4, št. 16, str. 32–33, 1983.
- [118] I. Škornik, T. Makovec, in L. Lipej, *Sečovelje salina-an ornithological assessment of a Slovene coastal wetland*. 1995.
- [119] C. Safina, D. Witting, in K. Smith, „Viability of salt marshes as nesting habitat for common terns in New York“, *The Condor*, let. 91, št. 3, str. 571–584, 1989.
- [120] I. Škornik, „Mala čigra *Sterna albifrons* gnezdi v Sečoveljskih solinah“, *Acrocephalus*, let. 6, št. 26, str. 55–56, 1985.
- [121] S. Cramp in K. E. L. Simmons, *The birds of the Western Palearctic*, vol. 3. Oxford: Oxford University Press, 1983.
- [122] R. Schulz in M. Stock, „Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy“, *Wader Study Group Bulletin*, let. 68, str. 83–91.
- [123] J. J. Cuervo, „Nest-site selection and characteristics in a mixed-species colony of Avocets *Recurvirostra avosetta* and Black-winged Stilts *Himantopus himantopus*“, *Bird Study*, let. 51, št. 1, str. 20–24, 2004.
- [124] Danijel, Ivajnsič. 2015. „*Prostorsko-časovne premene habitatov obmorskih mokerišč kot posledica primarne sukcesije in dvigovanja morske gladine*“. Doktorska dizertacija, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Maribor, Slovenija

