

eman ta zabal zazu



Universidad
del País Vasco

Euskal Herriko
Unibertsitatea

Espezie oportunisten ekologia trofikoa mundu aldakor
batean: euskal kostaldean kaio hankahoriek
Larus michahellis egiten duten giza jatorriko
baliabideen ustiapena

Nere Zorrozua Gamboa

Doktorego-tesia

2020



Espezie oportunisten ekologia trofikoa mundu aldakor
batean: euskal kostaldean kaio hankahoriek *Larus michahellis*
egiten duten giza jatorriko baliabideen ustiapena

Trophic ecology of opportunistic species in a changing world:
Exploitation of human origin resources by Yellow-legged Gull
Larus michahellis in the Basque coast

Nere Zorrozua Gamboa

Doktorego-tesia

2020

Zuzendaria: Dr. Juan Arizaga

Kaioaren begiak begiratu nituen,
arratsalde brumatsu, hits hartan,
begi biribil haietan erantzun bat
aurkitu nahian.

Amaia Lasa

ESKER ONAK

Ezingo nuke doktoretza tesi hau aurkeztu prozesu osoan zehar era batera edo bestera lagundu didan jende guztiari eskerrak eman gabe.

Lehenik eta behin eskerrak eman nahi nizkioke Juani, nire zuzendariari. Izan ere, tesi hau ezin izango nuen inoiz burutu bere zuzendaritzapean egon izan ez banintz. Beti langilea, pazientzia handiarekin gauzak irakatsi eta laguntzeko jarrera paregabea izan du, baita lasaitzeko gaitasunagatik ere, beharrezkoa zen momentuetan.

Eskerrak eman nahi dizkiet, halaber, Aranzadiko Ornitologia Saileko gainerako kideei, Nereari, Sergiori, Maiteri, Ariñeri, Agurtzaneri eta Javiri, tesiari buruzko kezak eta zalantzak haiekin partekatzeak gauzak errazten dituelako eta beti animatzeko prest egon direlako. Baita Aranzadiko beste eraztunle askori ere, eraztunketa eta hegaztien munduan lagundu eta erakutsi didaten guztiagatik eta baita haiei esker pasa ditudan momentu onengatik.

Landa lanarekin lagundu izan didaten guztiei, eskerrik asko. Bereziki Asier, Aitor, Alexandra, Jon eta Gipuzkoako Basozain askori ere, laginketa batzuk egitea ez zelako posible izango haien laguntzarik gabe.

Mila esker Carola eta Lluisi, isotopo egonkorren erabilerari buruz erakutsi didaten guztiagatik eta laguntzeko beti erakutsi izan duten prestutasunagatik. Iker, Emilie eta Mathilderi, merkurioaren analisisetan laguntzeagatik. Maite, Igor eta Joseani, itsasontzien mugimenduak aztertzen laguntzeagatik.

Eskerrak eman nahi nizkioke Aitorri, doktoretza tesian nire tutorea izan denari. Lan honekin hasi aurretik dagoeneko asko lagundu zidan doktoretza tesia egin ahal izateko lehen pausuak ematen. Izan ere, beti laguntzeko prestutasuna erakusten duen pertsona horietako bat da.

Esker mila nire lagunei, Algortako koadrilakoei, Bakioko lagunei, azken urteetan gutxi ikusi baditut ere beti energiaz betetzen didalako haiekin egoteak. Askotan horrelako momentuak

behar direlako zoriontsuak izan eta gero lana ondo egiteko. Marari, oso ondo ulertu izan didalako eta momentu oro zer esan jakin izan duelako. Gainera, Donostian sostengu handia izan da niretzat.

Eskerrak eman nahi dizkiot nire familiari, aita, ama eta Ane, nire ahizpari, haien laguntzak eta babesak beti indarrak ematen dizkidalako. Beti nigan sinistu dutelako, askotan nik baino gehiago, eta, nahiz eta orain pixka bat urrunago bizi garen elkarrengandik, beti hurbil sentitzen ditudalako. Eskerrik asko nire gainontzeko familiari ere, lehengusu-lehengusinak eta izeko-osabak, beti plazer bat delako haiekin bazkariak eta denbora partekatzea.

Azkenik, eskerrak eman nahi dizkiot Beñati, beti dagoelako hor ni laguntzeko, eta hala egon delako doktoretza tesiaren prozesu osoan zehar. Tesiko laginketekin beti izan dut alboan lanerako prest, baita iritzia emateko edo edozein testu irakurtzeko ere. Baina, batez ere, beti egon izan da ondoan ni animatzeko, etsita egon naizen momentuetan altxatzeko edo, besterik gabe, laguntzeko, alaitzeko, maitatzeko.

LABURPENA

Ekologia trofikoari buruzko azterketek espezieek elikadura-iturri jakinekiko duten menpekotasuna zehazten laguntzen dute. Horrek aukera ematen du espezie jeneralistek baliabide berrietara egokitzeko duten gaitasuna kuantifikatzeko, ingurumen-aldaketek elikagaien eskuragarritasunari eragiten diotenean. Gaur egun, Europako politiken helburua da giza jatorriko elikagai iturrien eskuragarritasuna murriztea, hala nola arrantza-bazterkinak edo aire zabaleko zabortegeak. Horrek egoera berri bat irekitzen du baliabide horiek ustiatzeko gai diren animalia-espezieetan aldaketa horiek duten eragina aztertzeko.

Kaio hankahoria (*Larus michahellis*) espezie oportunistak bat da eta baliabide-sorta zabal batez elikatzen da, giza jatorriko elikagaiak barne. Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdeko populazio ugaltzaileak etekina ateratzen die baliabide horiei. Gainera, populazio hau bertan bizi da urte osoan zehar eta, beraz, inguruko elikagai iturriak ustiatzen ditu, garaia edozein dela ere. Honek aukera paregabea ematen du eskualdeko zenbait zabortegearen itxierak (EBko politikak sustatua) ekologia trofikoan duen eragina ebaluatzeko. Isotopo egonkor eta *mixing* ereduetan oinarrituta, jatorria zabortegeetan duten baliabideen kontsumoan jaitsiera esanguratsua aurkitu genuen hondakindegien itxieraren ondoren, eta jaitsiera hau lurreko harrapakin gehiago janez konpentsatu zen. Elkarrengandik hurbil dauden kolonia batzuen artean ere ezberdintasun trofiko handiak hauteman genituen. Ezberdintasun hauen zati bat giza jatorriko elikagai iturri jakinen (zabortegeak eta arrantza-portuak) hurbiltasunak azaltzen zuen. Zehazki, gertuen dagoen arrantza-portuaren distantziak eragin handiagoa izan zuen hurbilen zegoen zabortegeirainoko distantziak baino, eta ereduak iradoki zuten portuetatik hurbil zeuden kaioek leku hauetan elikatzetik etekin handiagoa aterako zutela. Gainera, zabortegeen eraginak distantzia handiagoetan hauteman ziren, seguruenik leku hauetako elikagai eskuragarritasuna gehiago aurreikusi daitekeelako. Dena den, bi toki horietara dagoen distantziaren menpeko efektuak ugalketa garaian ikusi ziren, eta eragin horiek ahuldu egingo lirateke garai hori amaitzean eta kaio helduak koloniarekin hain lotuta ez daudenean.

Beraz, kudeaketaren ikuspuntutik, EBk aire zabaleko zabortegeak ixteko dituen politikak ondorio garrantzitsuak izango lituzkete kaio hankahoriaren ekologia trofikoan eta

demografian. Populazioen epe luzeko bideragarritasunari begira, hurrengo urteetan populazioaren egokitze demografikoa gertatzea espero da, kaio hauek baliabide alternatibo nahikorik aurkitzeko gai ez badira. EBk sustatutako arrantza-bazterkinen debekuaren eragina aurreikustea zailagoa da; izan ere, badirudi kaioek kontsumitzen duten itsasoko harrapakin gehiena ez dutela itsaso zabaleko arrantza-jarduerari esker eskuratzen, baizik eta aktiboki arrantzatuta edo arrantza-portuetan zuzenean hartutako bazterkinetatik eta arrantza-hondakinetatik.

Gainera, ekologia trofikoak hegaztien kalitate indibidualean ondorioak dituela ikusi genuen. Itsasoko harrapakin gehiagoz elikatzen ziren kaioek mokoan orban gorri txikiagoa erakutsi zuten, eta horrek ugalketa-arrakasta txikiagoa ekarriko luke. Horrez gain, hegazti horiek Hg (eta bere forma toxikoa, metilmerkurioa) kontzentrazio handiagoa zuten. Aurretik eginiko lan batzuetan, itsas-harrapakin gehiagoz elikatzea ugalketa emaitza eta txiten hazkuntza-tasa hobeeekin erlazionatu izan da. Dena den, gure emaitzen arabera, baliteke itsasoko harrapakinak ez izatea uste zen bezain onuragarriak, behintzat aipatutako alderdi horiei dagokienez. Lan honetan, Hg esposizio handia hauteman zen Bizkaiko Golkoan eta kaio hankahoria Hg-arentzako biomonitorre egokia dela proposatzen dugu, Merkurioari buruzko Minamatako Hitzarmena beteko lukeena.

Ikertu genuen beste alderdi bat, ekologia trofikoari eragiten diona, ugalketa garaian baldintza meteorologiko makurrak agertzea izan zen. Ikusi genuenez, egun oso euritsu eta/edo haizetsuetan, GPS gailu bat zeramaten kaio hankahori helduak ez ziren gai izan haien erabilera eremuan (*home range area*) eskuragarri egon daitezkeen elikadura-baliabide guztiak ustiatzeko, eta horrek ondorioak izango lituzke txiten hornikuntzan. Klima-aldaketak ondorio negatiboak izan ditzake kaio hankahoriaren ugalketan; izan ere, badirudi ugalketa garaian egun euritsu eta/edo haizetsu gehiago izatea eragingo duela.

Azkenik, espezie honen malgutasuna eta elikagaien eskuragarritasunean eta kliman gertatzen diren aldaketei aurre egiteko gaitasuna funtsezkoak izango dira zehazteko zein izango diren azken ondorioak aztertutako kaio hankahoriaren populazioaren espazio-erabileran eta populazio-dinamikan.

AURKIBIDEA

| | |
|--|-----------|
| ESKER ONAK | 4 |
| LABURPENA | 6 |
| 1. SARRERA ETA HELBURUAK | 11 |
| 1.1. TESTUINGURU OROKORRA: JATORRI ARTIFIZIALEKO ELIKADURA- ITURRIAK ETA ANIMALIA- POPULAZIOAK..... | 11 |
| 1.2. KAIO HANKAHORIA, ESPEZIE JENERALISTA ETA OPORTUNISTA..... | 12 |
| 1.3. BALIABIDEEN BANAKETA TENPORALA..... | 13 |
| 1.4. BALIABIDEEN BANAKETA ESPAZIALA..... | 14 |
| 1.5. DIETAREN ERAGINAK INDIBIDUOENGAN..... | 16 |
| 1.6. PARAMETRO METEOROLOGIKOEN ERAGINAK | 18 |
| 1.7. HELBURUAK..... | 19 |
| 2. IKERKETA-EREMUA ETA METODOAK | 21 |
| 2.1. IKERKETA-EREMUA..... | 21 |
| 2.2. EKOLOGIA TROFIKOA AZTERTZEKO ERABILITAKO METODOLOGIA..... | 22 |
| 3. EMAITZA OROKORRAK ETA EZTABAIDA | 26 |
| 4. ETORKIZUNEKO IKERKETAK | 32 |
| 5. ONDORIOAK..... | 34 |
| 6. BIBLIOGRAFIA | 36 |
| 7. <i>Kaio hankahori ugaltzaileek lurreko harrapakinaren kontsumoa handitu dute zabortearen itxieraren ondoren</i> | <i>45</i> |
| LABURPENA | 46 |
| SARRERA..... | 47 |
| METODOAK..... | 50 |
| EMAITZAK..... | 55 |
| EZTABAIDA..... | 59 |
| ESKER ONAK..... | 65 |
| BIBLIOGRAFIA | 65 |
| INFORMAZIO OSAGARRIA | 72 |
| 8. <i>Itsas hegazti espezie oportunistaren baten ekologia trofikoan elikagai-iturri ezberdinetara dagoen distantziak duen eragina.....</i> | <i>74</i> |
| LABURPENA | 75 |
| SARRERA..... | 76 |
| MATERIAL ETA METODOAK..... | 78 |
| EMAITZAK..... | 83 |

| | |
|--|------------|
| EZTABAIDA..... | 88 |
| ESKER ONAK..... | 92 |
| BIBLIOGRAFIA | 93 |
| INFORMAZIO OSAGARRIA | 99 |
| <i>9. Kaio hankahori helduetan karbonoaren ($\delta^{13}\text{C}$) markatzaile isotopikoaren balioak korrelazionaturik daude karotenoideetan oinarritzen den mokoaren kolorazioarekin</i> | <i>101</i> |
| LABURPENA | 102 |
| SARRERA..... | 103 |
| MATERIAL ETA METODOAK..... | 107 |
| EMAITZAK..... | 111 |
| EZTABAIDA..... | 113 |
| ESKER ONAK..... | 117 |
| BIBLIOGRAFIA | 117 |
| INFORMAZIO OSAGARRIA | 125 |
| <i>10. Bizkaiko Golkoko itsas hegazti oportunistaren baten ekologia trofikoa eta Hg espezieen kutsadura erlazioz</i> | <i>126</i> |
| LABURPENA | 127 |
| SARRERA..... | 127 |
| MATERIAL ETA METODOAK..... | 130 |
| EMAITZAK..... | 134 |
| EZTABAIDA..... | 137 |
| ESKER ONAK..... | 142 |
| BIBLIOGRAFIA | 142 |
| <i>11. Could the European discard ban affect gull species? Lessons from birds foraging in contrasting environments</i> | <i>151</i> |
| ABSTRACT..... | 152 |
| INTRODUCTION..... | 152 |
| MATERIAL AND METHODS | 155 |
| RESULTS..... | 160 |
| DISCUSSION | 165 |
| ACKNOWLEDGEMENTS | 168 |
| REFERENCES..... | 168 |
| SUPPORTING INFORMATION..... | 175 |
| <i>12. Eguraldi txarrak kaio oportunistaren baten espazio-erabilera murrizten du.....</i> | <i>180</i> |
| LABURPENA | 181 |
| SARRERA..... | 181 |

| | |
|----------------------------|-----|
| MATERIAL ETA METODOAK..... | 184 |
| EMAITZAK..... | 187 |
| EZTABAIDA..... | 190 |
| ESKER ONAK..... | 192 |
| BIBLIOGRAFIA | 192 |
| INFORMAZIO OSAGARRIA | 196 |

1. SARRERA ETA HELBURUAK

1.1. TESTUINGURU OROKORRA: JATORRI ARTIFIZIALEKO ELIKADURA-ITURRIAK ETA ANIMALIA-POPULAZIOAK

Gizakiak sorturiko aldaketek eragin handia dute espezieen portaeran, demografian eta espazioaren erabileran (Oro *et al.* 2013). Giza jarduerak eragindako aldaketa nagusietako bat elikadura-iturri artifizialak sortzea da. Ingurumenean pilatzen diren soberakin organikoak sortzen dituzte, eta hauek, eskuragarri geratzen dira horiek ustiatzeko gai diren animalia-espezieentzat. Hainbat espezie "irabazle" baliabide ugari ustiatzeko gai diren espezie oportunistak dira, eta asko dira elikadura-iturri antropogenikoak ustiatzeaz baliatu direnak, besteak beste arrantza-bazterkinak eta zabortegetako hondakin organikoak (Oro *et al.* 1996, Ramos *et al.* 2009, Bicknell *et al.* 2013, Oro *et al.* 2013). Elikadura-iturri horien kontsumoak ondorio garrantzitsuak ditu hainbat mailatan, hala nola indibiduoetan, populazioetan, espezieetan, komunitateetan eta ekosistemetan (Oro *et al.* 2013, Plaza & Lambertucci 2018). Baliabide horiekiko mendekotasuna ulertzea funtsezkoa da giza jarduerak biodibertsitatean eta ekosistemetan duen eragina zehazteko, baita faunarentzat eskuragarri dauden giza jatorriko elikadura-baliabideen kudeaketa birpentsatzeko ere.

Gizakiek eragindako eraldaketek modu ezberdinean eragin dezakete hegaztien portaeran, espeziearen arabera. Espezie batzuk, gehienetan estrategia trofiko espezializatuak dituztenak, ez dira gai aldaketa larriei aurre egiteko eta, askotan, giza jarduerak eragindako habitat-aldaketak handiegiak dira haientzako. Ondorioz, espezie talde honek sarritan kontserbazio arazoak izaten ditu. Espezializazio ekologiko handiagoa duten hegazti-espezieek joera negatiboagoak dituztela ikusi izan da (Morelli *et al.* 2020). Aitzitik, beste espezie batzuk,

"irabazle" deiturikoek, malgutasun handiagoa dute, gizakiak sortutako baldintza berriez baliatzeko aukera ematen diena.

1.2. KAIO HANKAHORIA, ESPEZIE JENERALISTA ETA OPORTUNISTA

Kaio hankahoria *Larus michahellis* Paleartikoko hego-mendebaldeko kaio arruntenetako bat da, eta Europako hegoaldean, Afrikako iparraldean eta Makaronesian agertzen da (Olsen & Larson 2004). Burua zuria duen kaio handi bat da, lau urte behar dituena sexu-heldutasunera iristeko (Olsen & Larson 2004, baina ikusi Arizaga *et al.* 2019) eta bi sexuek karotenoideetan oinarritutako kolorazio bizia edukitzen dute lumarik gabeko gorputz-ataletan (hankak, begiko eraztuna eta mokoak). Kolorea are biziagoa izaten da ugalketa garaian (Cramp & Simmons 1983). 1980 eta 2000 hamarkaden artean populazio orokorra nabarmen hazi zen (Olsen & Larson 2004). Euskal kostaldean, Iberiar penintsularen iparraldean, ugaltzen den populazioak joera orokorra jarraitu zuen eta %150 inguru hazi zen denboraldi berean (Arizaga *et al.* 2009). Euskal kostaldeko populazioa zenbait koloniatan banatuta dago (25-30 kolonia, tamaina desberdinetakoak), uharte txikietan edo itsaslabarretan kokatuta daudenak.

Kaio hankahoria espezie oportunistak bat da, eta askotan dokumentatu izan da elikadura-iturri antropogenikoak ustiatzen dituela, hala nola zaborteziak, arrantza-bazterkinak eta arrantza-hondakinak (Duhem *et al.* 2005, Neves *et al.* 2006, Moreno *et al.* 2010, baina ikusi ere Ramos *et al.* 2009). Era berean, euskal kostaldeko kaio hankahori populazioak bere elikagaien %40 inguru zaborteziatan lortzen zuen (Arizaga *et al.* 2013a). Dena den, Europar Batasunak aire zabaleko zaborteziak ixteko politikak onartu zituen (European Union 1999), eta 2008an tokiko administrazioak leku hauek ixten edo kaioak haietara ez sartzeko teknikak erabiltzen hasi ziren. Honi gehitzen badiogu populazio hau urte osoan zehar bertan egoten dela (Arizaga *et al.* 2013b) eta, beraz, urte-sasoia edozein dela ere inguruko baliabideetan oinarritzen duela bere elikadura, aukera esperimantal paregabea sortzen da espeziearen ekologia trofikoarekin lotutako zenbait alderditan elikagai eskuragarritasunean izandako aldaketan ondorioak aztertzeko. Gainera, baliabide-sorta zabal batez elikatzen den espeziea da, hala nola zaborteziak eta arrantza-bazterkinak. Horregatik,

bere ekologia trofiko beste alderdi biologiko batzuekin lotzeko, esaterako kalitate indibiduala (seinale fisiko indibidualak edo kutsatzaileak), eredu egokia izan daiteke, dietak eragina izan baitezake indibiduoaren baldintza/kalitatearen zenbait alderditan. Ezaugarri horiek harrapakin jakinen kontsumoarekin erlazionatzeak indibiduoaren eta, beraz, populazioaren, parametroetarako elikadura-baliabide batzuen garrantzia eta ondorioak hobeto ulertzen lagunduko du. Azkenik, banakako mugimenduei esker, espezie honen habitataren erabilera hobeto ulertu ahalko dugu, baita itsasontziekin duen harremana edo hainbat faktoreren menpeko aldakortasuna ere, hala nola garaia (ugalketa garaia/ ugalketa garaitik kanpo) edo parametro meteorologikoak.

1.3. BALIABIDEEN BANAKETA TENPORALA

Giza jatorriko elikadura-iturriek eskaintzen duten janari eskuragarritasuna denboran aurreikusi daitekeen arren, politika ezberdinak egin eta baliabide horien kudeaketa oso azkar alda daiteke. Horrek ondorio potentzial izugarriak izan ditzake bere menpekoak diren populazioetan. Adibidez, Europar Batasunak aire zabaleko zabortegeak ixteko politikak sustatu ditu azken urteetan/hamarkadetan (European Union 1999); honek elikagai eskuragarritasunean murrizketa bat suposatzen du leku hauetan elikatzen diren zenbait espezie/populazientzat, itsas hegazti oportunistentzat esaterako. Hain zuzen ere, kaio populazio batzuen dietan aldaketak ikusi izan dira zabortegeak itxi ondoren, bazka-lekuak jada eskuragarri ez zeudelako (Payo-Payo *et al.* 2015). Bestalde, zabortegetako elikagaiak murriztea eragiten duten Europako politikez gain, arrantza-bazterkinak gutxitzea edo debekatzea helburu duten politikak europarrak gehitu behar dira (European Union 2013). Hala, leku horiek erabiltzen dituzten itsas hegazti espezieak/populazioak elikagaien gero eta murrizketa handiagoa duen agertoki batera bultzatzen dira (Sherley *et al.* 2019). Gainera, elikagaien kantitatea eta banaketa aldatu egin daiteke urtean zehar, jarduera antropogenikoak eraginda (Ramos *et al.* 2011, Oro *et al.* 1996) edo berez, modu naturalean (Beeston *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005, Martins *et al.* 2013). Populazio-taldearen artean ere egon daitezke desberdintasunak baliabideen ustiapenean, hala nola karioen dietan ikusi izan

direnak sexuen artean (Pons 1994, Washburn *et al.* 2013) edo adin-klaseen artean (Moreno *et al.* 2010, Alonso *et al.* 2015).

Beste eskualde batzuetan bezala, tokiko administrazioek aire zabaleko zabortegei batzuk itxi dituzte, eta honek euskal kostaldeko kaio-populazioei eragin diezaieke. Kaio hauek aldatu al dute beren dieta zabortegien itxieraren ondoren? Nola eragiten dio itxierak populazioari? Eraginak indibiduoaren adina edo sexua bezalako faktoreen arabera al dira? Badute eraginik umatze-koloniak edo urte-sasoiak ekologia trofikoan? 7. atalean, gure hipotesia da kaioek haien dietaren osaera aldatu egin dutela zabortegiak itxi ondoren, eta egiten duten harrapakinaren kontsumoa egungo elikagai eskuragarritasunari egokitu zaiola. Gainera, ez dugu espero txita eta helduen dietaren artean ezberdintasunik ikustea, aurretik populazio honekin eginiko lanek ez baitzuten halako alderik hauteman (Arizaga *et al.* 2013a).

1.4. BALIABIDEEN BANAKETA ESPAZIALA

Faunak ustiatu ditzakeen baliabide antropogenikoak mundu osoan zehar orokorki banatuta daude, baina, hala ere, banaketa espazial heterogeneoa erakusten dute; ondorioz, populazio basatietan duten eragina espazialki egituratuta dago. Aski kontu ezaguna da giza jatorriko elikadura-baliabideen kokapenak eta hauen eskuragarritasuna aurreikusteko aukerak inguruan geratzeko estrategiak bultzatu edo sakabanaketa distantziak murrizten dituela (Arizaga *et al.* 2013b, Gilbert *et al.* 2016). Hala, populazio batzuek mendekotasun handia garatzen dute giza jatorriko elikadura-baliabideekiko. Gainera, elikagai-iturri horietan bazkatzeko aukera onuragarria izan da populazio horientzat, biziraupen edo ugalketa-parametroak hobetuz haien populazioak hazi egin baitira (Rock *et al.* 2005, Duhem *et al.* 2008, Weiser & Powell 2010). Aldaketa demografiko horiek, batez ere hirietan edo hauetatik hurbil gertatzen direnean, eragozpenak eragin ditzakete eta ondorioak izan arlo ekonomikoan, sozialean, segurtasunean edo osasunean (Hatch 1996, Calladine *et al.* 2006, Araújo *et al.* 2014, DeVault *et al.* 2018). Bestalde, kalteak espezie basatiek edo ekosistema naturalek ere jasan ditzakete, hala nola aldaketak harrapari-harrapakin harremanetan (espezie

mehatxatuengan ondorioak izanik), landare-egituran edo lurzorua ren propietateetan (Vidal *et al.* 2000, García *et al.* 2002, Oro *et al.* 2005).

Saiak, zikoinak edo kaioak batzuetan zabortegietan elikatzen direla ondo dokumentatuta dago (Auman *et al.* 2008, Ciach & Kruszyk 2010, Plaza & Lambertucci 2018). Kaio hankahoriaren kasuan, zabortegien erabilera nabarmen aldatzen da populazioen artean, %0tik (adib. kostatik urrun dauden uharteetan; Ramos *et al.* 2009) %80 baino gehiagora (adib. janari eskuragarritasun handia duten zabortegietatik gertu dauden kolonietan; Duhem *et al.* 2005).

Itsas inguruneari dagokionez, zabortegien erabilerarekin gertatzen den bezala, arrantza-bazterkinen kontsumoa asko aldatu daiteke kaio hankahori populazioen artean (Oro *et al.* 1995, Arizaga *et al.* 2013a). Hala ere, zenbait itsas hegazti populazioen dietan itsasoko harrapakinaren proportzioa ezagutu arren (Ramos *et al.* 2009, Moreno *et al.* 2010, Arizaga *et al.* 2013a), oraindik ez dakigu zenbateraino duen jatorri antropogenikoa, ez eta harrapakinak arrantza-baztekinetatik eskuratzen dituzten ere, bai itsaso zabalean untziak jarraituz (Arcos *et al.* 2001, Bodey *et al.* 2014), bai portuetan (kasu honetan arrantza-hondakin gisa ere).

Baliabide antropogenikoek haien inguruan bizi diren hegazti populazioetan duten eragin espaziala oraindik oso gutxi ezagutzen da. Zenbat eta hurbilago egon populazio bat baliabide antropogeniko batetik, orduan eta eragin handiagoa izango du dietan eta populazio horren bizi-historiaren beste alderdi batzuetan; baina, zer distantziatar hasten dira elikadura-iturri horiek populazioengan duten eragina galtzen? Zenbateraino eragiten die zabortegi edo portuen kokapenak kaioak bezalako espezie oportunistei? Eta itsas inguruneari dagokionez, zenbateraino eragiten du arrantza-ontzien kokapenak itsas hegaztien elikadura patroietan?

8. atalean, elikadura-iturri nagusi batetik (zabortegia edo arrantza-portua) hurbilago dauden kolonietako kaio hankahorien dietan baliabide horien proportzio handiagoa izatea espero genuen. Zabortegietan aurreikusi egin daiteke elikagaien banaketa denboran zehar (janaria egunero iristen da, askotan egunean behin baino gehiagotan, eta gero nahiko denbora luzez egoten da eskuragarri; Burger & Gochfeld 1983, Castège *et al.* 2016, Gilbert *et*

al. 2016, Arizaga *et al.* 2018). Arrantza-portuetako dinamika desberdina da – portura iristen diren arrantza-ontzietako arrantza-bazterkin gisa agertzen da janaria, eta, beraz, denbora-tarte labur baterako bakarrik egoten da eskuragarri, eguneko momentu zehatzetan baino ez. Agertoki horretan, pentsa liteke portuak gehiago erabiliko dituztela inguruan bizi diren hegaztien, urrunago bizi direnek portura iristean dagoeneko janaririk ez egoteko arriskua baitute. Hori horrela bada, elikadura-iturri nagusi batera distantzia txikia egoteak ekologia trofikoan duen eragina askoz handiagoa izan daiteke portuentzat zabortegeentzat baino.

Itsas ingurunearen erabilerari dagokionez, 11. atalean itsasoan gertatzen den giza jarduerak kaio hankahoriarengan duen eragina aztertu nahi genuen. Horregatik, hainbat kaioi GPS gailu bana jarri zitzaion, itsas habitataren erabilera zehazteko eta ingurune lurtarrarekin alderatzeko. Horrez gain, arrantza-ontzien posizioen (Ontziak Monitorizatzeko Sistemaren, VMS, datuetan oinarrituta) eta kaioen kokapenen (GPS datuetan oinarrituta) arteko gainezartzea aztertu genuen.

1.5. DIETAREN ERAGINAK INDIBIDUOENGAN

Elikadura-baliabide bakoitzak mikro- edo makro-mantenugai kantitate desberdinak eskaintzen ditu (Pierotti & Annett 1990, Annett & Pierotti 1999, van Donk *et al.* 2017). Hortaz, kontsumitutako harrapakinaren arabera animalien hainbat alderditan eragina ikus daiteke. Hegaztien kasuan, adibidez, dietak ugaltze-parametroei eragiten diela ikusi izan da (Eldridge & Krapu 1988, Reynolds *et al.* 2003), nutrizio-kalitate handiagoko dietak arrautza gehiago eta handiagoak sortzea eraginez, besteak beste. Gainera, arrainen proportzio handiagoaz elikatutako txitek egoera fisiko hobea erakutsi zuten (Forero *et al.* 2014) eta gurasoen dieta-aurkera horrek, halaber, txiten erreklutamendu handiagoa erakutsi zuen ugaltzeko koloniara itzultzen zirenean (Annett & Pierotti 1999).

Helduen kalitate indibidualean ere ondorioak ditu dietaren osaerak. Karaktere sexual sekundarioen adierazpenari eragiten dio (McGraw 2006), eta, beraz, azkenean estalketan eta ugalketan eragiten du. Adibidez, animaliek ezin dituzte karotenoideak sintetizatu eta dietaren

bidez lortu behar dituzte (Goodwin 1984). Espezie askotan, karotenoideetan oinarritutako kolorazioa oso garrantzitsua da gorteatzean edo umatze-garaian zehar, zerikusia baitu eramailearen kalitatearekin (Hill 1990, Hill 1991, Grether *et al.* 1999). Karotenoideak elikagai-iturri naturaletan mugatuta daudenez, karotenoideetan aberatsak diren elikagaiak lortzea garestia izan daiteke indibiduoarentzat (Grafen 1990, Grether *et al.* 1999). Kalitate handieneko indibiduoak bakarrik izango lirateke gai karotenoideetan oinarritutako kolore-espresioak sortzearen kostuei aurre egiteko, eta horrek seinale sexual sekundario hauen fidagarritasuna ziurtatuko luke (hau da, '*handicap*' teoria; Zahavi 1975, Grafen 1990).

9. atalean, indibiduoaren kalitatearen (karotenoideetan oinarritutako kolorazioaren araberakoa) eta dietaren osaeraren (isotopo egonkorretan oinarritua) arteko erlazioa zehaztu nahi izan zen. Itsasoko harrapakinek karotenoide-kontzentrazio handiagoa dutela onartuz (Goodwin 1984, Maoka 2011), eta harrapakin horiek gehiago kontsumitzea positiboa izan behar duela egoera fisikoari dagokionez, gure hipotesia hurrengoa da: itsas harrapakinetaz proportzio handiagoan elikatzen diren indibiduoek baldintza fisiko hobekak eta karotenoideetan oinarritutako kolorazio biziagoa erakutsiko dute.

Bestalde, kutsatzaileekiko esposizioa elikadura-baliabideen edo lekuen artean ere aldatu daiteke (Carneiro *et al.* 2015, Gentes *et al.* 2015). Esate baterako, metal astunen kontzentrazio handiak topatu dira amiamoko zurien txitetan, habiak zabortegietatik hurbil kokatuta zeudenean (de la Casa-Resino *et al.* 2014). Mundu osoan barreiatuta dauden kutsatzaileen artean, merkurioa da gehien kezkatzen duenetakoa, ekosistemetan eta gizakion osasunean dituen eraginengatik (Eisler 1987, Driscoll *et al.* 2007, Tan *et al.* 2009). Elementu honen formarik toxiko eta bioerabilgarriena metilmerkurioa da, batez ere sistema urtarretan sortu eta sare trofikoan zehar biomagnifikatu eta metatzen dena (Mason & Benoit 2003, Ullrich *et al.* 2001, Driscoll *et al.* 2013). Merkurioaren kutsadura aztertzeke, itsas hegaztiak organismo egokiak izan daitezke, izan ere, itsas ingurunera lotuta daude, urte luzez bizi dira eta kate trofikoaren goiko aldean daude (Burger & Gochfield 2004, Scheuhammer *et al.* 2007). Horrez gain, arrautzak edo beste ehun batzuk biltzearekin konparatuta, lumek modu ez hain inbasiboan lagintzeko aukera ematen dute.

10. atalean, Hg (ez-organikoa eta metilmerkurioa) kontzentrazioaren eta isotopo egonkorretan oinarritutako ekologia trofikoaren arteko erlazioa aztertuko dugu. Gainera, Bizkaiko Golkoan Hg kutsadura monitorizatzeko kaio hankahoria egokia ote den aztertu nahi dugu.

1.6. PARAMETRO METEOROLOGIKOEN ERAGINAK

Espezieen ekologiari eragiten dion beste aspektu bat parametro meteorologikoak izan daitezke. Gero eta gehiago ikertzen dira eta azken urteetan, klima-aldaketaren ondorioz, indarra hartzen ari den gai bat da. Hala ere, aldaketa hauek faunari nola eragiten dioten aztertzeko lan batzuk egin diren arren, esate baterako banaketa-ereduetan edo fenologian aldaketak (adib. Crick 2004), oraindik oso gutxi ezagutzen da alderdi ekologiko batzuei buruz. Adibidez, askoz ere gehiago ikertu beharreko gaia da muturreko gertaera meteorologikoen bazka-patroietan edo ugalketa-arrakastan duten eragina.

Ugalketa-garaian, bereziki, eguraldi txarra erronka handia izan daiteke hegazti-populazioentzat; izan ere, elikagaien bilaketan eragiteaz gain, habia/txitak zaintzeko ere zailtasun gehiago sortu ditzake. 12. atalean, gure hipotesia da muturreko prezipitazioek eta haize bortitzek ugaltzen ari diren kaioen bazka-jarduerari eragiten diotela, egun oso euritsu eta haizetsuetan kaiok kolonian denbora gehiago igarotzea eta distantzia txikiagoak egitea eraginez. Iruditzen zaigu klima-aldaketak eragindako fenomeno meteorologikoen maiztasun- eta intentsitate-aldaketek eragina izango dutela ugaltzen ari diren hegaztien bazka-portaeran, eta, beraz, bizi-historiaren beste ezaugarri batzuetan, hala nola ugalketan edo biziraupenean.

1.7. HELBURUAK

Tesi honetan helburu nagusiak hauek izan ziren:

1. Jatorri artifiziala duten elikadura-iturriek, bereziki arrantza-bazterkinen eta zabortegiek, euskal kostaldeko kaio hankahoriaren populazioaren ekologia trofikoan duten eragina zehaztea, aire zabaleko zabortegien itxieraren ondoren eta geografikoki egon daitezkeen aldaketak kontutan izanik.
2. Giza jatorriko elikadura-baliabide horiek bizi-historiaren beste alderdi batzuetan duten eragina aztertzea, indibiduo zein populazio mailan.

Aipatutako bi helburu nagusietatik abiatuta, helburu espezifiko hauek lortu nahi ziren:

1. Kaio hankahori populazio honen gaur egungo dieta eta ekologia trofikoa zehaztea (2016-2018 denboraldia) eta aurreko hamarkadako dietarekin alderatuta (Arizaga *et al.* 2013a) egon daitezkeen aldaketak aztertzea. Gaur egungo agertokiaren (ia zabortegi guztiak itxi egin direnekoa) eta duela urte batzuetako agertokiaren (kaioak neurri handi batean leku horietan elikatzen zirenekoa) arteko azterketa konparatibo bat da.
2. Giza jatorriko elikagai-baliabideen hurbiltasunaren eta kaio hankahoriaren zenbait kolonietako ekologia trofikoaren arteko erlazioa zehaztea. Zenbateraino eragiten du elikagai-iturri artifizial batek distantzia ezberdinetara dauden kolonietako kaioen dietan?
3. Ekologia trofikoak indibiduoaren kalitatean (karotenoideetan oinarritutako kolorazioa, egoera fisikoa, ugalketa-inbertsioa, metal astunen kontzentrazioa) duen eragina zehaztea.
4. Indibiduen habitataren erabilera eta banaketa espaziala aztertzea, ugalketa garaian eta ugalketa garaitik kanpo, arreta berezia jarriz elikatzeko leku/baliabide garrantzitsuen identifikazioan. Horrez gain, eremu honetan egon daitezkeen kaioen eta arrantza-ontzien

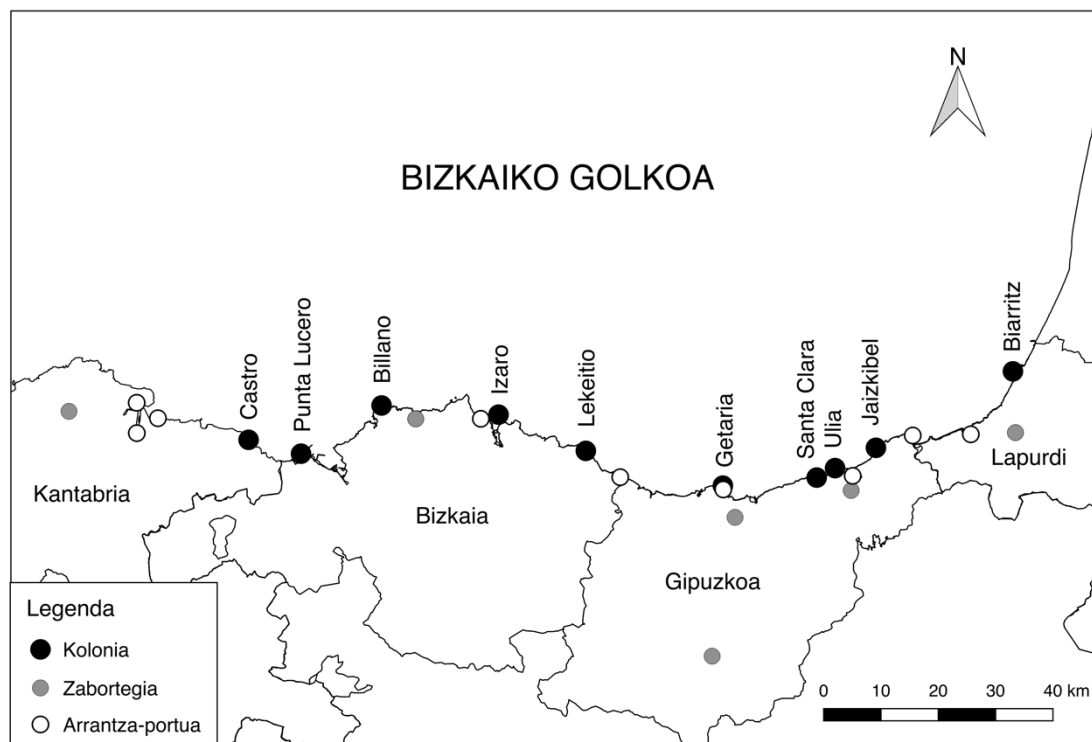
arteko gainezarpina aztertzea, baita indibiduoek egiten dituzten bidaietan hainbat aldagaiak (garaia, sexua) izan dezaketen eragina ere.

5. Muturreko gertaera meteorologikoen ugaltzen ari diren kaio hankahori indibiduen bazka-mugimendu patroietan eta erabilera espazialean izan dezaketen eraginak ikertzea. Egoera meteorologiko makurretan badago aldaketarik haiek erabiltzen dituzten bazkaleku nagusietan?

2. IKERKETA-EREMUA ETA METODOAK

2.1. IKERKETA-EREMUA

Lan hau Bizkaiko Golkoko hego-ekialdeko kaio hankahorien 10 koloniatan burutu zen (1. irudia). Kolonia guztiak itsasertzetik hurbil dauden uharte txikietan edo itsaslabarretan kokatuta daude. 2007an, euskal kostaldeko populazio ugaltzaile osoaren %70 inguru zegoen umatzeko leku hauetan (Arizaga *et al.* 2009).



1. irudia. Lan honetan ikertutako kolonien kokapena eta eskualdeko zabortegi eta arrantza-portu nagusiak.

Kolonia guzti horiek kokatzen diren eskualdean jatorri artifizialeko elikagai-iturri ugari daude. Agertoki honetan, inguru horretako elikagai-iturri garrantzitsuenak arrantza-portuak eta zabortegeiak dira. Kolonia bakoitzak, gainera, distantzia jakin bat du arrantza-portu (1 km baino gutxiago eta 26 km artean) edo zabortege batera (gutxi gorabehera 6 eta 25 km artean), eta desberdintasun espazial horiek erabili ziren aztertzeke zein den elikagai-baliabide jakinetara dagoen distantziak aztergai dugun populazioaren ekologia trofikoan duen eragina.

2016-2019 urteetako ugalketa garaietan zehar, tesi honetako landa-lana kaioren kolonietan burutu zen. Apiriletik ekainera bitartean, helduak eta txitak lagindu ziren eta eraztun ofizial (metalezkoa) batekin eta urrunetik irakurtzeko *Darvic* eraztun batekin eraztundu ziren. Sarreran azaldutako galdereri erantzuteke asmoz, eraztunetaz gain, beste hurbilketa metodologiko batzuk erabili genituen, hala nola (1) isotopo egonkorren analisia, (2) karotenoideetan oinarritutako kolorazioaren analisia, (3) merkurio espezieen analisia eta (4) GPS bidezko jarraipena. Jarraian, metodologia guzti hauek zehatzago azalduko ditugu:

2.2. EKOLOGIA TROFIKOA AZTERTZEKO ERABILITAKO METODOLOGIA

Isotopo egonkorren analisia

Lumetako isotopo egonkorren analisia asko erabiltzen da hegazti baten dieta ondorioztatzeko, luma hazi zen garairako informazioa ematen baitu (adib.: Thomson & Furness 1995, Forero & Hobson 2003). Zehazki, $\delta^{13}\text{C}$ isotopoak elikatze-habitatari buruzko informazioa lortzeko aukera ematen du; $\delta^{15}\text{N}$ isotopoa, berriz, posizio trofikoaz aztertzeke erabili daiteke (Schoeninger & DeNiro 1984, Hobson *et al.* 1994, Forero & Hobson 2003, Cherel & Hobson 2007). Eskualde berean aurretik egindako azterketetan oinarritzen bagara, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balio altuagoek itsas harrapakinen kontsumo handiagoa adieraziko lukete, eta balio baxuenek, berriz, lurreko eta zabortegeko harrapakin gehiago jan izana, hurrenez hurren (Arizaga *et al.* 2013a). Garai eta kolonia ezberdinetan bildutako lumetatik abiatuta, bi isotopo egonkor horien analisia erabili zen kaio hankahoriaren populazioaren ekologia trofikoan aldaketa tenporal eta espazialak zehazteke.

Lan honetan, beraz, txiten eta helduen lumak hartu genituen, haien dieta ondorioztatu eta ekologia trofikoa aztertzeko. Txitak errazagoak dira lagintzeko eta lagintamaina handiagoa lortzeko aukera ematen dizute; helduen lumek, berriz, urte osoko hainbat garaitako dietari buruzko informazioa ematen dute. Helduen kasuan, lehen luma primarioa (P1) eta seigarren sekundarioa (S6) hartu ziren, ugalketa garaian eta neguan hazten direnak, hurrenez hurren (Olsen & Larson 2004). P1 luma jada berrituta zegoen kasuetan, oraindik berritu gabe zegoen hurrengo luma primarioa hartzen zen. Hortaz, luma horrek aurreko urteko ugalketa garaian indibiduoak izandako dietari buruzko informazioa emango luke, eta S6 lumak, berriz, aurreko neguan izandako dietarena. Txiten kasuan, 10 bat luma dortsal bildu ziren. Luma hauek, bildu aurreko asteetan garatu zirenez, aldi horri buruzko informazioa ematen zuten. Gainera, txiten lumak helduei hartutako luma primarioa hazten den garai bertsuan garatzen dira, eta horrek adin klase ezberdinen artean dieta konparatzeko aukera ematen du.

Bestalde, Arizaga *et al.*-ek (2013a) harrapakin kategorietarako lorturiko balio isotopikoak erreferentzia isotopiko gisa erabili ziren, eta hiru elikadura-iturri nagusi hartu ziren kontutan: itsasokoa, zabortegikoa eta lurrekkoa. R-n *mixing* ereduak erabiliz (SIAR, MixSIAR paketeak; Parnell *et al.* 2010, Stock & Semmens 2016), kontsumitutako kategoria bakoitzaren proportzioa zenbatetsi zen.

Karotenoideetan oinarritutako kolorazioaren analisia

Argazki estandarizatuei esker, hegazti ugaltzaileen lumarik gabeko zatietan karotenoideetan oinarrituriko kolorazioari buruzko azterketak egin daitezke (Morales *et al.* 2009, Cantarero *et al.* 2019). Hala, kolorazio-balioak erabili genituen ebaluatzeko karotenoideetan oinarrituriko kolorazioaren eta dietaren osaeraren (isotopo egonkorren analisisan oinarrituta) arteko erlazioa. Lan honetan, kaxa ilun baten goiko aldean kokatutako kamera digital bat erabili genuen koloniako kaio helduei argazkiak ateratzeko; kaioei eragindako estresa gutxitzeko, argazkia harrapatzen ziren unean bertan ateratzen zitzairen. Argazkiak estandarizatzeko asmoz, kaioaren burua kokatzen zen kaxaren hondoan panel gris

homogeneoa eta eskala bat zeuden, eta kaioaren mokoaren azpian kortxo zati bat ipini zen argazki guztietan posizio bera izatea ziurtatzeko. Azkenik, begiko eraztunaren, mokoaren eta mokoko orban gorriaren kolorearen intentsitatea neurtu genituen, baita mokoko orban gorriaren tamaina ere.

Merkurio espezieen analisia

Merkurio (Hg) kontzentrazioak animalia-espezieen artean alda daitezke, baita indibiduo baten ehun ezberdinen artean ere (Mallory *et al.* 2015, Szumilo-Pilarska *et al.* 2017, Carravieri *et al.* 2018). Hegaztietan, lumak Hg kanporatzeko erabiltzen dira eta luma garatu zen garaian irentsitako Hg iraitzez gain, gorputzean metatutakoaren zati bat ere kanporatzen da (Lewis & Furness 1991, Kenow *et al.* 2007). Hg mundu mailan banatutako kutsatzailatzat hartzen da eta metilmerkurioa (MeHg) da elementu horren formarik toxiko eta bioerabilgarriena (Scheuhammer *et al.* 2007, Zhang *et al.* 2013). Hala ere, organismoetan dagoen Hg espezieen kontzentrazioa aztertu duten lan gutxi daude (Hg inorganikoa, MeHg; adib. Mallory *et al.* 2015, Renedo *et al.* 2017), ikerketa gehienek Hg kontzentrazio totala zehaztu baitute. Lan honetan, txiten lumak erabili genituen Hg inorganikoaren eta MeHg-aren kontzentrazioa aztertzeko eta, isotopo egonkorren analisisian oinarrituta, Hg kontzentrazioak joera trofiko ezberdinekin lotu genituen. Horrez gain, kaio hankahoria kutsatzaileen monitorizaziorako bioadierazle egokia den aztertu genuen.

GPS bidezko jarraipena eta Ontzien Monitorizazio Sistema (VMS)

GPS gailuek indibiduen mugimenduen datu asko eta oso zehatzak lortzeko aukera ematen dute. 2017-2019 urteetako ugalketa garaietan zehar, hainbat kaio helduri GPS gailua jarri zitzaie beren kokapenak lortzeko (zehaztasuna: < 1 m eremuko sateliteen estaldura ona denean) 30 minutuz behin. GIS plataforma bat erabiliz, kokapen bakoitza habitat batekin gainezarri zen, eta markatutako kaio bakoitzerako habitataren erabilerari buruzko informazioa lortzen genuen. Horretarako, Corine Land Cover 2012 (Coordination of Information on the Environment, CLC: <https://land.copernicus.eu>) erabili genuen, <100 m-ko zehaztasuna duena, eta haren habitat-sailkapena erabili zen. Erabileraren Banaketa (UD)

zehaztu genuen Kernel poligono finkoak (KDE) erabiliz, indibiduo bakoitzarentzako bazka-eremu nagusia (*core foraging habitat*) eta erabilera eremua (*home range area*) zenbatesteko. Gainera, koloniako kokapenak zehaztu ondoren, datuak bidaietan elkartu genituen (bidaia bakoitzaren lehenengo eta azken posizioa kolonian izanik). Bidaiak hiru kategoriatan sailkatu ziren, itsasokoak, lurrekoak eta bidaia mistoak izanik, eta bakoitzerako zenbait parametro kalkulatu ziren, hala nola egindako distantzia edo bidaiaren iraupena.

Ontziak Monitorizatzeko Sistemaren (*Vessel Monitoring System; VMS*) datuek arrantza-ontzien posizioak gutxienez bi orduz behin lortzeko aukera ematen dute. Datu horiek erabiliz, arrantza-ontzien eta gure kaioen itsasoko bidaien artean egon zitekeen gainezarpenera aztertu genuen, informazioa lortzeko asmoz populazio honek itsaso zabalean gertatzen diren arrantza-bazterkinekiko duen menpekotasunaren gainean.

3. EMAITZA OROKORRAK ETA EZTABAIDA

Atal honetan, tesiko aurkikuntza nagusiak eta emaitza garrantzitsuenen eztabaida lantzen dira. Oro har, testu hauek dagozkien ataletatik hartu dira, eta, beraz, xehetasun gehiagorako zuzenean atal horietara joatea gomendatzen da.

7. atalaren helburua bi garaien artean, zabortegietako elikagaien eskuragarritasuna handia eta txikia zenean, ekologia trofikoan izandako aldaketak aztertzea zen. $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ isotopo egonkorren analisisan oinarrituta, Bizkaiko Golkoko hego-ekialdeko kaio hankahoriaren populazioaren dietan ezberdintasun esanguratsuak aurkitu genituen, baliabideen eskuragarritasuna handia (2007-2009) eta txikia (2014-2016) zen garaien artean, eskuragarritasuna eskualdean dauden aire zabaleko zabortegei kopuruaren arabera izanik. 2007-2009 denboraldiarekin alderatuta, 2014-2016an zabortegietako elikagaien balioetsitako kontsumoan jaitziera bat ikusi genuen, gure hipotesia baieztatuz, gune hauek dietari egiten dioten ekarpena gutxitu egin dela dioena.

Zabortegietako elikagaien kontsumoaren murrizketa hori, lurreko harrapakin (gehienbat lur-zizareez osatuta; behaketa perts.) gehiago janez konpentsatu zen, eta itsas baliabideen kontsumoa nahiko egonkor mantendu zen. Hala ere, soilik udan behatu zen lurreko harrapakinaren kontsumo handia. Badirudi neguan kaioek zailtasun gehiago zituztela elikagai eskuragarritasunean izandako jaitziera konpentsatzeko, segur aski lurreko harrapakinak ere urriak direlako. Nolanahi ere, gure emaitzen arabera, neguan kaioek baliabide-sorta ezberdina ustiatzen zuten. Beraz, ezberdintasun trofikoak ikusi genituen neguko eta udako dietaren artean, zabortegietako elikagai eskuragarritasuna baxua zen

garaian; zabortegiak oraindik irekita zeuden garaian, ordea, ez zen alderik hauteman udako eta neguko dietaren artean.

Adinari lotutako desberdintasunei dagokienez, ez genuen halakorik ikusi heldu eta txiten dietaren osaeraren artean; kaio hankahoriaren beste populazio batzuetan, berriz, txitak eta helduak janari ezberdinarekin elikatzen dira (adib. Moreno *et al.* 2010). Euskal kostaldeko populazioaren adin-klaseen arteko ezberdintasun eza, zabortegietako elikagai eskuragarritasuna altua eta baxua ziren garaietan behatu zen. Hala ere, baliteke isotopo egonkorren analisiak eta *mixing* ereduak desberdintasun txikiak hautemateko gai ez izatea; izan ere, bereizmena (hiru kategoria nagusirekin soilik) baxuegia izan daiteke horretarako, eta ezin dugu baztertu desberdintasun txikiak ezkutuan egoteko aukera. Gainera, 7. atala, kaio hankahoriaren harrapakin potentzialak eta haien oinarrizko balio isotopikoak azterketa aldian zehar konstante mantendu zireneko premisarekin egin zen.

Bestalde, elkarrengandik hurbil dauden kolonien artean (20 km baino gutxiagora kokatuak) alde handiak ikusi genituen, ugalketa garaian ustiatutako baliabideei dagokienez. Zehazki, Getariako kolonia Ulia eta Santa Klarakoarekin alderatuta itsas harrapakinaren proportzio handiagoaz elikatzen zela aurkitu zen.

Kolonien arteko desberdintasun trofiko hauek xehetasun handiagoz aztertu ziren 8. atalean. Bertan, isotopo egonkorren analisisan oinarrituta, baliabide antropogenikoetara (zabortegietara eta arrantza-portuetara) dagoen distantziak kolonia ezberdinen dietaren osaeran duen eragina aztertu genuen. Bizkaiko Golkoko hego-ekialdean 135 km-tan zehar kokatutako hamar kolonietako datuak erabiliz, ikusi genuen kolonia bakoitzak egiten zuen zabortegietako elikagaien batez besteko kontsumoa gutxi gorabehera %25 eta %65 artekoa zela; itsasoko harrapakinena %20 eta %60 artekoa zen eta lurreko harrapakinena %15 eta %25 artekoa. Beste eremu batzuetan ere antzeko aldaketak ikusi izan dira kaio hankahorien (Duhem *et al.* 2005, Ramos *et al.* 2009, Moreno *et al.* 2010), eta beste kaio espezie batzuen populazioetan (Schmutz & Hobson 1998, O'Hanlon *et al.* 2017, Enners *et al.* 2018); honek kaio kolonien arteko plastikotasun trofikoa islatzen du, tokiko baliabideen eskuragarritasunaren arabera dena.

Zehazki, kaio hankahoriaren dietan, gertuen kokatutako arrantza-porturainoko distantziak hurbilen zegoen zabortegirainoko distantziak baino eragin handiagoa zuela ikusi zen. Horrek esan nahi du kolonia bat arrantza-portu batetik urrunago dagoenean, kilometro gutxi batzuk badira ere, kaioek nabarmen murrizten dutela itsasoko harrapakinen kontsumoa. Gainera, litekeena da zabortegietako harrapakinen eskuragarritasuna arrantza-bazterkin/hondakinena baino hobeto aurreikusi ahal izatea. Horrek lagunduko luke azaltzen zergatik eragiten duten zabortegiek dietan koloniatik urrun daudenean ere; arrantza-portuen efektuak, berriz, distantzia laburrean lausotzen dira, iradokiz haietatik hurbil dauden kaioek bakarrik lortu ditzaketela onurak leku hauetatik.

Beraz, zabortegietako elikagaien murrizketari aurre egiteko, portuak ez lirateke egokiak izango alternatiba nagusi gisa, ugalketa garaian behintzat, haietatik urrun dauden kolonientzat. Ugalketa garaia amaitzean, kaioek zabortegi edo arrantza-portuetako baliabideak ustiatzea espero daiteke, koloniaren kokapena edozein delarik ere, ugalketa-betebeharrak eta koloniarekiko duten lotura desagertu egiten baitira.

Kudeaketaren ikuspuntutik ere gure aurkikuntzak garrantzitsuak dira. Aire zabaleko zabortegiak ixteko (European Union 1999) eta arrantza-bazterkinak debekatzeko/murrizteko Europar Batasuneko politikek (European Union 2013) ondorio garrantzitsuak izango lituzkete populazio honen ekologia trofikoan, baliabide horiekiko mendekotasun handia duela ikusi baita. Iragarpenak egitea erraza ez den arren, populazioaren doitze demografiko bat espero dugu, koloniaren tamaina ekosistemaren karga-ahalmen ustez berrira (baxuagoa) egokituz. Ziurrenik, ugalketa-arrakasta edo biziraupena bezalako populazioaren parametroak apalagoak izango dira datozen urteetan, eta sakabanaketa-distantziak handiagoak izan litezke.

Ekologia trofikoan aldaketek duten eraginei buruz gehiago sakondu nahian, 9. atalean indibiduo mailan nitxo trofiko nagusien arabera kaioen egoera fisikoa nola aldatzen den ikertu zen. Estatistikoki esanguratsua den erlazio bat hauteman genuen kaio helduen mokoaren ezaugarri koloredun baten adierazpenaren eta lumaren $\delta^{13}\text{C}$ balioen artean. Horrek adierazten du karotenoideetan oinarritutako seinalearen kolorazioa elikatze-habitataren araberakoa izan daitekeela. Zehazki, eta inguru horretan lehenago egindako azterketen

arabera (Arizaga *et al.* 2013a), topatu genuen aurreko neguan lurreko harrapakinen kontsumo handiago bat izatea (zabortegetako elikagaiak barne) ugalketa garaian mokoan orban gorri handiagoa izatearekin lotuta egongo litzatekeela. Aurkikuntza hau bitxia da, izan ere, hasieran espero genuen itsas harrapakin gehiago kontsumitzeak karotenoideetan oinarritutako kolorazio-seinaleak sustatuko zituela. Karotenoideetan oinarritutako kolorazio-prozesuen konplexutasuna dela eta, emaitzen arrazoiak oraindik ezezagunak dira guretzat.

Hala ere, gure aurkikuntzek adierazten dute kaio hankahoriaren lumarik gabeko zatien kolorazioa dietak moldatu zuela. Emaitzen arabera, baliteke itsas harrapakin gehiago kontsumitzea ez izatea aurretik egin diren azterketa batzuek iradokitzen zuten bezain onuragarria (Pierotti & Annett 1987, Pierotti & Annett 1990, Paiva *et al.* 2006); behintzat karotenoideetan oinarritutako seinaleen adierazpenari dagokionez, zeina, azken batean, ugalketa-arrakastari lotua egongo litzatekeen. Dena den, ikerketa sakonagoak behar dira karotenoideetan oinarritutako kolorazioaren azpian dauden prozesuak guztiz ulertzeko. Gainera, kontutan hartu behar ditugu itsas hegaztien demografian eragina izan dezaketen beste faktore batzuk, hala nola habitat antropogenikoetako kutsatzaileen eraginpean egotearen ondorioz epe luzera efektu ez-hilgarriak izateko aukera (adib. Bustnes *et al.* 2008, Goutte *et al.* 2014, Marteinson & Verreault 2020).

Jatorri antropogenikoa duten kutsatzaileei dagokienez, 10. atalean ekologia trofikoaren eta merkurio (Hg) kontzentrazioaren arteko erlazioan jarri zen arreta, kolonia mailan. Bi Hg espezieren (merkurio ez-organikoa, Hg(II) eta metilmerkurioa, MeHg) kontzentrazio handiak hauteman ziren zenbait koloniatako txiten lumetan. Bi Hg espezieen proportzio erlatiboa ematen duen ikerketa bakanetakoa da. Nahiz eta lortutako balioak kolonien artean ezberdinak izan, horietako batzuk ugalketa-errendimendurako kaltegarritzat jo diren kontzentrazio-balioen gaineratik zeuden (NAS 1978). Gainera, biometaketaren ondorioz, helduek txitek baino oraindik eta Hg kontzentrazio (Hg(II) eta MeHg) handiagoak izango dituztela espero liteke.

Isotopo egonkorren analisisan eta egindako ereduetan oinarrituta, badirudi metal astunei dagokienez ere itsas harrapakinak ez direla onuragarriak; izan ere, Hg (eta bere forma toxikoa, MeHg) kontzentrazio altuagoak aurkitu ziren habitat itsastarrean gehiago elikatzen

ziren hegaztietan eta emitza hau bat dator beste ikerketa batzuekin (Santos *et al.* 2017). Horrek adierazten du Hg esposizio handia dagoela Bizkaiko Golkoan. Itsaso sakoneko harrapakinetan Hg maila altuagoak aurkitu direnez (Arcos *et al.* 2002, Chouvelon *et al.* 2012), arrantza-bazterkinak murrizteko/debekatzeko EBren politikak onuragarriak izan daitezke kaio hauen Hg esposizioa murrizteko.

Laginketa-leku asko izatea, horien banaketa zabala eta kolonia bakoitzean eskuragarri dagoen indibiduo-kopurua nahiko handia dela kontuan hartuta, kaio hankahoriaren txiten lumak Bizkaiko Golkoan Hg monitorizatzeko egokiak izan daitezkeela irizten dugu. Hau NBEren Minamatako Merkurioari buruzko Hitzarmenarekin (UNEP 2013) bat etorriko litzateke; izan ere, Hg balio adierazgarriak lortzeko ahalegina egitea aipatzen da bertan, baita hegazti populazioetan ebaluazioa egitea ere.

Itsas habitataren erabilerari loturik, ekologia trofikoari buruz ditugun emaitzetan helduen dietaren %40 inguru itsasoko harrapakinek osatzen zutela ikusi genuen. Hala ere, 11. atalean GPS bidezko jarraipena egin zitzaizen kaio hankahori helduen datuek erakutsi zuten, itsas habitataren erabilera nahiko txikia zen. Emitza horiek adierazi dezakete itsas harrapakin batzuk ez direla itsaso zabalean eskuratzen (adib., zuzenean itsasontzien jardueratik), baizik eta portuetako arrantza-bazterkin edo arrantza-hondakinen bidez.

Gainera, gure kaio populazioak gainjartze espazial ahula erakutsi zuen arrantza-ontziekin Bizkaiko Golkoan. Beraz, itsaso zabalean arrantza-bazterkinak murrizteko EBren politikak (baina ez portuetako arrantza-hondakinak), aurretik esperotakoa baino eragin txikiagoa izan dezakete kaio hankahoriaren populazioan. Badirudi beste elikadura-iturri batzuetara bideratutako kudeaketa-ekintzek gehiago eragingo diotela, hala nola portuetako arrain hondakinekin edo zabortegietako elikagaiekin zerikusia dutenak.

Azkenik, gizakiek elikagaien eskuragarritasunean eragindako aldaketez gain, ingurumen-faktoreak ere ekologia trofikorako aldaketa iturri izan daitezke. 12. atalean, faktore meteorologikoek kaio ugaltzaileen erabilera espazialean (eta beraz ustiatutako nitro trofikoan) izan dezaketen eraginak aztertzen dira. Gai hau lantzen duen ikerketa bakanetako bat da, eta aurkikuntzek itsas hegazti ugaltzaileen bazka-portaeran egon daitekeen

indibiduen arteko aldakortasuna hobeto ulertzen lagundu dezakete eta, bereziki klima-aldaketari dagokionez, eragin potentzialak aurreratu lagundu.

Euriak eta haizeak gure populazio ugaltzailearen espazio-erabilera eragina izan zutela ikusi genuen. Euri zaparrada eta haize bortitza kaio ugaltzaileek eskura eduki ditzaketen elikagai-baliabide guztiak ustiatzeko gaitasuna mugatzen duten ingurumen-faktoreak dira. Eguraldi txarrarekin, kaioek distantzia laburragoak egin zituzten, eta lurreko habitata (portuak barne) itsasokoa baino gehiago erabili zuten. Beraz, faktore meteorologiko horiek eragina izan dezakete helduen dietan eta, ondorioz, txiten elikagaien horniduran. Klima-aldaketako agertoki batean, bazka-portaeraren malgutasuna erabakigarria izan liteke fenomeno meteorologiko bortitzei aurre egiteko. Hala ere, hasiera batean espero daiteke eguraldi txarrarekin Bizkaiko Golkoko kaio hankahoriaren populazioak eremuaren erabilera txikiago bat egitea. Honek populazioan izan ditzakeen eraginak oraindik ezezagunak dira.

4. ETORKIZUNEN IKERKETAK

Tesi honen ondorioz, galdera berriak egin dira, eta, hala, ikerketa-aukera berriak zabaldu dira, zehazki:

- Gure ikerketa egiterakoan oraindik bazen eskualdean zabortegei bat zabalik zegoena. 2020az geroztik, ez dute hondakin organiko gehiago eramaten leku horretara; beraz, interesgarria izango litzateke zabortegeiak erabat ixteak ikertutako kaio hankahori populazioaren ekologia trofikoan duen eragina aztertzea, baina baita bizi-historiako beste alderdi batzuetan duen eragina ere, hala nola ugalketan edo biziraupenean.
- Kaio hankahoriaren ekologia trofikoari buruz egindako gure azterketa gehienbat isotopo egonkorren analisisian oinarritu zen. Interesgarria izango litzateke aztertzea ea gure analisisietarako erabilitako erreferentziazko harrapakinek haien seinale isotopikoa aldatu duten. Erreferentziazko harrapakinek denboran zehar izan dezaketen aldaketak aztertzeaz gain, aldakortasun espaziala ikertzeak ere analisi mota horren gaineko gure ezagutza eta interpretazio-ahalmena hobetuko litzuke. Harrapakin potentzial guztien seinale isotopikoan sakontzea funtsezkoa da estimazio sendoak lortzeko eta ustiatu daitezkeen baliabide trofikoaren interpretazio okerrak saihesteko.
- Guk kaio hankahori txiten lumak Bizkaiko Golkokoan Hg monitorizatzeko egokiak direla proposatzen dugu. Beste ehun batzuetan Hg kontzentrazioa aztertu eta balioak lumetan lortutakoekin alderatzeak, kaio hankahoria bezala luze bizi diren organismoetan kutsatzaile honen prozesu fisiologikoak hobeto ulertzen lagunduko liguke. Bestalde, laginketa Bizkaiko Golkoko mendebalderantz hedatzeak, kutsatzaile honen aldakortasun espaziala kaio hankahoriaren beste populazio batzuetan zenbatesteko balioko luke.

- GPS gailuak etengabe garatzen ari dira. Gailu berrien zehaztasun eta aurrerapen teknologikoei esker, xehetasun handiagoz aztertu ahal izango genuke kaio hankahorien habitataren erabilera, lan-ildo berriak eskainiz. Adibidez, aukera emango liguke eskala txikiagoan hiri-eremuaren erabilera aztertzeko, baita beste habitat potentzial batzuen ere, oraindik ezagutzen ez ditugunak. Halaber, ikerketa gehiago behar dira arrain-harrapakinen jatorria kuantifikatzeko, zeina kaioek zuzenean itsasoan arrantzatu dezaketen, arrantza-bazterkinetatik hartu itsaso zabalean edo arrantza-portuetan eskuratu. Kolonia edo adin desberdinetako indibiduen bazka-portaera eta mugimenduen ekologia ere konparatu daitezke.
- Ekologia trofikoaren eta parametro demografikoen arteko erlazioan gehiago sakontzea ere interesgarria litzateke. Indibiduo zein bikote mailan dieta ezberdinen eta ugalketaren arteko erlazioa zehaztea, indibiduo horiek nola ugaltzen diren edo haien ondorengoen ezaugarriak aztertzeko dira ikertu daitezkeen alderdietako batzuk. Epe luzera, harrapakin mota ezberdinetan espezializatu diren kaioen biziraupena ere azter genezake.
- Kaio hankahoria espezie oportunistak bat da eta, tesi honetan, indibiduen artean dagoen aldakortasun handia ikusi dugu. Interesgarria litzateke harrapakinen kontsumoan indibiduoek duten erregulartasuna zehaztea. Gainera, espezializazio indibidualik badagoen eta haien elikatzeko ohiturak baliabide batetik bestera azkar aldatzeko gai diren aztertzeko interesgarria litzateke. Estrategia bakoitzaren ondorio demografikoak hobeto ezagutu genitzake.

5. ONDORIOAK

1. Gipuzkoan eta inguruko eskualdeetan zabortegiak ixtearen ondorioz, eskualdean ugaldu eta urte osoan zehar bertan bizi den kaio hankahoriaren populazio batek zabortegiko elikagaien kontsumoa gutxitu zuen. Populazio hau gai izan zen murrizketa hori lurreko harrapakin gehiago janez konpentsatzeko ugalketa garaian, baina ez neguan. Horrek ezberdintasunak eragin zituen dietan urte-sasoiaren artean, eta hori ez zen lehenago hauteman, hainbat zabortegi zabalik zeuden garaian.
2. Aipatutako populazio horren dieta aldatu egin zen kolonien artean, nahiz eta horietako batzuk elkarrengandik oso hurbil kokatuta egon. Ereduen arabera, alde hori kolonia bakoitzak gertuen zuen elikagai iturri antropogeniko nagusira (arrantza-portuak, zabortegiak) zuen distantziak azaltzen zuen.
3. Dietan funtsezko elikatze-iturriek duten garrantzi erlatiboan, gertuen dagoen arrantza-porturaino dagoen distantziak eragin handiagoa izan zuen hurbilen dagoen zabortegiraino dagoenak baino. Horrek esan nahi du ugalketa garaian arrantza-portuak batez ere tokiko kaioek ustiatzen dituztela, eta, beraz, leku hauen eragina ere tokikoa dela kaio hankahorietan, ugalketa garaian behintzat.
4. Aire zabaleko zabortegiak ixteko Europar Batasunaren politikak nabarmen eragingo luke kaio hankahoriaren ekologia trofikoan, eta datozen urteetarako populazioaren doikuntza demografiko bat espero da. Arrantza-bazterkinen debekuaren eragina aurreikustea zailagoa da; izan ere, badirudi ikertutako kaio hankahori populazioak ez duela arrain-harrapakin gehiena itsaso zabalean untxiekin izandako elkarrenginetatik lortzen, baizik eta arrantza-portuetan edo aktiboki arrantzatuta.

5. Itsasoko harrapakinez gehiago elikatzen ziren indibiduoek mokoko orban gorria txikiagoa zuten, eta horrek ondorioak izango lituzke ugalketa-arrakastan. Gainera, hegazti horiek Hg eta metilmerkurio forma toxikoaren kontzentrazio handiagoak izan zituzten. Beraz, baliteke itsas harrapakinak espero zen bezain onuragarriak ez izatea, aipatutako alderdietarako eta hauek bizi-historiako funtsezko aspektuetan izan dezaketen eraginerako behinik behin, hala nola ugalketa eta biziraupena.
6. Bizkaiko Golkoan merkurioarekiko esposizio handia hauteman zen. Kaio hankahori txiten lumak eremu honetan Hg kontzentrazioa/esposizioa monitorizatzeko egokiak direla irizten dugu, Minamatako Merkurioari buruzko Hitzarmenarekin bat etorritz.
7. Euriak eta haizeak mugatu egiten dute kaio hankahoriaren gaitasuna inguruan izan ditzaken elikadura-baliabideak ustiatzeko, eta horrek ondorioak izan ditzake txitak hornitzerako orduan. Epe luzera, udaberri euritsu eta haizetsuagoek ikertutako populazioak ugalketa garaian egiten duen habitataren erabileran eragin dezakete, eta honek ugalketan ezezagunak diren ondorioak izan ditzake.
8. Kaio hankahoria gai da azkar aldatzen ari diren baldintzetara egokitzeko, bai ingurumen-kudeaketari dagokionez (adibidez, hiri-hondakinen kudeaketa eta arrantza-politikak), bai klima-aldaketari dagokionez. Faktore hauek, dena den, espeziearen ekologia trofikoan eta kutsatzaileekiko esposizioan eragiten jarraituko dute. Hala, zehazteke dago ikertutako populazioa gai izango den aldaketa guzti hauei aurre egiteko, besteak beste segur aski elikagai-iturriak urriagoak izango diren agertoki batean elikagaiak bilatzeko. Oro har, litekeena da datozen urteetan baldintza potentzial berri hauek ondorioak izatea espazioaren erabileran, beste espezie batzuekiko interakzioetan (gizakia barne) eta ikertutako kaio hankahori populazioaren dinamikan.

6. BIBLIOGRAFIA

- Alonso, H., Almeida, A., Granadeiro, J. P. & Catry, P. 2015. Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and conservation. *Eur. J. Wildl. Res.* 61: 819.
- Annett, C. A. & Pierotti, R. 1999. Long-Term Reproductive Output in Western Gulls: Consequences of Alternate Tactics in Diet Choice. *Ecology* 80: 288–297.
- Araújo, S., Henriques, I. S., Leandro, S. M., Alves, A., Pereira, A. & Correia, A. 2014. Gulls identified as major source of fecal pollution in coastal waters: A microbial source tracking study. *Sci. Total Environ.*, 470–471: 84–91.
- Arcos, J. M., Oro, D. & Sol, D. 2001. Competition between the yellow-legged gull *Larus cachinnans* and Audouin's gull *Larus audouinii* associated with commercial fishing vessels: the influence of season and fishing fleet. *Mar. Biol.*, 139: 807–816.
- Arcos, J. M., Ruiz, X., Bearhop, S. & Furness, R. W. 2002. Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta (NW Mediterranean): the role of trawler discards as a source of contamination. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 232: 281–290.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Díez, E. & Crespo, A. 2013b. Foraging distances of a resident yellow-legged gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *Eur. J. Wildl. Res.* 60(2): 171–175.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J. & Aldalur, A. 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitologia* 25: 32–42.
- Arizaga, J., Herrero, A. & Aldalur A. 2019. Seasonal pattern of plumage colour in Yellow-legged Gulls at Bay of Biscay, Spain. *Dutch Birding* 41: 166-174.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A. & Sanpera, C. 2013a. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.* 87-88: 19–25.

- Auman, H. J., Meathrel, C. E. & Richardson, A. 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body size of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds* 31(1): 122–126.
- Beeston, R., Baines, D. & Richardson, M. 2005. Seasonal and between-sex differences in the diet of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Bird Study* 52: 276–281.
- Bicknell, A. W. J., Oro, D., Camphuysen, C. J. & Votier, S. C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *J. Appl. Ecol.* 50: 649–658.
- Bodey, T. W., Jessopp, M. J., Votier, A. C., Gerritsen, H. D., Cleasby, I. R., Hamer, K. C., Patrick, S. C., Wakefield, E. D. & Bearhop, S. 2014. Seabird movement reveals the ecological footprint of fishing vessels. *Cur. Bio.* 24: R514-R515.
- Bustnes, J. O., Erikstad, K. E., Lorentsen, S. H. & Herzke, D. 2008. Perfluorinated and chlorinated pollutants as predictors of demographic parameters in an endangered seabird. *environ. Pollut.*, 156: 417-424.
- Calladine, J., Park, J. R., Thompson, K. J. & Wernham, C. V. 2006. Review of Urban Gulls and their Management in Scotland: a report to the Scottish Executive. Scottish Executive, Edinburgh.
- Cantarero, A., Pérez-Rodríguez, L., Romero-Haro, A. A., Chastel, O. & Alonso-Álvarez, C. 2019. Carotenoid-based coloration predicts both longevity and lifetime fecundity in male birds, but testosterone disrupts signal reliability. *PLoS ONE* 14(8): e0221436.
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., Pires, M. J., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavin, S. & Oliveira, P. A. 2015. Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicol Environ Saf* 113:295–301.
- Carravieri, A., Fort, J., Tarroux, A., Cherel, Y., Love, O. P., Prieur, S., Brault-Favrou, M., Bustamante, P. & Descamps, S. 2018. Mercury exposure and short-term consequences on physiology and reproduction in Antarctic petrels. *Environ. Pollut.* 237: 824–831.
- Cherel, Y. & Hobson, K. A. 2007. Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the Southern Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 329: 281-287.
- Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Mèndez-Fernandez, P., Autier, J., Lassus-Débat, A., Chappuis, A. & Bustamante, P. 2012. Enhanced bioaccumulation of mercury in deep-sea fauna from the Bay of Biscay (north-east Atlantic) in relation to trophic positions

- identified by analysis of carbon and nitrogen stable isotopes. *Deep-Sea Research I* 65: 113–124.
- Ciach, M. & Kruszyk, R. 2010. Foraging of White Storks *Ciconia ciconia* on Rubbish Dumps on Non-Breeding Grounds. *Waterbirds* 33(1): 101-104.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1983 *The birds of the Western Palearctic*, vol 3. Oxford University Press, Oxford.
- Crick, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146: 48-56.
- de la Casa-Resino, I., Hernández-Moreno, D., Castellano, A., Pérez-López, M. & Soler, F. 2014. Breeding near a landfill may influence blood metals (Cd, Pb, Hg, Fe, Zn) and metalloids (Se, As) in white stork (*Ciconia ciconia*) nestlings. *Ecotoxicology* 23: 1377–1386.
- DeVault, T. L., Blackwell, B. F., Seamans, T. W., Begier, M. J., Kougher, J. D., Washburn, J. E., Miller, P. R. & Dolbeer, R. A. 2018. Estimating interspecific economic risk of bird strikes with aircraft. *Wildlife Society Bulletin*, 42(1): 94–101.
- Driscoll, C. T., Han, Y. J., Chen, C. Y., Evers, D. C., Lambert, K. F., Holsen, T. M., Kamman N. C. & Munson, R. K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the Northeastern United States. *Bioscience* 57(1): 17–28.
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J. & Pirrone, N. 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.* 47(10): 4967-4983.
- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. 2005. How Is the Diet of Yellow-legged Gull Chicks Influenced by Parents' Accessibility to Landfills? *Waterbirds* 28(1): 46–52.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E. & Tatoni, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.*, 50: 91–100.
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service: Biol. Rep.
- Eldridge, J.L. & Krapu, G.L. 1988. The influence of diet quality on clutch size and laying pattern in Mallards. *Auk*, 105: 102–110.
- Enners, L., Schwemmer, P., Corman, A.-M., Voigt, C. C. & Garthe, S. 2018. Intercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea. *Ecol. Evol.*, 8: 7529–7542.
- European Union. 1999. (EC) European Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Off. J. L*, 282: 1–19.

- European Union. 2013. (EC) Regulation No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. Off. J. Eur. Union 354, 22.
- Forero, M. G. & Hobson, K. A. 2003. Using stable isotopes of nitrogen and carbon to study seabird ecology: applications in the Mediterranean seabird community. *Sci. Mar.* 67: 23–32.
- Forero, M. G., Hobson, K. A., Bortolotti, G. R., Donázar, J. A., Bertellotti, M. & Blanco, G. 2014. Food resource utilisation by the Magellanic penguin evaluated through stable-isotope analysis: segregation by sex and age and influence on offspring quality. *Mar Ecol Prog Ser* 234:289–299.
- García, L. V., Marañón, T., Ojeda, F., Clemente, L. & Redondo, R. 2002. Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos* 98: 75–86.
- Gentes, M. L., Mazerolle, M. J., Giroux, J. F., Patenaude-Monette, M. & Verreault, J. 2015. Tracking the sources of polybrominated diphenyl ethers in birds: Foraging in waste management facilities results in higher DecaBDE exposure in males. *Environ Res* 138:361–371.
- Gilbert, N. I., Correia, R. A., Silva, J. P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P. W., Gill, J. A. & Franco, A. M. A. 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov Ecol.* 4:7. doi: 10.1186/s40462-016-0070-0.
- Goodwin, T. W. 1984. *The Biochemistry of the Carotenoids: Animal*, Vol. II. London: Chapman & Hall.
- Goutte, A., Barbraud, C., Meillère, A., Carravieri, A., Bustamante, P., Labadie, P., Budzinski, H., Delord, K., Cherel, Y., Weimerskirch, H. & Chastel, O. 2014. Demographic consequences of heavy metals and persistent organic pollutants in a vulnerable long-lived bird, the wandering albatross. *Proc. R. Soc. B*, 281: 20133313.
- Grafen, A. 1990. Biological signals as handicaps. *J Theor Biol* 144:517–546.
- Grether, G. F., Hudon, J. & Millie, D. F. 1999. Carotenoid limitation of sexual coloration along an environmental gradient in guppies. *Proc R Soc Lond B* 266:1317–1322.

- Hatch, C. C. 1996. Threats to public health from gulls (Laridae). *Int. J. Environ. Res.*, 6: 5–16.
- Hill, G. E. 1990. Female house finches prefer colourful males: sexual selection for a condition-dependent trait. *Animal Behaviour* 40:563–572.
- Hill, G. E. 1991. Plumage coloration is a sexually selected indicator of male quality. *Nature* 350: 337–339.
- Hobson, K. A., Piatt, J. F. & Pitocchelli, J.. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.* 63(4): 786–798.
- Kenow, K. P., Meyer, M. W., Hines, R. K. & Karasov, W. H. Distribution and accumulation of mercury in tissues of captive-reared common loon (*Gavia immer*) chicks. *Environ. Toxicol. Chem.* 2007, 26, 1047–1055.
- Lewis, S.A. & Furness, R.W. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 316–320.
- Mallory, M.L., Braune, B.M., Provencher, J.F., Callaghan, D.B., Gilchrist, H.G., Edmonds, S.T., Allard, K. & O’Driscoll, N.J. 2015. Mercury concentrations in feathers of marine birds in Arctic Canada, *Mar. Pollut. Bull.* 98: 308–313.
- Maoka, T. 2011. Carotenoids in Marine Animals. *Mar. Drugs*, 9: 278–293.
- Marteinson, S. C. & Verreault, J. 2020. Changes in plasma biochemistry in breeding ring-billed gulls: Effects of anthropogenic habitat use and contaminant exposure. *Environment International* 135: 105416.
- Martins, R. C., Catry, T., Santos, C. D., Palmeirim, J. M. & Granadeiro, J. P. 2013. Seasonal Variations in the Diet and Foraging Behaviour of Dunlins *Calidris alpina* in a South European Estuary: Improved Feeding Conditions for Northward Migrants. *PLoS ONE* 8(12): e81174.
- Mason, R.P. & Benoit, J.M. 2003. Organomercury compounds in the environment. In: Craig, P.J. (Ed.), *Organometallic Compounds in the Environment*, second ed. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, UK.
- McGraw, K. J. 2006. Mechanics of carotenoid-based coloration. In *Bird coloration: mechanisms and measurements* (eds GE Hill, KJ McGraw). Cambridge, MA: Harvard University Press.

- Morales, J., Alonso-Álvarez, C., Pérez, C., Torres, R., Serafino, E. & Velando, A. 2009. Families on the spot: sexual signals influence parent-offspring interactions. *Proc R Soc Lond B* 276:2477–2483.
- Morelli, F., Benedetti, Y. & Callaghan, C. T. 2020. Ecological specialization and population trends in European breeding birds. *Global Ecology and Conservation* 22: e00996.
- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A. & Sanpera, C. 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Mar. Biol.*, 157: 545–553.
- NAS. 1978. An assessment of mercury in the environment. *Natl. Acad. Sci.*, Washington, DC. pp. 185.
- Neves, V. C., Murdoch, N. & Furness, R.W. 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Arquipélago, Life and Marine Sciences* 23A: 59–73.
- O’Hanlon, N. J., McGill, R. A. R. & Nager, R. G. 2017. Increased use of intertidal resources benefits breeding success in a generalist gull species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 574: 193–210.
- Olsen, K. M. & Larson, H. 2004. *Gulls of Europe, Asia and North America*, Christopher Helm. London.
- Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137: 547–549.
- Oro, D., Jover, L. & Ruiz, X. 1996. Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's gull *Larus audouinii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 139: 29–39.
- Oro, D., Ruiz, X., Jover, L., Pedrocchi, V. & González-Solís, J. 1997. Diet and adult time budgets of Audouin's Gull *Larus audouinii* in response to changes in commercial fisheries. *Ibis*, 139: 631-637.
- Oro, D., de León, A., Minguez, E. & Furness, R. W. 2005. Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). *J. Zool.* 265: 421–429.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S. & Martínez-Abrahín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from human. *Ecol. Lett.* 16: 1501–1514.

- Paiva, V. H., Ramos, J.A., Machado, D., Penha-Lopes, G., Bouslama, M.F., Dias, N. & Nielsen, S. 2006. Importance of marine prey to growth of estuarine tern chicks: evidence from an energetic balance model. *Ardea*, 94: 241-255.
- Parnell, A. C., Inger R., Bearhop S. & Jackson A. L. 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PLoS One* 5(3): e9672.
- Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J. M., Jover, L., Sanpera, C. & Tavecchia, G. 2015. Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol. Appl.* 25: 2228–2239.
- Pierotti, R. & Annett, C.A. 1987. Reproductive consequences of specialization and switching in an ecological generalist. In, A.C. Kamil, J.R. Krebs & h.R. Pulliam (eds.): *Foraging behaviour*, pp. 417-442. Plenum press, New York.
- Pierotti, R. & Annett, C. A. 1990. Diet and Reproductive Output in Seabirds. *BioScience* 40:568–574.
- Plaza, J. I., Lambertucci, S. A. 2018. More massive but potentially less healthy: black vultures feeding in rubbish dumps differed in clinical and biochemical parameters with wild feeding birds. *PeerJ*, 6:e4645. doi: 10.7717/peerj.4645.
- Pons, J. M. 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethol. Ecol. Evol.* 6: 1–12.
- Ramos, R., Ramirez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150: 265–272.
- Ramos, R., Ramírez, F., Carrasco, J. L. & Jover, L. 2011. Insights into the spatiotemporal component of feeding ecology: an isotopic approach for conservation management sciences. *Divers. Distrib.* 17: 338–349.
- Renedo, M., Bustamante, P., Tessier, E., Pedrero, Z., Cherel, Y. & Amouroux, D. 2017. Assessment of mercury speciation in feathers using species-specific isotope dilution analysis. *Talanta* 174: 100–110.
- Reynolds, S.J., Schoech, S.J. & Browman, R. 2003. Nutritional quality of prebreeding diet influences breeding performance of the Florida scrub-jay. *Oecologia*, 134: 308–316.
- Rock, P. 2005. Urban gulls: problems and solutions. *British birds*, 98: 338–355.

- Sánchez, M. I., Green, A. J. & Castellanos, E. M. 2005. Seasonal variation in the diet of Redshank *Tringa totanus* in the Odiel Marshes, southwest Spain: a comparison of faecal and pellet analysis. *Bird Study* 52: 210–216.
- Santos, C.S.A., Blondel, L., Sotillo, A., Müller, W., Stienen, E.W.M, Boeckx, P., Soares, A.M.V.M., Monteiro, M.S., Loureiro, S., de Neve, L. & Lens, L. 2017. Offspring Hg exposure relates to parental feeding strategies in a generalist bird with strong individual foraging specialization. *Science of the Total Environment* 601–602: 1315–1323.
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B. & Murray, M.W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* 36 (1): 12–18.
- Schmutz, J. A. & Hobson, K. A. 1998. Geographic, temporal, and age-specific variation in diets of Glaucous gulls in western Alaska. *The Condor*, 100: 119–130.
- Schoeninger, M. J. & DeNiro, M. J. 1984. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochim Cosmochim Acta* 48: 625–639.
- Sherley, R. B., Ladd-Jones, H., Garthe, S., Stevenson, O. & Votier, S. C. 2020. Scavenger communities and fisheries waste: North Sea discards support 3 million seabirds, 2 million fewer than in 1990. *Fish and Fisheries* 21: 132–145.
- Stock, B. & Semmens, B. 2016. MixSIAR GUI user manual. Version 3.1. <https://github.com/brianstock/MixSIAR>.<doi:10.5281/zenodo.1209993>.
- Szumilo-Pilarska, E., Falkowska, L., Grajewska, A. & Meissner, W. 2017. Mercury in Feathers and Blood of Gulls from the Southern Baltic Coast, Poland. *Water Air Soil Pollut.* 228: 138.
- Tan, S.W., Meiller, J.C. & Mahaffey, K.R. 2009. The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. *Crit. Rev. Toxicol.* 39: 228–269.
- Thompson, D.R. & Furness, R.W. 1995. Stable-isotope of carbon and nitrogen in feathers indicate seasonal dietary shifts in Northern fulmars. *Auk* 112: 493–498.
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W. & Abdrashitova, S. A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 31: 241–293.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2013. Minamata convention on mercury: Texts and annexes. Geneva, Switzerland: UNEP Chemicals Branch.

- van Donk, S., Camphuysen, K. C. J., Shamoun-Baranes, J. & van der Meer, J. 2017. The most common diet results in low reproduction in a generalist seabird. *Ecol Evol.* 7: 4620–4629.
- Vidal, E., Medail, F., Tatoni, T. & Bonnet, V. 2000. Seabirds drive plant species turnover on small Mediterranean islands at the expense of native taxa. *Oecologia* 122: 427–434.
- Washburn, B. E., Bernhardt, G. E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R. B. & Francoeur, L. C. 2013. Foraging ecology of four gull species at a coastal-urban interface. *The Condor* 115: 67–76.
- Weiser, E. L. & Powell, A. N. 2010. Does Garbage in the Diet Improve Reproductive Output of Glaucous Gulls? *The Condor* 112: 530–538.
- Zahavi, A. 1975. Mate selection—a selection for a handicap. *J Theor Biol* 53:205–214.
- Zhang, R., Wu, F., Li, H., Guo, G., Feng, C., Giesy, J. P. & Chang, H. 2013. Toxicity reference values and tissue residue criteria for protecting avian wildlife exposed to methylmercury in China. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 223: 53–80.

7. Kaio hankahori ugaltzaileek lurreko harrapakinen kontsumoa handitu dute zabortegien itxieraren ondoren

Hurrengo artikularen erreprodukzio bat da:

Zorrozueta, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L. & Arizaga, J. 2020. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*, 162: 50-62.



LABURPENA

Espezie oportunisten ekologia trofikoa zabortegek bezalako elikagai iturri antropogenikoen oso menpekoa izan daiteke, aldaketak eraginez hainbat alderdi ekologiko eta demografikotan. Iberiar penintsularen iparraldeko eskualde batean hainbat zabortegek erabat ixteak eta zabalik geratzen diren zabortegetara sartzea eragozteko teknikak erabiltzeak aukera bikaina eman zuen zabortegek espezie oportunista baten (*Larus michahellis*, kaio hankahoria) ekologia trofikoan duten eragina ebaluatzeko. Isotopo egonkorren analisisian oinarrituta eta *mixing* ereduak erabiliz, zabortegek gehienak itxi aurretik eta ondoren dietan izan ziren aldaketak aztertu genituen, ugalketa-garaian eta garaitik kanpo. Zabortegetako elikagaien kontsumoa murriztu egin zen itxieraren ondoren eta, horrekin batera, lurreko harrapakinen kontsumoa handitu egin zen (batez ere lur-zizareak), baina soilik ugalketa-garaian. Bitxia bada ere, ez genuen ikusi itsasoko harrapakinen kontsumoa handitu zenik zabortegek itxi ondoren. Neguan, lurreko harrapakinen kontsumoa jaitsi egin zen; itsasoko harrapakinen kontsumoa, berriz, handitu egin zen, baita zabortegea ere, nahiz eta azken honen eskuragarritasuna mugatua izan. Horrela, zabortegek guztiak irekita zeudenean ez bezala, ugalketa garaiko eta garaitik kanpoko ekologia trofikoaren artean desberdintasun esanguratsuak hauteman genituen. Gainera, desberdintasun trofiko esanguratsuak topatu genituen elkarrengandik nahiko hurbil zeuden kolonien artean, baina ez ugaltzen ari ziren helduen eta txiten artean. Laburbilduz, zabortegek ixteak edo bertara sartzea eragozteko teknikak erabiltzeak eragin zuzena izan zuen kaio hankahorien ekologia trofikoan; ugalketa garaian, zaborren gutxitzea nagusiki lurreko harrapakinez konpentsatu zuten, baina ez neguan. Beraz, espezie honek elikadura-mugak izan ditzake neguan zehar, eta horrek eragina izan dezake euren bizitzaren beste alderdi batzuetan (sakabanaketa, ugalketa eta biziraupena, esaterako), azterketa gehiago egitea eskatuko duena.

Gako-hitzak: aldaketak elikagaien eskuragarritasunean, dieta, espezie jeneralista, hondakindegia, isotopo egonkorren *mixing* ereduak, itsasoko harrapakinak, itsasoko hegaztiak.

SARRERA

Giza jatorriko elikagai iturrien ustiapena mundu osoko espezie oportunistak askoren ekologia eta populazioen dinamikan eragiten duten faktore nagusietako bat da (Garrott *et al.* 1993, Oro *et al.* 1995, 2013, Rock 2005, Neves *et al.* 2006, Duhem *et al.* 2008, Bicknell *et al.* 2013, Real *et al.* 2017, Arizaga *et al.* 2018). Baliabide horiek aprobetxatzeko portaera aldaketak azkarrak izan ohi dira eta efektuak epe-laburrean ikusi ohi dira indibiduo zein populazio mailan, hala nola aldaketa trofiko garrantzitsuak, dispersio distantzien gutxitzea edo hobekuntzak biziraupen eta ugalketa parametroetan (Belant *et al.* 1993, Bosch *et al.* 1994, Oro *et al.* 1995, Sol *et al.* 1995, Bukacínska *et al.* 1996, Oro *et al.* 2004, baina ikusi Pierotti & Annett 1991 eta Annett & Pierotti 1999). Hau bereziki betetzen da elikatze lekuak denboran zehar egonkorrak eta aurreikusteko modukoak direnean (Oro *et al.* 2013, Real *et al.* 2017). XX. mendeaz geroztik eman den hegaztien babesaren hazkuntzak (Coulson 1963, Coulson & Coulson 2009) eta giza jatorriko elikagai iturrien eskuragarritasunaren igoerak, zabortegeia kasu, hainbat hegazti espezieren populazio hazkuntzan lagundu du, hala nola kaio, lertxun eta zikoinena (Auman *et al.* 2008, Arizaga *et al.* 2009, Coulson & Coulson 2009, baina ikusi Coulson 2015). Europako legeek, eta 1999/31/UE Zuzentarauak bereziki, estatu kideak estali gabeko zabortegeiak ixtera behartzen ditu 2020rako. Era honetan, litekeena da elikatze leku hauek erabiltzen dituzten espezie oportunistek elikagaietara sarbide mugatua izatea etorkizun hurbilean.

Aski kontu ezaguna da kaioak zabortegeietan elikatzen direla, nahiz eta maiztasuna kaio espezieen artean aldatu daitekeen, bai eta kolonia eta adin klaseen artean ere. Esate baterako, kaio hankahoriak *Larus michahellis* bazkatzeko egiten duen zabortegeien erabileraren estimazioak %0tik (adib. edozein zabortegeetatik oso urrun dauden itsaso zabaleko uhartetxoetan, Ramos *et al.* 2009a) >%80ra (adib. Frantziako hego-ekialdean, Duhem *et al.* 2005) doaz. Zabortegeien itxiera are larriagoa izan daiteke kaioentzat arrantzabazterkinak, beste elikagai iturri garrantzitsu bat dena (Oro *et al.* 1995, Oro *et al.* 1996, Ramos *et al.* 2009a, Arizaga *et al.* 2010a, Arizaga *et al.* 2013a), debekatzera bideratutako politikak aurrera eramaten badira (Calado *et al.* 2017). Elikatzeko aukeren murrizketari populazioek nola egiten dioten aurre, eta zein elikagai iturri alternatibo erabili dezaketen (erabilgarri egotekotan) jakiteak, berebiziko garrantzia dauka espezie hauek ingurumeneko aldaketei

erantzuteko duten malgutasuna zehazteko; baita ere zenbateraino diren gai gaur egun duten elikagaien eskuragarritasunean egon daitezkeen aldaketa azkar eta gogorre aurre egiteko.

Paleartiko hego-mendebaldeko kaiorik arruntena kaio hankahoria da. Ikertutako eremuan haien kopuruak azkar igo ziren 1980 eta 2000 hamarkaden artean (Olsen & Larson 2004) eta populazio orokorrak hazten jarraitzen du (Birdlife International 2017). Espeziearen dieta bere banaketa ia osoan zehar zabortegien oso menpekota dela ikusi da (Duhem *et al.* 2005, Neves *et al.* 2006, Moreno *et al.* 2010, Arizaga *et al.* 2013a, baina ikusi Ramos *et al.* 2009a), batez ere hiri-eremu handietatik hurbil dauden kolonietan. 2007an kaio hankahoriaren populazioa euskal kostaldean zehar 4.500 bikote habiagile ingurukoa zen eta populazioa %150 inguru hazi zen 1980 eta 2000 urteen artean (Arizaga *et al.* 2009). 2007-2009an, gutxi gorabehera bere dietaren %40 (biomasarena) zabortegietatik zetorren (Arizaga *et al.* 2013a). Hala ere, 2008tik, toki-administrazioa zabortegeiak ixten hasi da edo kaioak bertan elikatzea eragozteko neurriak hartzen. Jakinik urte osoan zehar hemen dagoen kaio populazioa bertako bazka-lekuen oso menpekota dela (Arizaga *et al.* 2010b, Arizaga *et al.* 2013b, Egunez *et al.* 2018), elikagaien eskuragarritasunean izandako aldaketa honek aukera paregabea eskaintzen du zabortegien itxierak espeziearen urte osoko ekologia trofikoan duen eragina aztertzeke.

Ikusi da helduek zabor kantitate handiagoa kontsumitzen dutela txitei ematen dietena baino, azken hauek itsasoko elikagaien proportzio handiago batez elikatzen dituztelarik sarritan, batez ere arrantza bazterkinetatik datozenak (Moreno *et al.* 2010). Hau txiten hazkuntza garaian arrainak energia eta mantenugai balio handiagoa izateari egozten zaio (Annett & Pierotti 1999). Aurretik eskualdean egin diren ikerketa lanek adin klaseen arteko gainezartze trofikoa erakutsi dute (Arizaga *et al.* 2013a), eta patroï honetatik ez guke ezberdintasunik esperoko, baldin eta zabortegeiak erabilgarri egoteari uzten diotenean txitak helduekin konparatuta harrapakin itsastar/lurtar proportzio ezberdinez elikatzen hasten ez badira. Sexuen arteko ezberdintasun trofikoak ez dira orain arte aztertu hemen ikergai den populazioan eta kaioen beste lan batzuetan ere oso gutxitan egin izan da (e.g. Pons 1994, Washburn *et al.* 2013). Kaioen dieta eta zabortegietako baliabideetaz egiten duten erabilera urte-sasoïaren arabera ere aldatu daiteke (Ramos *et al.* 2011, Ceia *et al.* 2014). Mediterraneoko kolonia batzuetan, itsasoko harrapakinen kontsumoa neguan zehar igo

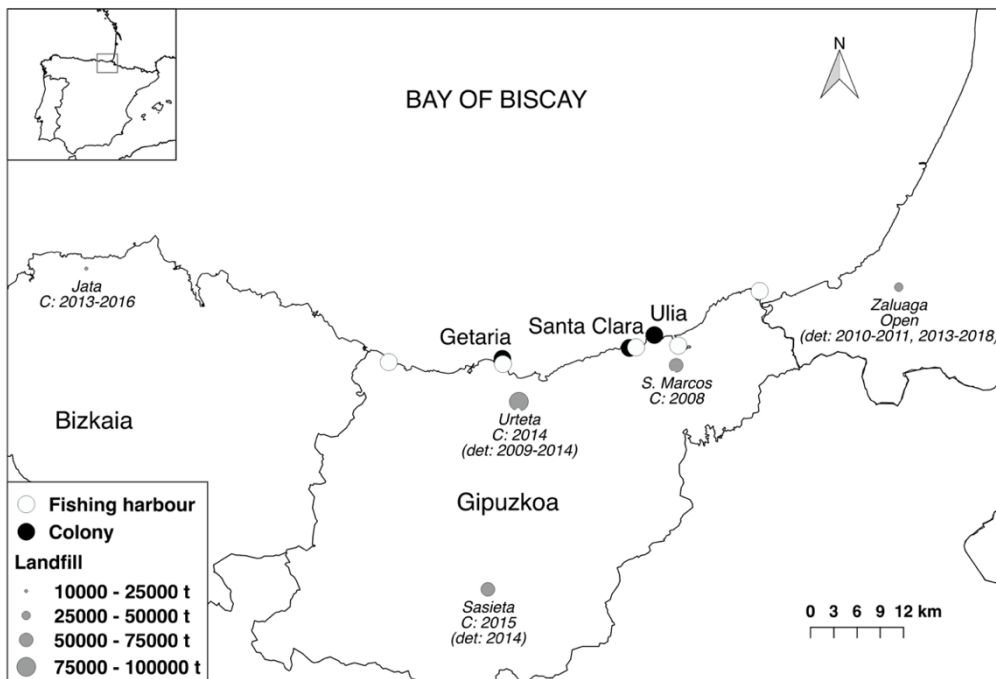
egiten dela jakina da, eta hau zabor gutxiago botatzearekin erlazionatu da, hilabete hauetan turista gutxiago egotearekin lotua dagoena (Ramos *et al.* 2011). Zabortegek oraindik zabalik zeudenean, ikergai den populazioan ez zen dieta aldaketarik aurkitu urte-sasoaren arabera (Arizaga *et al.* 2013a), baina baliteke zabortegien itxiera eta gero hau aldatu izana, urte-saso ezberdinetan egon daitezkeen elikadura-iturri alternatiboaren eskuragarritasunaren arabera. Egin berri diren euskal kostaldeko kaio hankahoriaren mugimendu patroien analisisiek erakutsi dutenez, zabortegien eta itsasoko harrapakinen erabilera koloniatik zabortegetara (Egunez *et al.* 2018) eta arrantza-portuetara (Arizaga *et al.* 2013a) dagoen distantziaren oso menpekoa da, hurrenez hurren. Hortaz, eskala oso txikian ere kolonien artean ezberdintasun trofikoak egongo direla pentsa daiteke, portuak edo zabortegek bezalako elikagai-iturri nagusietara dagoen hurbiltasunaren arabera.

Kaioen dieta beren gorputzeko ehun inerteen isotopo egonkorrekin aztertu daiteke. Ehun hori hazten egon zen garai osoan zehar hegazti horrek kontsumitu zuenarekin kategoria trofikoak berreraiki daitezke (Hobson *et al.* 1994). Isotopo egonkorak lumetan neurtuz, lumak garatzeko behar izan zuen denbora-tartean zehar izandako dieta estimatu daiteke. $\delta^{15}\text{N}$ isotopoa posizio trofikoa balioesteko erabili daiteke, $\delta^{13}\text{C}$ -ak elikatze-habitatari buruzko informazioa eman dezakeelarik (Schoeninger & DeNiro 1984, Hobson *et al.* 1994, Forero & Hobson 2003, Chereil & Hobson 2007). Horrela, lumetako isotopo egonkorak ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) erabiliz, lan honen helburu nagusiak hurrengoak ziren: (1) bertako kaio hankahorien populazio baten (guztira 500 bikote habiagile inguru dituen populazio baten hiru kolonia, 20 km-ren baitan kokatuak; Arizaga *et al.* 2009) ekologia trofikoan egon litezkeen ezberdintasunak aztertzea, zabortegetiko elikagaien eskuragarritasuna altua (2007-2009) eta baxua (2014-2016) zen garai batzuen artean; (2) eskualdean kaioek kontsumitzen dituzten elikagai baliabide alternatiboak identifikatzea, baita giza-jarduerekin egon daitezkeen gatazka berriak ere. Zabortegetatik eratorritako elikagaien kontsumoan jaitziera bat espero dugu 2014-2016 denboraldian, beste elikagai-iturri alternatibo batzuen (lurtarrak edo itsastarrak) igoera batek konpentsatu beharko lukeena. Helburu espezifikoa bat adin, sexu, urte-saso eta koloniaren arabera dietan egon litezkeen aldaketak aztertzea zen.

METODOAK

Ikerketa-eremua eta datuen bilketa

Ikerketa Gipuzkoako (Iberiar penintsulako iparraldea) kaio hankahoriaren hiru koloniatan burutu zen: Getaria (43°18'N, 02°12'W), Santa Klara (43°19'N, 01°59'W) eta Ulia (43°20'N, 01°57'W) (1. irudia). Hiru koloniak ezaugarri antzekoak dituzten itsaslabarretan kokatuta daude; 2007an kolonia hauek 92, 85 eta 526 bikote habiagile zituzten, Getarian, Santa Klaran eta Ulian, hurrenez hurren (Arizaga *et al.* 2009). Getariako koloniaren, Gipuzkoako arrantza-portu aktiboenetako batetik hurbil kokatuta dagoena (1. irudia) eta Santa Klarako koloniaren populazioen joerak ez dira ezagutzen, Uliako koloniako populazioa gutxitzen ari dela dirudien bitartean (2000-2013 denboraldirako lortutako joerak; Juez *et al.* 2015).



1. irudia. Kaio hankahoriaren ugalketa kolonien kokapena Gipuzkoan, ikerketa burutu zen lekuan. Arrantza portuak ere adierazita daude, inguruko zabortegekin batera. Azken hauetan itxiera urtea (C), uxatzeko teknikak (det: falkoneria, piroteknia eta uxatzeko kantuak) erabili ziren urteak eta batezbesteko deskarga ere aipatzen dira (zirkuluaren tamainaren arabera, ikusi legenda).

Ikertu ziren kolonien inguruan 75 km-ko erradio batean, hau izanik bertako kaio hankahori gehienak haien bizitza osoan zehar gehien urruntzen diren distantzia (Arizaga *et al.* 2013b, Arizaga argitaratu gabeko datuak), bost zabortegi daude (San Marcos, Urteta, Zaluaga, Sasieta eta Jata, ikusi 1. irudia), urteko 286292 t zabor inguru jasotzen zutenak (2007tik itxiera/orain arte).

2007-2009 eta 2014-2016ko umatze-garaietan zehar, kolonietan txitak eta helduak harrapatu ziren lumak hartzeko gorputzetik (txitei) eta hegotik (helduei), isotopo egonkorren analisirako erabili zirenak ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$). Txitak eskuz harrapatu ziren 20 egun inguru zituztenean. Lauzpasei luma dorsa hartu ziren eta txitak pisatu eta tartsoaren luzera neurtu zen. Pseudo-erreplikazioa saihesteko asmoz, habia bakoitzeko txita bakarra hartu zen kontuan. Helduak "spring trap" motako tranpak erabiliz harrapatu ziren inkubatzen ari ziren bitartean. Tranpak jartzea posiblea zen koloniako lekuetan, zoriz hautatu ziren hauek kokatzeko habiak. Lumarik barnekoena, lehenengo primaria (P1) (justu umatu eta gero hazten dena), eta S6 sekundaria (udazken-neguan hazten dena; Olsen & Larson 2004) lagintzeko asmoa genuen, hauen balio isotopikoek aurreko ugalketa garaian eta ugalketa garaitik kanpo izandako dieta islatuko zutelarik, hurrenez hurren. Kaioak luma hauetako bat dagoeneko berritua zuen kasuetan (normalean P1), berritu gabeko hurrengo luma hartzen zen (kasuen %80 inguru). Luma primarioa berez, era naturalean, berrituko lukeen momentutik gertu hartzen zen, eta luma sekundarioa hartzearen ondorioz hegoaren barnealdean sortutako hutsunea txikia da, beraz indibiduoaren hegan egiteko gaitasunean eragina minimoa izatea espero da. Txitak denboraldi osoko (2007-2009 eta 2014-2016 urteak) ugalketa garai guztietan lagindu ziren bitartean, helduak bakarrik 2008-2010 urteetan Ulian eta 2016an hiru kolonietan lagindu ziren (ikusi Informazio Osagarria, S1 taula). Bildutako luma primarioetako kalamuan geratutako odol-hondar lehorra helduen sexua bereizteko erabili zen, DNA hori Nafarroako Unibertsitatean aztertuz (Griffiths *et al.* 1998).

Isotopo egonkorren analisia eta mixing ereduak

Isotopo egonkorrek maila trofiko nagusietan harrapakin taldeen agerpena estimatzea ahalbidetzen dute (adib. jatorria itsasoan duten harrapakinak, lurrekoak, etab.), eta haien zehaztasun maila nahikoa da ikerketa gehienentzako (Forero & Hobson 2003, Sanpera *et al.*

2007, Moreno *et al.* 2010, Ceia *et al.* 2014). *Mixing* ereduak eta nitxo-zabalerako ereduak oso erabilgarriak izan dira ekologia trofikoaren ikerketetan (Bearhop *et al.* 2004, Navarro *et al.* 2009, Ramos *et al.* 2009b, Arizaga *et al.* 2013a), baldin eta erreferentziatzeko harrapakinak era egokian identifikatzen badira.

2007-2009 denboraldian hiru kolonietarako aurretik lortu ziren $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{34}\text{S}$ balioetan oinarrituta, harrapakinaren kontsumoa estimatzeko bi isotopo ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) erabiltzearen fidagarritasuna begiratu genuen. Isotopo hauek hiru baliabide ezberdin bereizteko gai dira: zaborteziak, lurrekoak eta itsasokoak (1. taula). Bi isotopoak ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) erabiliz lortutako %95eko sinesgarritasun-tartea, hiru isotopoak erabiliz lortutako emaitzekin nabarmen gainezartzen zela topatu genuen (Ikusi Informazio Osagarria, S1 irudia). Hortaz, kostuak gutxitze aldera analisiak $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ bakarrik erabiliz egin genituen. Lan honetan isotopo egonkorren analisirako erabiliz metodoa Arizaga *et al.* (2013a) lanekoaren berdina izan zen, emaitza konparagarriak lortzeko asmoz. Lumak NaOH 1M disoluzio batetan garbitu ziren eta lehortu (60°C) ondoren, hauts fin bihurtuta homogeneizatu ziren, lan horretarako nitrogeno likidoaren tenperaturan jarduten duen talka-birrintzaile bat erabiliz (Freezer/mill 6750-Spex, Certiprep). Luma-hautsaren pisatutako azpilaginak (0.3 mg inguru $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -rako) eztauzko kapsuletan jarri ziren eta analisi isotopikoa oinarritzeko analisi-isotopo ratio masa espektrometria bidez egin zen, ThermoFinnigan Flash 1112 bat erabiliz, Delta isotopo-ratio masa espektrometro bati akoplatuta, ConFlo III interfazearen bidez. Analisiak Bartzelonako Unibertsitateko Centres Científics i Tècnics (CCiT) gunean egin ziren. Isotopo egonkorren seinaleak δ notazio konbentzionalean (‰) eman ziren, $\delta^{13}\text{C}$ -rako Peedee Belemnite-ri dagokiona eta $\delta^{15}\text{N}$ -rako nitrogeno atmosferikoari dagokiona. $\delta^{13}\text{C}$ estandarra Vienna PeeDee Belemnite (VPDB) kaltzio karbonatoa izan zen, eta $\delta^{15}\text{N}$ estandarra nitrogeno atmosferikoa (N_2). Nazioarteko estandarrak (amonio sulfatoa, potasio nitratoa eta azido glutamikoa $\delta^{15}\text{N}$ -rako eta polietileno, sakarosa eta azido glutamikoa $\delta^{13}\text{C}$ -rako) 12 laginez behin txertatu ziren sistema kalibratzeko eta denboraren poderioz gertatu daitekeen edozein eratako deriba konpentsatzeko. Doitasuna eta zehaztasuna $\delta^{13}\text{C}$ -rako $\leq 0.1\text{‰}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -rako $\leq 0.3\text{‰}$ izan zen.

1. taula. Txitek berrahoratutako elikagaietatik eskuratutako harrapakin ezberdinen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioak (batezbestekoa \pm %95eko konfiantza tartea; Arizaga *et al.* 2013a). Hurrenez hurren, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -arentzako erabilitako balio isotopiko diskriminatzaileak: zaborteziak, +5.0 eta +2.2‰; lurrekoak: +4.0 eta +2.7‰; itsasokoak: +3.0 eta +0.9‰ (Peterson *et al.* 1985; Hobson & Clark 1992; Bearhop *et al.* 2002; Hobson & Bairlein 2003; Ramos *et al.* 2009a), SD = 0.1 izanik.

| Prey category | <i>n</i> | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ |
|--------------------------|----------|-----------------------|-----------------------|
| Terrestrial ^a | 5 | -23.84 \pm 2.90 | 8.86 \pm 2.82 |
| Landfill ^b | 3 | -21.12 \pm 1.17 | 4.35 \pm 1.88 |
| Marine fish ^c | 8 | -18.04 \pm 0.65 | 11.14 \pm 1.87 |

^a Barne hartzen ditu anelidoak (zizareak) eta moluskuak (Arionidae familia).

^b Txerriak, behiak edo oilaskoa.

^c Barne hartzen ditu Carangidae, Clupeidae (pelagikoa), Sparidae, Trachinidae eta Gadidae (bentikoa) familietako arrainak.

Analisi estatistikoak

Bi denboraldien arteko (2007-2009 eta 2014-2016) ezberdintasun posibleak aztertzeko txitetan jarri genuen arreta, hauek kolonia eta urte guztietan lagindu baitziren. Horretarako, Eredu Lineal Misto Orokorrak (General Linear Mixed Models; GLMM) erabili genituen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -arentzako, kolonia eta denboraldia faktore finko bezala hartuta. Urtea ausazko faktoretzat hartu zen, dietaren urtetik urterako aldaketak kontrolatzeko (Arizaga *et al.* 2013a, Ceia *et al.* 2014).

Heldu eta txiten arteko dieta denboraldietan zehar konparatzeko, Uliako datuetan oinarritu ginen. Kasu honetan P1 lumak bakarrik erabili genituen, udan hazten direnak eta, beraz, txiten hazkuntza garaiarekin bat datozenak. Beraz, helduen luma primarioen datuak aurreko urtean bildutako txiten lumekin konparatu daitezke. Hemen ere GLMMak erabili genituen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ hartuta menpeko aldagai gisa, denboraldia eta adina faktore finko bezala eta urtea ausazko faktore bezala. Analisi honetarako, ez ziren kontuan izan txiten eta helduen dietaren asimilazioan egon daitezkeen ezberdintasun potentzialak.

Urte-sasoen artean ekologia trofikoan egon daitezkeen aldaketak aztertzeko, helduetan jarri genuen arreta (P1 eta S6 lumak). GLMMak burutu genituen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ menpeko aldagaiarentzako, denboraldia (2007-2009 eta 2014-2016) eta luma mota (P1 edo S6) faktore finko bezala sarturik eta urtea eta indibidua zorizko aldagai moduan (P1 eta S6

indibiduo berdinetatik hartutakoak baitziren). Azkenik, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ aldagaien zat bi sexuen artean ezberdintasunik ba ote zegoen aztertu genuen, 2016an hartutako helduen laginak erabiliz GLMM batean, luma mota (P1 eta S6), kolonia eta sexua aldagai finko bezala eta indibiduo zorizko aldagai gisa sartuta. Analisi estatistiko guztiak egiteko R 3.3.2 (R Development Core Team 2011) erabili zen eta balio isotopikoentzako banaketa normala egiaztatu zen.

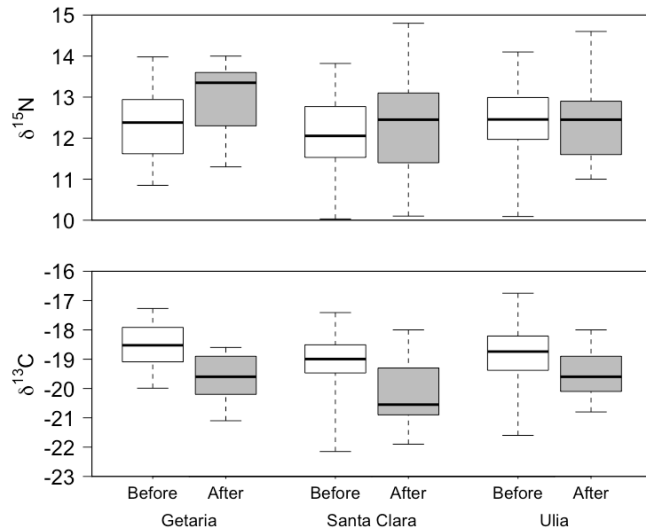
Baliabide kategoria bakoitzak asimilatutako dietan zuen ekarpen erlatiboa zenbatesteko, hainbat iturritako isotopo egonkorren *mixing* eredu Bayesiarrak erabili genituen (R-ko SIAR paketea, Parnell *et al.* 2010) lehenetsitako balioekin (*chain length* = 200000; *burning* = 50000; *thinning* 15, *dirichlet distribution prior* = 1/3). Emaitza alderagarriak lortzeko, elikagai-iturri kategoria berdinentzako (zabortegekia, itsastarra, lurrekoa; 1. taula) aurretik erdietsitako balio isotopikoak erabili genituen (Arizaga *et al.* 2013a), eremu berdinean jasoak. $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren balio isotopikoak erabilia, 2014-2016 urteetarako harrapakin kategoria bakoitzaren garrantzi erlatiboa eskuratzeaz gain, 2007-2009 urteetarako dieta berregin zen, Arizaga *et al.*-en (2013a) lanean $\delta^{34}\text{S}$ -aren balio isotopikoak ere erabili baitziren. Emaitzak %95, 75 eta 50-eko sinesgarritasun-tarte moduan aurkezten dira kontutan hartutako hiru elikagai-iturrietarako.

Denboraldien (2007-2009 vs. 2014-2016), urte-sasoien (uda vs. negua) eta adin klaseen arteko (txitak vs. helduak) nitxo trofikoaren zabalera konparatzeko asmoz, SIBER analisiak burutu ziren isotopoen balioekin (Jackson *et al.* 2011). Elipse estandarren azalera kalkulatu zen lagin tamaina txikientzako zuzenketarekin (SEAc), nitxo trofikoaren zabalera irudikatzeko kolonia bakoitzarentzako (zenbat eta azalera handiagoko elipsea, orduan eta nitxo trofiko zabalagoa) eta haien gainezarpina denboraldien (txiten lumentzako), urte-sasoien (2016ko helduen lumentzako) eta adin klaseen arabera (Uliako helduen P1 eta txiten bizkaraldeko lumentzako). SIBER paketearen bidez (Jackson *et al.* 2011) bi elipsearen arteko gainezarpin erlatiboa balioetsi zen. Elipsearen arteko gainezarpin faltak nitxo trofikoak haien artean ezberdinak direla iradokitzen dute, baina gainezarpina emateak ez du ezinbestean adierazten elikagai iturriak partekatzen direnik (Gallagher *et al.* 2017).

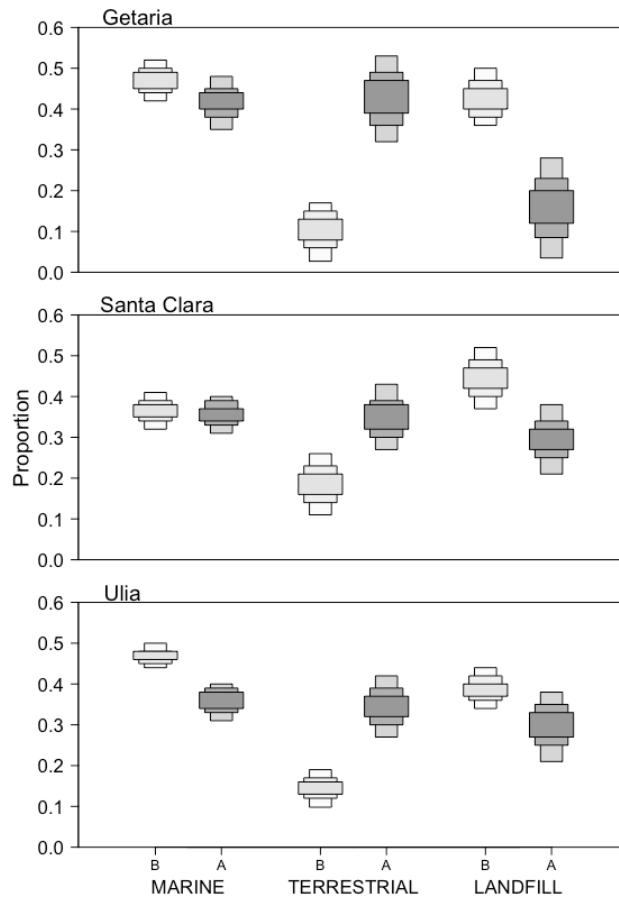
EMAITZAK

Txiten ekologia trofikoak aldaketa esanguratsuak aurkeztu zituen 2007-2009 eta 2014-2016 denboraldien artean (2. eta 3. irudiak). Denboraldi-kolonia interakzioak kontuan hartzen zituzten ereduak interakzio hau esanguratsua ez zela adierazi zuten ($\delta^{13}\text{C}$: denboraldi-kolonia, $F_{2,258} = 1.34$, $P = 0.265$; $\delta^{15}\text{N}$: denboraldi-kolonia, $F_{2,258} = 1.38$, $P = 0.254$). Txitek aurreko urteetan zuten dieta, helduek zabortegietara sartzeko aukera zutenean, $\delta^{13}\text{C}$ -an aberatsagoa zen eta bi seinale isotopikoak kolonien artean ere ezberdinak ziren ($\delta^{13}\text{C}$: kolonia, $F_{2,260} = 10.31$, $P < 0.001$; denboraldia, $F_{1,4} = 11.53$, $P = 0.027$; $\delta^{15}\text{N}$: kolonia, $F_{2,260} = 7.03$, $P = 0.001$; denboraldia, $F_{1,4} = 0.24$, $P = 0.653$, 2. irudia). Post hoc Tukey testek Santa Klara eta beste bi kolonien artean ezberdintasun esanguratsua zegoela adierazten zuten, bai $\delta^{13}\text{C}$ -aren (Santa Klara - Getaria, $P < 0.001$; Santa Klara - Ulia, $P < 0.001$) eta bai $\delta^{15}\text{N}$ -aren kasuan ere (Santa Klara - Getaria, $P = 0.002$; Santa Klara - Ulia, $P = 0.007$). 3. irudian, SIAR emaitzetatik ikusi daiteke zabortegiko baliagaien kontsumoa %40 inguru izatetik zabortegien itxieraren aurretik %20-30 izateraino jaitsi zela itxieraren ondoren. Lurreko harrapakinen kontsumoa berriz, nabarmen handitu zen hiru kolonietan zabortegien itxiera eta gero, batez beste <%20 izatetik %40 inguru izatera (3. irudia).

Uliako txita eta helduen (P1) lumen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioak alderatzean, ez zen ezberdintasun esanguratsurik aurkitu adin klaseen artean ($\delta^{13}\text{C}$: denboraldia, $F_{1,4} = 12.93$, $P = 0.023$; adina, $F_{1,171} = 0.07$, $P = 0.790$; $\delta^{15}\text{N}$: denboraldia, $F_{1,4} = 0.03$, $P = 0.872$; adina, $F_{1,171} = 0.07$, $P = 0.797$; 4. irudia), bi adin klaseek antzeko ekologia trofikoa zutela adieraziz, behintzat umatze garaian zehar. Adin eta denboraldiaren arteko interakzioak ez ziren esanguratsuak izan ($\delta^{13}\text{C}$: denboraldia-adina, $F_{1,170} = 0.35$, $P = 0.553$; $\delta^{15}\text{N}$: denboraldia-adina, $F_{1,170} = 0.02$, $P = 0.894$).

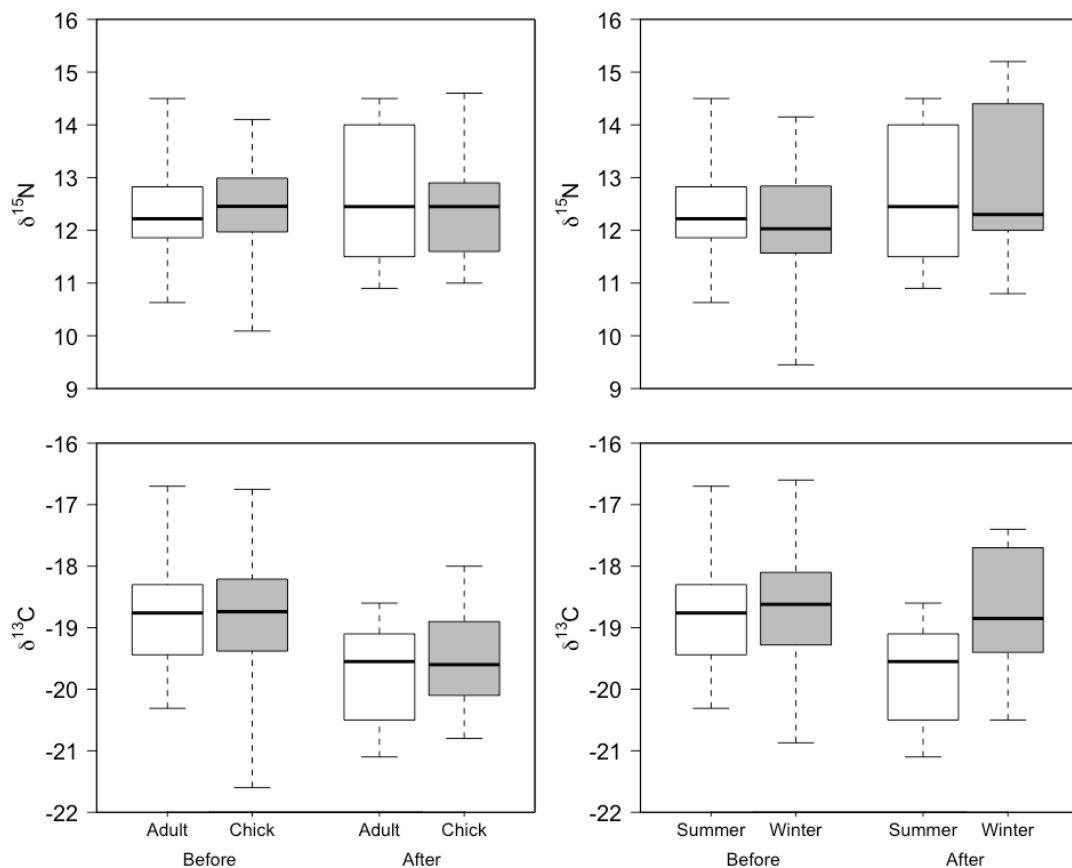


2. irudia. Getaria, Santa Klara eta Uliako txiten bizkarraldeko lumen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren seinale isotopikoak, inguruko zabortegien itxieraren aurretik (kutxa zuriak) eta ondoren (kutxa grisak). Mediana, lehenengo eta hirugarren kuartilak adierazita daude eta biboteak muturreko datuetaraino luzatuta daude.



3. irudia. SIAR emaitzak (\pm %95, %75 eta %50eko sinesgarritasun tartea) baliagaiek txiten dietara egiten duten ekarpena erakutsiz, Gipuzkoako zabortegien itxieraren aurretik (B, 2007-2009) eta ondoren (A, 2014-2016). Kolonia bakoitzarentzako emaitzak bereizirik aurkezten dira.

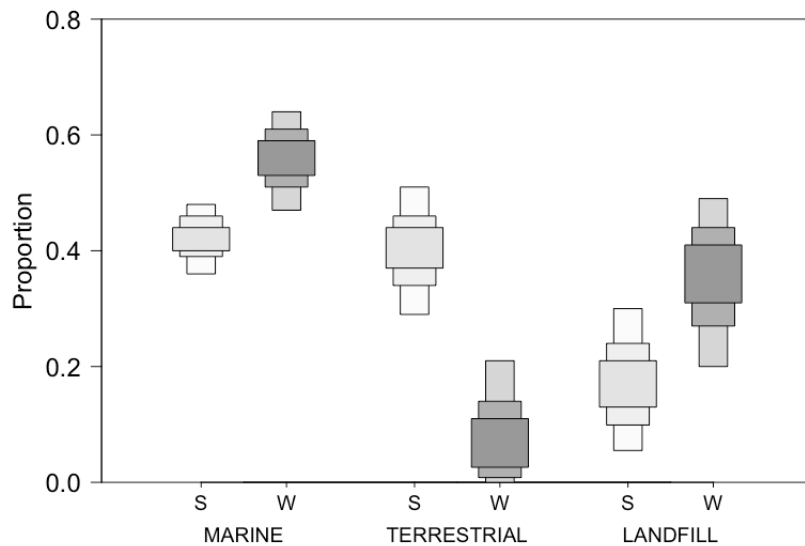
Uliako helduen lumak (P1 eta S6) konparatuta, denboraldi-urte-saso interakzio esanguratsua antzeman zen $\delta^{13}\text{C}$ -arentzako (denboraldia, $F_{1,2} = 2.11$, $P = 0.281$; urte-sasoia, $F_{1,49} = 7.03$, $P = 0.011$; denboraldia-urte-sasoia, $F_{1,49} = 6.38$, $P = 0.015$), baina ez $\delta^{15}\text{N}$ -arentzako (denboraldia, $F_{1,53} = 2.24$, $P = 0.140$; urte-sasoia, $F_{1,47} = 0.09$, $P = 0.770$; denboraldia-urte-sasoia, $F_{1,47} = 1.91$, $P = 0.173$; 4. irudia). Urte-sasoietarako ereduak bereizirik, denboraldiaren efektu esanguratsua antzeman zen $\delta^{13}\text{C}$ -arentzako ugalketa garaian soilik (ugalketa garaia: denboraldia, $F_{1,44} = 8.89$, $P = 0.005$; neguan: denboraldia, $F_{1,54} = 0.01$, $P = 0.946$).



4. irudia. Ulian hartutako helduen lumen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren seinale isotopikoak, zabortegien itxieraren aurretik eta ondoren. Mediana, lehenengo eta hirugarren kuartilak adierazten dira eta biboteak muturreko datuetaraino luzatuta daude.

2016an, $\delta^{13}\text{C}$ -an ezberdintasun esanguratsuak topatu ziren urte-sasoien artean, baina ez sexuen artean ($\delta^{13}\text{C}$: urte-sasoia, $F_{1,31} = 24.06$, $P < 0.001$; sexua, $F_{1,28} = 0.05$, $P = 0.826$; kolonia, $F_{2,28} = 0.79$, $P = 0.466$; $\delta^{15}\text{N}$: urte-sasoia, $F_{1,31} = 0.11$, $P = 0.747$; sexua, $F_{1,28} = 0.01$, $P =$

0.922; kolonia, $F_{2,28} = 0.25$, $P = 0.779$). Interakzio esanguratsurik ez zen antzeman faktore ezberdinen artean ($\delta^{13}\text{C}$: kolonia-urte-sasoia, $F_{2,26} = 0.17$, $P = 0.843$; kolonia-sexua, $F_{2,26} = 0.62$, $P = 0.545$; urte-sasoia-sexua, $F_{1,26} = 0.64$, $P = 0.430$; $\delta^{15}\text{N}$: kolonia-urte-sasoia, $F_{2,26} = 0.33$, $P = 0.724$; kolonia-sexua, $F_{2,26} = 0.28$, $P = 0.760$; urte-sasoia-sexua, $F_{1,26} = 0.02$, $P = 0.904$). Interesgarria izan zen *mixing* ereduak (5. irudia) udan zehar dietan lurreko harrapakinaren proportzioa handiagoa zela erakutsi izana (udan: %40 inguru; neguan: <%10), itsasoko harrapakinaren ekarpen handiena neguan ematen zen bitartean (%40 inguru izatetik %60 inguru izatera). Garai honetan zabortegiko baliagaien kontsumoa ere pixka bat handiagoa zen (udan %20 inguru izatetik, neguan %40 inguru izatera).



5. irudia. SIAR emaitzak (\pm %95, %75 eta %50eko sinesgarritasun tartea) baliagaiak helduen dietara egiten duten ekarpena erakutsiz 2016ko udan (S, gris argia) eta neguan (W, gris iluna), Getaria, Santa Klara eta Uliako kolonietan.

Hiru kolonietan, zabortegien itxieraren aurretik eta ondoren txiten nitxo isotopikoek erakutsitako gainezarpena <%0.001-koa izan zen, eta nitxo trofikoaren balioak baxuagoak ziren zabortegien itxieraren aurretik ondoren baino (2. taula). Uliako 2015ean, txiten nitxo isotopikoaren zabalera handiagoa zen helduena baino, baina biak gainezarri egiten ziren azaleraren %50ean baino gehiago (2. taula). 2016an, hiru kolonietatik bitan, helduek neguan nitxo isotopikoaren zabalagoa zuten udan baino eta urte-sasoien artean nitxo isotopikoaren gainezarpena <%25-ekoa zen (2. taula).

2. taula. Gainezarritako SEAc azalera, denboraldi ezberdinetan lagindutako txiten artean (2007-2009 eta 2014-2016) eta 2016ko urte-sasoi ezberdinetan (negua eta uda) lagindutako helduen artean, koloniaka bereizita. SEAc bakoitzaren azalera ere adierazita dago (1 Azalera konparaketa bakoitzaren lehenengo osagaiari egiten dio erreferentzia eta 2 Azalera bigarrenari).

| | SEAc gainezarpena 1 Azalera - 2 Azalera (Azalera 1en %) | SEAc gainezarpena 2 Azalera - 1 Azalera (Azalera 2ren %) | 1 Azalera | 2 Azalera |
|---|---|--|--------------|--------------|
| Txitak | | | | |
| Getaria 2007-2009 - Getaria 2014-2016 | <0.01 (<0.001 %) | <0.01 (<0.001 %) | 0.53 | 0.71 |
| Santa Klara 2007-2009 - Santa Klara 2014-2016 | <0.01 (<0.001 %) | <0.01 (<0.001 %) | 0.81 | 1.45 |
| Ulia 2007-2009 - Ulia 2014-2016 | <0.01 (<0.001 %) | <0.01 (<0.001 %) | 0.56 | 0.54 |
| Helduak | | | | |
| Getaria 2016 negua - Getaria 2016 uda | 0.36 (10.28 %) | 0.36 (24.46 %) | 3.49 | 1.47 |
| Santa Klara 2016 negua - Santa Klara 2016 uda | 0.01 (0.25 %) | 0.01 (0.73 %) | 3.68 | 1.28 |
| Ulia 2016 negua - Ulia 2016 uda | <0.01 (<0.001 %) | <0.01 (<0.001 %) | 0.93 | 1.01 |
| Ulia (2015 dieta): Helduak – Txitak | 0.51 (50.62 %) | 0.51 (73.58 %) | 1.01 | 0.69 |

EZTABAIDA

$\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ isotopo egonkorak erabilia kaio hankahoriak baliagaietaz egiten duen erabileran ezberdintasun esanguratsuak antzeman genituen, hain justu, zabortegetako elikagaien eskuragarritasuna altua (2007-2009) eta baxua (2014-2016) zireneko garaien artean, eskualdean gertatutako hainbat zabortegeiren itxierarekin erlazionatuta dagoena. 2014-2016 denboraldian zabortegetako elikagaien kontsumo estimatuan beherakada ikusi genuen 2007-2009koarekin alderatuta. Horrela, gure hipotesia baieztatu zen, alegia, jatorri honetako elikagaiek dietara egiten duten ekarpena jaitsi egin dela. Bi isotopo erabiltzeak ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) hiru beharrea (bi hauek gehi $\delta^{34}\text{S}$), aurreko analisietan erabili bezala (Arizaga *et al.* 2013a), ez zuen eraginik izan gure emaitzetan 2007-2009 denboraldirako, eta oso litekeena da 2014-2016rako ere horrela izatea. Izan ere, $\delta^{34}\text{S}$ -ak itsasoko harrapakin iturri ezberdinak bereizteko balio du (Moreno *et al.* 2010), baina zabortegeien itxieraren ondorengo garaian ez

dirudi harrapakin itsastarren kontsumoa bereziki igo denik, bai ordea lurreko harrapakinen kontsumoa. Hala ere, kontutan hartu behar dugu kostaldeko eremuetan kresalak lurreko harrapakinen $\delta^{34}\text{S}$ balioak jaitsi ditzakeela (Hobson *et al.* 2015), honek dietan duen ekarpena gutxietsia izan daitekeelarik. $\delta^{34}\text{S}$ -aren diskriminatzeko gaitasuna testuinguruaren araberakoa da, eta adibidez Moreno *et al.*-ek (2010) iberiar penintsularen ipar-mendebaldean topatu zuten moduan, $\delta^{34}\text{S}$ -ak ezberdintasunak antzemateko balio zuen dieta itsasoko hainbat espeziek osatzen zuten populazioetan, ez haatik lurreko elikagai-iturri ezberdinen artean bereizterako orduan. Beraz, orokorrean, balioetsitako dietan ziurgabetasun gradu bat dagoela onartu behar da, batez ere zabortegien itxieraren ondorengo garaian.

Badirudi zabortegek ikerketagai izan diren kaioen ekologia trofikoan eragin nabarmena dutela, ugalketa garaian helduei GPS bidez egindako jarraipenaren emaitzek baieztatu dutena (Arizaga *et al.* 2017). Orokorrean, gure emaitzek iradokitzen digute berez itxiztat jotzen diren zabortegei batzuek oraindik elikagai iturri bezala funtzionatzen dutela kaioentzako, eta/edo kaioak zabortegetara ez joateko hartutako neurriak nahikoa ez direla. Behin hori esanda, ezin dugu ezeztatu SIAR ereduarekin zenbatetsitako “zabortegeko baliagaien” parte bat kaioek hiri-eremuetan bilatutako janariari dagokionik. Izan ere, litekeena da horrelako eremuetan hartutako jakiek zabortegetan topatutako elikagaien seinale isotopiko berdintsua izatea. Dena den, zabortegien itxieraren ondoren GPS bidezko jarraipena egin zaie hegazti batzuei eta behin-behineko datuek hiri-eremuen erabilera txikia erakutsi dute. Horrela, badirudi zabortegei, itsaso eta zelaiak direla ikertutako populazioak elikatzeko gehien erabiltzen dituen habitatak (Arizaga *et al.* 2017 eta publikatu gabeko datuak). Zehazki, GPS posizioen %60 inguru kolonian izan ziren, %12 zelaietan (SIAR ereduarekin bat egingo lukeena, zizareen kontsumo altua iradokiz), %6.5 zabortegetan, %4 itsasoan eta %18 beste habitat mota batzuetan (Arizaga *et al.* 2017). “Beste habitat mota batzuk” sailkapenaren barruan, posizioen %90etik gora pausalekuei dagokie (adib. industria-nabeen teilatuak, atsedeen hartzeko erabiltzen dituzten ibaiertzak). Beraz, litekeena da hiri-eremuetan emandako elikagaien kontsumoa, zabortegetan topatutakoaren antzeko elikagaiez osatua egongo litzaketena, txikia izatea, nahiz eta ziurgabetasun puntu bat dagoen oraindik. Etorkizuneko ikerketek zehaztu beharko dute doitasun handiagoz populazioaren dietan lurreko jatorri ezberdinetako harrapakinek duten pisu erlatiboa. Hiri-eremuetan hartutako elikagaien garrantzi potentziala azpimarratu behar da hemen, eta zelai (zizareen iturri bezala

batez ere udan) edo zabortegek barne hartzen dituzten beste habitatekin konparatu, alde batera utzi gabe oraindik identifikatu gabe egon daitezkeen edo etorkizun hurbilean gehiago erabiliak izan daitezkeen beste habitat batzuk.

Jatorri lurterra duten harrapakinen (batez ere zizareak; behaketa pertsonala) kontsumoan izandako igoerak, zabortegetako elikagaien eskuragarritasunean izandako jaitsiera konpentsatu zuen, itsasoko baliagaien kontsumoan aldaketa nabarmenik ikusi ez den bitartean. Payo-Payo *et al.*-ek (2015) ere Dragonera irlako (Mediterraneoan) kaioen dietan aldaketa antzeman zuten zabortegetan elikatzeko aukera desagertu zenean, nahiz eta kasu honetan itsasoko harrapakinen kontsumoan igoera nabarmena gertatu zen. Harrapakin itsastarren kalitate nutrizional altua dela eta (Annett & Pierotti 1999), interesgarria da gure eskualdean elikagai-iturri alternatibo moduan harrapakin hauen erabileran igoerarik egon ez izana, baina honen arrazoiak ezezagunak izaten jarraitzen dute. Eskualdean oraindik ohikoak dira arrantza-bazterkinak portuetan edo itsasoan (N. Zorrozu, behaketa pertsonala). Ikertutako eremuan, arrantza-portuek antzeko jarduera erakutsi zuten 2007-2009 (urtean lurreratutako arrain kopuruaren batezbestekoa \pm SD 31794 \pm 6167 t izanik, iturria: Eusko Jaurlaritza) eta 2014-2016 (26522 \pm 970 t, iturria: Eusko Jaurlaritza) denboraldietan zehar. Hortaz, ikertutako eremuan zabortegien itxiera eta gero kaioek itsasoko harrapakinen kontsumoa handitu ez izana, ziurrenik ezin da azaldu itsasoko baliagaien eskuragarritasunean egondako jaitsiera batekin.

Are gehiago, kaioen baliagaien erabilera koloniaren araberakoa zela ikusi genuen, aurretik topatutakoa baieztatuz (Arizaga *et al.* 2013a). Ikertutako koloniak elkarren artean nahiko hurbil egon arren (<20 km gutxi gorabehera), gure emaitzek baliagaien erabilera lekuen artean ezberdina dela adierazten dute. Zehazki, Getariako kolonia, Gipuzkoako arrantza-portu nagusienetako batetik hurbil kokatuta dagoena, itsasoko harrapakineta gehiago elikatzen zela ikusi zen, ziurrenik arrantza bazterkinekin lotua dagoena. Santa Klara eta Uliako seinale isotopikoen artean topatutako ezberdintasunek, oso hurbil kokatuta dauden bi kolonien artekoak (< 5 km), diferentzia lokalak egiaztatzen dituzte. Nahiz eta kaio hankahoriak jeneralista bezala ezagutzen diren, umatze kolonien arteko ezberdintasun trofikoak hainbat lekutan aipatu izan dira (Duhem *et al.* 2005, Ramos *et al.* 2009a, Moreno *et al.* 2010) eta berdina gertatzen da beste espezie batzuekin (Schmutz & Hobson 1998,

O'Hanlon *et al.* 2017). Horrela, hurbil dauden ugalketa-koloniek dietan desberdintasunak erakutsi ditzakete, kolonien artean bazkatzeko dagoen bereizketa dela eta (Wakefield *et al.* 2015).

Negu eta uda-sasoiaren artean ere ezberdintasun isotopiko esanguratsuak ikusi genituen, zabortegei jatorriko elikagaien eskuragarritasuna baxua zen denboraldian. 2007-2009 denboraldian zehar, helduentzako datuak ditugun kolonia bakarrean, lurreko harrapakinaren ekarpena dietan oso baxua zen. Ziurrenik urte osoan zehar izan zuten arrantza-bazterkinen eta zabortegetako elikagaien ugartitasunak, aldaketa gutxi egotea eragin zuen urte-sasoiaren arteko dietan, baina ez dakigu beste bi kolonietan ere gauza bera gertatzen zen edo ez. Urte-sasoiarekin erlazionatutako elikadura aldaketak Mediterraneoan beste kaio hankahori kolonia batzuetan ere jazo dira (Ramos *et al.* 2011) eta baita beste hegazti espezie batzuetan ere (e.g. Beeston *et al.* 2005, Sanchez *et al.* 2005, Romanowski & Zmihorski 2009, Martins *et al.* 2013, Yoshikawa & Osada 2015). Gaur egun, zabortegeko baliagaien urritzearekin, estimatutako dietaren arabera helduak udan lurreko harrapakinaren proportzio handiagoz elikatzen dira. Deigarria dena zera da, neguan ez dela hau gertatzen, ziurrenik zizareen eskuragarritasuna garai honetan txikiagoa delako. Kaioak udan zizare gehiagoz elikatzen direla baieztatze aldera, GPS gailuak jarri zitzaizkien Ulian umatzen ari ziren hainbat hegaztari, eta koloniaren inguruko zelai eta larreen erabilera handia ikusi zen (Arizaga *et al.* 2017). Neguan, kaioak oraindik zabortegetan elikatzen ziren proportzio altu batean eta baita itsasoko harrapakineta ere. Litekeena da garai honetan elikagai bila urrunago mugitzeko aukera izatea, udan egin ezin dutena, txiten hazkuntza dela eta distantzia/denbora mugak dituztenean (Gaston 2004). Ikertutako hiru koloniatik bitan, neguan nitxo isotopikoaren zabalera udan baino handiagoa izateak ideia hau indartzen du. Badirudi lurreko harrapakinak zabortegeko elikagai eskasia konpentsatzeko gai izan zirela udan, baina ez neguan. Beste aukera bat da helduek baliagaien erabilera aldatzea umatze garaian, haien txitei kalitate handiagoko harrapakinak eman ahal izateko (Annett & Pierotti 1989). Honekin lotuta, urte-sasoi ezberdinetako nitxoen gainezarpen ezak, udan eta neguan harrapakin mota ezberdinak kontsumitzen direla adierazi dezake. Era berean, Egunez *et al.*-ek (2018) zabortegeien erabilera handiagoa ikusi zuen umatze garaitik kanpo. Etorkizun batean, GPS bidezko jarraipenaren analisiek lagunduko digute argitzen ea neguko mugimenduak bat datozen esperotako

zabortegien edo/eta arrantza-portu/ontzien ustiapen handiago batekin, eta (segur aski) elikatzeke egindako distantzia luzeagoekin.

Beste kaio hankahori populazio batzuetan ez bezala, non helduek haien txitak elikagai ezberdinekin elikatzen dituzten (adib. Moreno *et al.* 2010), guk ez genuen ezberdintasunik ikusi adin klaseen artean. Beraz, badirudi gure eskualdean helduek ez dutela bereizketarik egiten txitei ematen dieten elikagaien eta haientzako hartzen dutenen artean. Nahiz eta ez genuen laginketa habia berdineko heldu eta txiten ekologia trofikoa estimatzeko diseinatu, adin klaseen artean dieta nabarmenki aldatuko balitz kolonia mailan ezberdintasunak topatuko genituzke, beste lan batzuetan gertatu bezala (Moreno *et al.* 2010, Alonso *et al.* 2015). Euskal kostaldean, lan hau burutu zen lekuan, txita eta helduen artean ezberdintasun trofikorik ez egoteak fenomeno iraunkorra dirudi, izan ere, 2007-2009an ere berdina ikusi zen, zabortege gehiago oraindik zabalik zeudenean. Txita eta helduen artean diferentzia trofikorik ez egotearen beste arrazoi bat izan daiteke gure populazioa txitentzako dieta hobe batera aldatzeko gai ez izatea. Edo baliteke gure lanaren bereizmen maila (bakarrik hiru baliabide iturrirekin) nahikoa ez izatea diferentzia hautemateko, bereizmen maila handiagoa duten lanek agian ezberdintasunen bat bilatuko luketen bitartean.

Hainbat zabortege berriki itxi izanak, dietaz gain beste ezaugarri batzuetan ere ondorioak izatea espero da. Adibidez, Galarzak (2015) bikote habiagileen %40ko jaitsiera ikusi zuen 8 urteko epean (2007-2014) hurbil dagoen kolonia batean (Izaro, ikertutako koloniarik gertukoenetik 50 km-ra gutxi gorabehera), kolonia inguruan zeuden zabortegietan izandako zabor deskargaren ia %90eko jaitsierari egotzi ziona. Epe ertain edo luzera, guk ikertutako koloniek ere populazio jaitsierak jasatea espero da, batez ere inguruko zabortege guztiak erabat ixten dituztenean. Are gehiago, mundu osoko espezie ugarian ikusi da zabortegiek hainbat parametrotan eragiten dutela, umatze-arrakastan edo biziraupenean esaterako (adib. Pons 1992, Tortosa *et al.* 2002, Romano *et al.* 2006, Oro *et al.* 2013, Steigerwald *et al.* 2015, Plaza & Lambertucci 2017), baina zabortegietan elikatzeke aukeren murrizketak ezaugarri hauetan izango dituen eraginak ezezagunak dira guk ikertutako kolonientzat, ez baitira oraindik aztertutak izan.

Nahiz eta ez ginen gai izan kaio hauek inguruko habitatez egiten duten erabilera zuzenean ikusteko, ondorioztatu daiteke behin zaborteziak itxita gehiago elikatzen zirela larreetan. Dena den, guk dakigunez, orain arte ez da gatazkarik sortu hauen eta giza-jardueren artean. Gainera, hemen itsaso eta zaborteziak bezala sailkatutako baliagaien kontsumoa frogatu dugun arren, ezin dugu bereizi itsasoko elikagaiak portuetan edo itsaso zabalean eskuratu ziren, ezta ere kaioak hiri-eremuetan elikatu zirenik, bertan topatuko lituzketen baliagaiak ziurrenik zaborteziakoen oso antzekoak izango liratekelarik. Kaioen mugimenduen jarraipena egingo duten ikerketa gehiago behar dira, habitat erabilerari buruzko informazio osagarri eta zehatza lortzeko. Gainera, ekologia trofikoan ikusitako aldaketa harrapakin berrien kontsumoaren ondorio izan daiteke.

Lan hau, ikerketa denboran zehar kaio hankahoriaren harrapakin potentzialak eta haien erreferentzia isotopikoak berdin mantendu direlako premisarekin burutu da. Garrantzitsua izango litzateke etorkizuneko ikerketetan dietan aurretik ustiatu ez diren harrapakinak gehitu diren begiratzea. Hala ere, kontsumitutako harrapakinak edozein izanda ere, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioetan aldaketak aurkitu ziren zabortezien itxieraren ondoren eta, beraz, argi dago dietan aldaketa bat gertatu dela bi denboraldien artean.

Ondorioz, isotopo egonkorren analisiak zaborteziakoen elikagaien kontsumoaren behar-kada adierazi zuen itxieraren ondoren. Hau udan batez ere lur-reko jatorriko harrapakin gehiago (agian zizareak) janez konpentsatu zen, baina ez neguan. Zaborteziak irekita zeuden garaian ez bezala, harrapakinaren kontsumoan ez zegoenean urte-sasoen arteko ezberdintasunik, zabortezien itxierak urte-sasoen arabera aldaketak eragin ditu elikatze-ekologian. Gainera, emaitza hauek ikusita, badirudi baliagai-sorta zabalagoa ustiatzen zela neguan. Etorkizuneko ikerketak, elikaduran egon daitezkeen murrizketak urte-sasoen artean zenbateraino aldatzen diren ikustera bideratu behar lirateke, eta baita ere aztertzea honen ondorio potentzialak kaio hankahoriaren edo zaborteziak ustiatzen dituzten beste espezieen dinamika eta lurraldearen erabileran. Izan ere, zabortezien itxierak kaioen eraginaren duen eragina beste taxon batzuetan ere ikusi daiteke, leku horien mende dauden elikatze-ekologian.

ESKER ONAK

Ikerketa hau Eusko Jaurlaritzak, Gipuzkoako Foru Aldundiak eta Donostiako Udalak finantzatu zuten. N. Zorrozuak Eusko Jaurlaritzako doktoretza aurreko beka bat jaso zuen. Eskerrak eman nahi dizkiegu baita landa lanean lagundu zigutenei, bereziki Txingudiko Eratzuntze Estazioko kideei. Gipuzkoako Foru Aldundiak ikerketa hau egiteko baimena eman zuen eta esperimentu guztiek herrialdeko legeak betetzen dituzte. Lau aztertzaile anonimok eta bi Editore Elkartuk (C. Horswill eta R. Nager) oso iruzkin baliagarriak egin zituzten, artikuluaurreko bertsio bat hobetzen lagundu zutenak.

BIBLIOGRAFIA

- Alonso, H., Almeida, A., Granadeiro, J. P. & Catry, P. 2015. Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and conservation. *Eur. J. Wildl. Res.* 61: 819.
- Annett, C. A. & Pierotti, R. 1999. Long-term reproductive output in Western Gulls: Consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology* 80: 288–297.
- Annett, C. A. & Pierotti, R. 1989. Chick Hatching as a Trigger for Dietary Switching in the Western Gull. *Col. Waterbirds* 12(1): 4–11.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Díez, E. & Crespo, A. 2013b. Foraging distances of a resident yellow-legged gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *Eur. J. Wildl. Res.* 60(2), 171–175.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Mendiburu, A. & Sanpera, C. 2010a. High importance of fish prey in the diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird* 23: 1–6.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J. & Aldalur, A. 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitologia* 25: 32–42.

- Arizaga, J., Herrero, A., Galarza, A., Hidalgo, J., Aldalur, A., Cuadrado, J. F. & Ocio, G. 2010b. First-Year Movements of Yellow-Legged Gull (*Larus michahellis lusitanicus*) from the Southeastern Bay of Biscay. *Waterbirds* 33(4): 444–450.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A. & Sanpera, C. 2013a. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.* 87-88: 19–25.
- Arizaga, J., Laso, M., Zorrozuza, N., Delgado, S., Aldalur, A. & Herrero, A. 2017. Uso del espacio por adultos de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 durante el periodo reproductor: resultados preliminares en relación al uso de vertederos. *Munibe* 65.
- Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Villanúa, D., Alonso, D., Barbarin, J. M., Herrero, A., Lekuona, J. M. & Rodríguez, R. 2018. Importance of artificial stopover sites through avian migration flyways: a landfill-based assessment with the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis*.
- Auman, H. J., Meathrel, C. E. & Richardson, A. 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body size of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds* 31(1): 122–126.
- Bearhop, S., Adams, C. E., Waldron, S., Fuller, R. A. & Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Anim. Ecol.* 73: 1007–1012.
- Bearhop, S., Waldron, S., Votier, S. C. & Furness, R.W. 2002. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiol. Biochem. Zool.* 75: 451–458.
- Beeston, R., Baines, D. & Richardson, M. 2005. Seasonal and between-sex differences in the diet of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Bird Study* 52: 276–281.
- Belant, J. L., Seamans, T. W., Gabrey, S. W. & Ickes, S. K. 1993. Importance of landfills to nesting Herring gulls. *Condor* 95: 817–830.
- Bicknell, A. W. J., Oro, D., Camphuysen, K. & Votier, S. C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *J. Appl. Ecol.* 50: 649–658.
- BirdLife International. 2017. *Larus michahellis* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T62030970A119710812.

- Bosch, M., Oro, D. & Ruiz, X. 1994. Dependence of Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two Western Mediterranean colonies. *Avocetta* 18: 135–139.
- Bukacínska, M., Bukacínski, D. & Spaans, A. L. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring gulls (*Larus argentatus*). *Auk* 113(2): 300–309.
- Calado, J. G., Matos, D. M., Ramos, J. A., Moniz, F., Ceia, F. R., Granadeiro, J. P. & Paiva, V. H. 2017. Seasonal and annual differences in the foraging ecology of two gull species breeding in sympatry and their use of fishery discards. *J. Avian Biol.* 49.
- Ceia, F. R., Paiva, V. H., Fidalgo, V., Morais, L., Baeta, A., Crisóstomo, P., Mourato, E., Garthe, S., Marques, J. C. & Ramos, J. A. 2014. Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 497: 273–284.
- Cherel, Y. & Hobson, K. A. 2007. Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the Southern Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 329: 281–287.
- Coulson, J. C. 1963. The status of the Kittiwake in the British Isles. *Bird Study* 10: 147–179.
- Coulson, J. C. & Coulson, B. A. 2009. Ecology and Colonial Structure of Large Gulls in an Urban Colony: Investigations and Management at Dumfries, SW Scotland. *Waterbirds* 32(1): 1–15.
- Coulson, J. C. 2015. Re-evaluation of the Role of Landfills and Culling in the Historic Changes in the Herring Gull (*Larus argentatus*) Population in Great Britain. *Waterbirds* 38(4): 339–354.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E. & Tatoni, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.* 50: 91–100.
- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. 2005. How Is the Diet of Yellow-legged Gull Chicks Influenced by Parents' Accessibility to Landfills? *Waterbirds* 28(1): 46–52.
- Egunez, A., Zorrozuza, N., Aldalur, A., Herrero & A., Arizaga, A. 2018. Local use of landfills by a yellow-legged gull population suggests distance-dependent resource exploitation. *J. Avian Biol.* 49: n/a.
- Forero, M. G. & Hobson, K. A. 2003. Using stable isotopes of nitrogen and carbon to study seabird ecology: applications in the Mediterranean seabird community. *Sci. Mar.* 67: 23–32

- Galarza, A. 2015. ¿Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica *Larus michahellis lusitanicus* Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco). *Munibe* 63.
- Gallagher, A. J., Shiffman, D. S., Byrnes, E. E., Hammerschlag-Peyer, C. M. & Hammerschlag, N. 2017. Patterns of resource use and isotopic niche overlap among three species of sharks occurring within a protected subtropical estuary. *Aquat. Ecol.* 51: 435.
- Garrott, R. A., White, P. J. & White, C. A. V. 1993. Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conserv. Biol.* 7(4): 946–949.
- Gaston A. 2004. *Seabirds. A Natural History*. T & AD Poyser, London.
- Griffiths, R., Double, M. C., Orr, K. & Dawson, R. J. G. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* 7: 1071–1075.
- Hobson, K. A., Piatt, J. F. & Pitocchelli, J.. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.* 63(4): 786–798.
- Hobson, K.A. & Clark, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. II: factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor* 94: 189–197.
- Hobson, K.A. & Bairlein, F. 2003. Isotopic fractionation and turnover in captive Garden Warblers (*Sylvia borin*): implications for delineating dietary and migratory associations in wild passerines. *Can. J. Zool.* 81: 1630–1635.
- Hobson, K.A., Blight, L.K. & Arcese, P. 2015. Human-induced long-term shifts in gull diet from marine to terrestrial sources in North America’s coastal Pacific: More evidence from more isotopes ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{34}\text{S}$). *Environ. Sci. Technol* 49: 10825-10833.
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C. & Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.* 80: 595–602.
- Juez, L., Aldalur, A., Herrero, A., Galarza, A. & Arizaga, J. 2015. Effect of age, colony of origin and year on survival of Yellow-legged gulls *Larus michahellis* in the Bay of Biscay. *Ardeola* 62(1): 139–150.
- Martins, R. C., Catry, T., Santos, C. D., Palmeirim, J. M. & Granadeiro, J. P. 2013. Seasonal Variations in the Diet and Foraging Behaviour of Dunlins *Calidris alpina* in a South European Estuary: Improved Feeding Conditions for Northward Migrants. *PLoS ONE* 8(12): e81174.

- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A. & Sanpera, C. 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Mar. Biol.* 157: 545–553.
- Navarro, J., Louzao, M., Igual, J. M., Oro, D., Delgado, A., Arcos, J. M., Genovart, M., Hobson, K. A. & Forero, M. G. 2009. Seasonal changes in the diet of a critically endangered seabird and the importance of trawling discards. *Mar. Biol.* 156: 2571.
- Neves, V. C., Murdoch, N. & Furness, R.W. 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Arquipélago, Life and Marine Sciences* 23A: 59–73.
- O’Hanlon, N. J., McGill, R. A. R. & Nager, R. G. 2017. Increased use of intertidal resources benefits breeding success in a generalist gull species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 574: 193–210.
- Olsen, K. M. & Larson, H. 2004. *Gulls of Europe, Asia and North America*. Christopher Helm. London.
- Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137: 547–549.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S. & Martínez-Abrahín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from human. *Ecol. Lett.* 16: 1501–1514.
- Oro, D., Cam, E., Pradel, R. & Martínez-Abrahín, A. 2004. Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271: 387–396.
- Oro, D., Jover, L. & Ruiz, X. 1996. Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's gull *Larus audouinii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 139: 29–39.
- Parnell, A. C., Inger R., Bearhop S. & Jackson A. L. 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PLoS One* 5(3): e9672.
- Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J. M., Jover, L., Sanpera, C. & Tavecchia, G. 2015. Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol. Appl.* 25: 2228–2239.
- Peterson, B.J., Howarth, R.W. & Garritt, R.H. 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine foodwebs. *Science* 227: 1361–1363.
- Pierotti, R. & Annett, C. A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: Constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology* 72(1): 319–328.

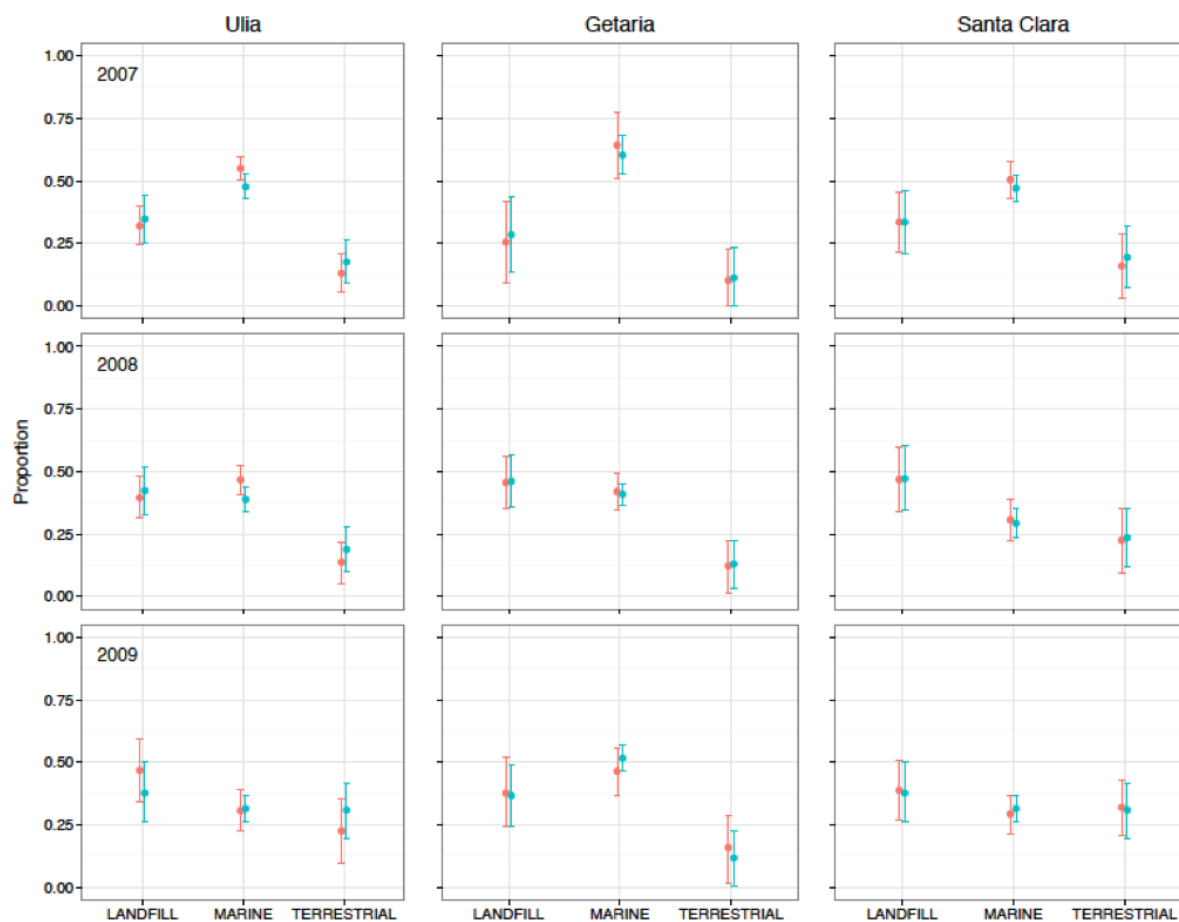
- Plaza, P. I. & Lambertucci, S. A., 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Global Ecology and Conservation* 12: 9–20.
- Pons, J. M. 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea* 80: 143–150.
- Pons, J. M. 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethol. Ecol. Evol.* 6: 1–12.
- R Development Core Team. 2011. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos, R., Ramirez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009a. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150: 265–272.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009b. Feeding ecology of yellow-legged gulls *Larus michahellis* in the western Mediterranean: A comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 377: 289–297.
- Ramos, R., Ramírez, F., Carrasco, J. L. & Jover, L. 2011. Insights into the spatiotemporal component of feeding ecology: an isotopic approach for conservation management sciences. *Divers. Distrib.* 17: 338–349.
- Real, E., Oro, D., Martínez-Abraín, A., Igual, J. M., Bertolero, A., Bosch, M. & Tavecchia, G. 2017. Predictable anthropogenic food subsidies, density-dependence and socio-economic factors influence breeding investment in a generalist seabird. *J. Avian Biol.* 48: 1462–1470.
- Rock, P. 2005. Urban gulls: problems and solutions. *British Birds* 98: 338–355.
- Romano, M. D., Piatt, J. F. & Roby, D. D. 2006. Testing the Junk-food Hypothesis on Marine Birds: Prey Type on Growth and Development. *Waterbirds* 29(4): 407–414.
- Romanowski, J. & Zmihorski, M. 2009. Seasonal and habitat variation in the diet of the tawny owl (*Strix aluco*) in Central Poland during unusually warm years. *Biologia* 64/2: 365–369.
- Sanchez, M. I., Green, A. J. & Castellanos, E. M. 2005. Seasonal variation in the diet of Redshank *Tringa totanus* in the Odiel Marshes, southwest Spain: a comparison of faecal and pellet analysis. *Bird Study* 52: 210–216.

- Sanpera, C., Ruiz, X., Moreno, R., Jover, L. & Waldron, S. 2007. Mercury and stable isotopes in feathers of Audouin's Gulls as indicators of feeding habits and migratory connectivity. *The Condor* 109: 268–275.
- Schoeninger, M. J. & DeNiro, M. J. 1984. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochim Cosmochim Acta* 48: 625–639.
- Schmutz, J. A. & Hobson, K. A. 1998. Geographic, temporal, and age-specific variation in diets of Glaucous gulls in western Alaska. *The Condor* 100: 119–130.
- Sol, D., Arcos, J. M. & Senar, J. C. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study* 42: 216–221.
- Steigerwald, E. C., Igual, J., Payo-Payo, A., Tavecchia, G. 2015. Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis* 157: 439–448.
- Tortosa, F. S., Caballero, J.M. & Reyes-López, J. 2002. Effect of Rubbish Dumps on Breeding Success in the White Stork in Southern Spain. *Waterbirds* 25(1): 39–43.
- Yoshikawa, T. & Osada, Y. 2015. Dietary Compositions and Their Seasonal Shifts in Japanese Resident Birds, Estimated from the Analysis of Volunteer Monitoring Data. *PLoS ONE* 10(2): e0119324.
- Wakefield, E. D., Cleasby, I. R., Bearhop, S., Bodey, T. W., Davies, R. D., Miller, P. I., Newton, J., Votier, S. C., Hamer, K. C. 2015. Long-term individual foraging site fidelity—why some gannets don't change their spots. *Ecology* 96(11): 3058–3074.
- Washburn, B. E., Bernhardt, G. E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R. B. & Francoeur, L. C. 2013. Foraging ecology of four gull species at a coastal-urban interface. *The Condor* 115: 67–76.

INFORMAZIO OSAGARRIA

S1 taula. Txita eta helduen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren balio isotopikoak (batezbestekoa \pm %95eko konfiantza tartea), kolonia eta urtearen arabera.

| | Laginketa urtea | Laginaren tamaina | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ |
|---------------------------|--------------------|----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Txitak | | | | |
| Bizkarraldeko lumak | | | | |
| Ulia | 2007 | 33 | -18.4 ± 0.3 | 13.0 ± 0.2 |
| | 2008 | 26 | -18.6 ± 0.3 | 12.4 ± 0.3 |
| | 2009 | 27 | -19.1 ± 0.3 | 12.1 ± 0.3 |
| | 2014 | 10 | -19.7 ± 0.5 | 12.1 ± 0.5 |
| | 2015 | 10 | -19.3 ± 0.4 | 12.9 ± 0.5 |
| | 2016 | 10 | -19.6 ± 0.5 | 12.3 ± 0.4 |
| Santa Klara | 2007 | 20 | -18.5 ± 0.4 | 12.8 ± 0.3 |
| | 2008 | 16 | -19.2 ± 0.4 | 11.5 ± 0.4 |
| | 2009 | 14 | -19.6 ± 0.4 | 11.6 ± 0.3 |
| | 2014 | 10 | -20.5 ± 0.6 | 11.9 ± 0.8 |
| | 2015 | 10 | -20.5 ± 0.6 | 12.5 ± 0.6 |
| | 2016 | 10 | -19.6 ± 0.7 | 12.5 ± 0.8 |
| Getaria | 2007 | 6 | -17.9 ± 0.4 | 13.2 ± 0.4 |
| | 2008 | 20 | -18.6 ± 0.3 | 12.0 ± 0.3 |
| | 2009 | 10 | -18.6 ± 0.5 | 12.4 ± 0.4 |
| | 2015 | 10 | -20.0 ± 0.5 | 13.0 ± 0.4 |
| | 2016 | 10 | -19.3 ± 0.4 | 13.0 ± 0.6 |
| Helduak | | | | |
| P1 (umatze-garaiko dieta) | | | | |
| Ulia | 2008 | 6 | -19.0 ± 0.6 | 12.0 ± 0.4 |
| | 2009 | 20 | -18.7 ± 0.4 | 12.4 ± 0.4 |
| | 2010 | 10 | -18.7 ± 0.5 | 12.6 ± 0.5 |
| | 2016 | 10 | -19.7 ± 0.5 | 12.6 ± 0.8 |
| Santa Klara | 2016 | 11 | -19.3 ± 0.6 | 13.2 ± 0.8 |
| Getaria | 2016 | 12 | -19.5 ± 0.5 | 13.0 ± 0.5 |
| S6 (neguko dieta) | | | | |
| Ulia | 2008 | 6 | -18.8 ± 0.3 | 12.1 ± 0.3 |
| | 2009 | 20 | -19.0 ± 0.5 | 12.4 ± 0.6 |
| | 2010 | 10 | -18.0 ± 0.6 | 11.9 ± 0.5 |
| | 2016 | 10 | -18.7 ± 0.6 | 12.9 ± 0.9 |
| Santa Klara | 2016 | 11 | -17.9 ± 0.8 | 13.0 ± 0.9 |
| Getaria | 2016 | 12 | -18.3 ± 0.8 | 13.3 ± 0.9 |



S1 irudia. SIAR emaitzak (batezbestekoa, ± 95 eko sinesgarritasun tarte) hiru kolonietako txitentzako (Ulia, Getaria eta Santa Klara) eta hiru urteetarako (2007, 2008, 2009). Gorritz bi isotopo erabilita ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) lortutako emaitzak eta urdinez hiru isotopo erabilita lorturikoak ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{34}\text{S}$).

8. Itsas hegazti espezie oportunistaren baten ekologia trofikoan elikagai-iturri ezberdinetara dagoen distantziak duen eragina

Hurrengo artikularen erreprodukzio bat da:

Zorrozueta, N., Egunez, A., Aldalur, A., Galarza, A., Diaz, B., Hidalgo, J., Jover, L., Sanpera, C., Castège, I. & Arizaga, J. 2020. Evaluating the effect of distance to different food subsidies on the trophic ecology of an opportunistic seabird species. *Journal of Zoology*, 311: 45-55.



LABURPENA

Jatorri antropogenikoa duten elikagai-iturriak eskuragarri izateak ondorio larriak ditu zenbait espezie oportunisten ekologia trofikoan eta populazio-dinamikan. Hala ere, ebidentziek iradokitzen dute elikagai-iturri batzuen erabilera oso lokala dela, eta, beraz, elikagai-iturri garrantzitsuek eragin-eremu txiki samarra izan dezaketela. Beraz, eragin mugatua izan dezakete, ikuspegi geografiko handi batetik begiratuz gero. Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdean, kaio hankahorien *Larus michahellis* populazioa hainbat koloniatan banatzen da. Kolonia horiek, elkarrengandik hurbil egonagatik ere, inguruko zabortegei eta portuekiko mendekotasun-maila desberdina dute. Populazio hau, beraz, eredu egokia da eskala lokal batean elikadura-iturri antropogenikoen espezie oportunista baten ekologia trofikoan duten eragina aztertzeko. Hurbilen zegoen arrantza-porturainoko distantziak eragin handiagoa izan zuten kaio hankahorien txiten dietan hurbilen zegoen zabortegirainoko distantziak baino. Kaioek nabarmen murriztu zuten itsas harrapakinen kontsumoa (batez ere arrantza-bazterkinez osatua) koloniatik hurbilen dagoen arrantza-porturainoko distantzia handitzerakoan. Eraitza honek zuzeneko eragina du kudeaketaren ikuspuntutik; izan ere, ikusi zen arrain-bazterkinen eragina dietan mugatua zela eskualde mailan, baina handia eskala txikian. Gainera, itsas harrapakin gehiago kontsumitu zuten koloniek populazio-joera hobeak izan zituzten. Europako Batasunaren politikei jarraiki, datozen urteetan, arrain-bazterkinen eskuragarritasuna murriztu eta zabortegeiak itxi egingo dira, eta honek, seguruenik, aldaketa ekarriko du kaio hankahoriaren ekologia trofikoan eta populazio-dinamiketan.

Gako-hitzak: arrain-bazterkinak, dieta, hondakindegia, isotopo egonkorren *mixing* ereduak, itsas hegaztia, ondorioak kudeaketan.

SARRERA

Elikagai-iturrien eskuragarritasuna animalia espezieen biologian eragiten duen faktore nagusienetako bat da, hala nola ekologia espazialean eta trofikoan (Blanco & Marchamalo 1999; Massemin-Challet *et al.* 2006; Kruszyk & Ciach 2010) edo populazio dinamiketan (Duhem *et al.* 2008; Olea & Baglione 2008; Weiser & Powell 2010; Oro *et al.* 2013). Sarritan elikagai-iturriek aurreikusteko moduko banaketa geografikoa izaten dute, ugariak izaten dira eta populazioak sedentario bilakatzea eragiten dute (Carrete *et al.* 2006). Izan ere, sakabanatze-distantzien murrizketa eta urte osoan zehar bertan mantentzeko estrategiak hartzea fenomeno ezagunak dira giza jatorriko elikagai iturriek, zabortegeiak kasu, menpekotasun sendoa sortu duten espezie edo populazioetan (Gilbert *et al.* 2016). Baliagai hauek populazioen bizi-historiako aldagaietan zenbateraino eragiten duten eta eragin-eremu geografikoa ulertzea funtsezkoak dira populazioen ekologian.

Hainbat kaio espeziek arrakasta izan dute arrantza-bazterkin edo zabortegietako hondakinak bezalako jakiez elikatzera egokitzean (Belant *et al.* 1998; Bertellotti *et al.* 2001; Arizaga *et al.* 2013a; Isaksson *et al.* 2016). Ekologia trofiko oportunistaren honen ondorioz, kasu askotan, populazioen hazkuntza azkarrak (biziraupenaren edo/eta ugalketaren hobekuntzaren bidez) gertatu dira (Hatch 1996; Rock 2005; Duhem *et al.* 2008), baita kolonia berriak sortzea eta espezieen banaketa-eremuen hedapena ere (Olsen & Larson 2004). Aldaketa demografiko horiek ekologia (García *et al.* 2002; Finney *et al.* 2003; Oro & Martínez-Abraín 2007), ekonomia (Rock 2005; DeVault *et al.* 2018), gizarte (Calladine *et al.* 2006) edo osasun izaerako (Benton *et al.* 1983; Hatch 1996; Araújo *et al.* 2014) gatazkak sortu ditzakete.

Eraztunen irakurketan oinarritutako ikerketek, eta duela gutxi satelite-jarraipen bidezko gailuekin egindakoek, elikagai iturri zehatz batera dagoen distantziak inguruko kaio kolonietako indibiduoek zenbateraino erabiliko duten baldintzatzen duela erakutsi zuten, baita eskala txikietan ere (adib. hamarnaka kilometro batzuk; Egunez *et al.* 2018). Beste era batera esanda, karioak hegalarri efizienteak izan eta janaria bilatzeko distantzia luzeak egiteko gai diren arren (Isaksson *et al.* 2016; Kazama *et al.* 2018), elikagai-iturrien erabilera oso lokala izan daitekeela ikusi da. Ondorioz, potentzialki garrantzitsuak izan daitezkeen elikagai-iturriek

eragin-eremu txiki samarra izan dezakete, inpaktua mugatua izanik eskala geografiko handiko ikuspegi batetik. Egoera honetan, fisikoki hurbil kokatuta dauden kolonien artean baliabide trofikoaren ustiapen ezberdina espero daiteke, kolonia mailako batezbesteko dietan islatuko litzatekena (Zorrozueta *et al.* 2020).

Kolonietan umatzen diren espezie batzuetan, hala nola, zanga, etxe belatza edo zenbait kaio espezieetan, berriki egindako GPS ikerketek erakutsi dute hurbil dauden kolonien artean bereizketa espaziala aurkezten dutela elikatzerako orduan, lehia intraespezifikoa murrizte aldera (Gremillet *et al.* 2004; Wakefield *et al.* 2013; Corman *et al.* 2016; Enners *et al.* 2018; Cecere *et al.* 2018). Dena den, hau posible da bakarrik elikagai baliabideak inguruko kolonia guztiak mantentzeko modukoak direnean. Momentuz ez dago daturik eskuragarri elikagai-iturri jakin baten eragin-eremua kuantifikatzeko, populazio dinamikan eragin handia duela susmatzen dena eta, horrenbestez, potentzialki ingurumen kudeatzaile eta administrazio publikoarentzako ezarpen baliagarriak dituen alderdia.

Kaio hankahoria espezie oportunistak bat da eta giza jatorriko elikagai-iturrietatik elikatzen da (Duhem *et al.* 2005; Neves *et al.* 2006; Moreno *et al.* 2010; Arizaga *et al.* 2013a; baina ikusi ere Ramos *et al.* 2009a). Kaio hankahoriaren kolonien arteko dieta ezberdintasunak aztertu dituzten aurreko lanek askotan eskala geografiko handiak hartu izan dituzte (ehundaka kilometro), eta kasu batzuetan oso ingurune desberdinetan kokatutako koloniak aztertu dituzte: itsaso zabaleko irlak eta hiri-eremuetan edo hurbil kokatutako kontinenteko koloniak esaterako (Ramos *et al.* 2006; Ramos *et al.* 2009a; Moreno *et al.* 2010). Aitzitik, oraindik gutxi ezagutzen da eremu geografiko txikietan egon daitekeen dieta aldakortasunari buruz edo ezberdintasun potentzial horiek eragin ditzaketen elikagai-iturri nagusiei buruz. Bizkaiko Golkoko hego-ekialdean, kaio hankahoria elkarrengandik hurbil dauden hainbat koloniatan banatuta dago, kolonia bakoitzak eskualdeko zabortege eta arrantza-portuekiko duen menpekotasuna nahiko ezberdina izanik. Horregatik, populazio hau eredu on bat da aztertzeko nola eragiten duen elikagai-iturri garrantzitsuetara dagoen distantziak, eskala lokalean, espezie oportunistak baten ekologia trofikoan.

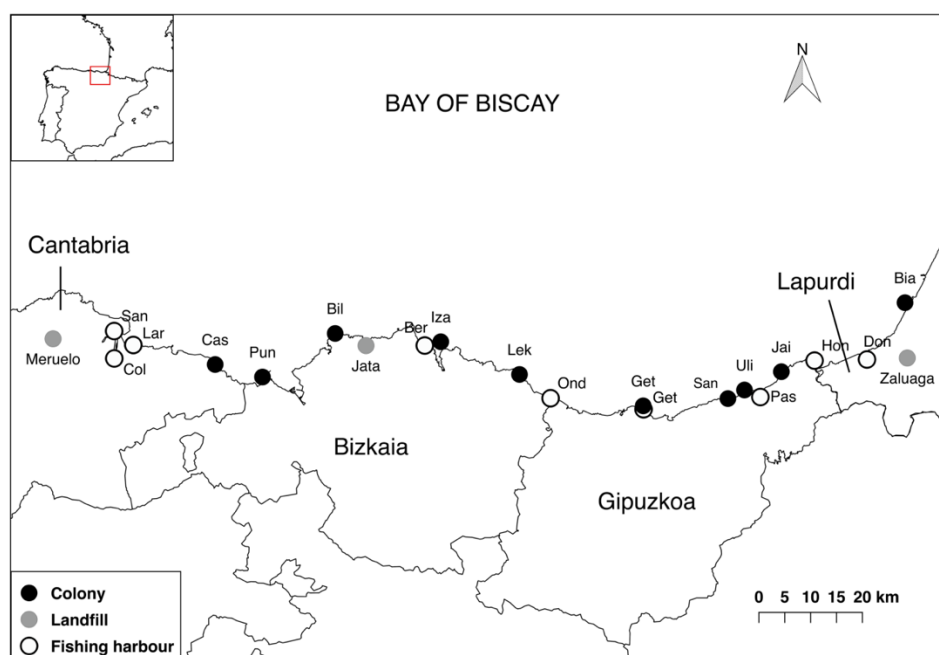
Lan honetan, helburuak hurrengo hauek ziren: (1) elkarrengandik hurbil dauden kolonien arteko aldakortasun trofikoaren zehaztea, bereziki zabortege edo arrantza-portuak

bezalako elikagai-iturri nagusiei dagokienez; (2) elikagai-iturri nagusietara dagoen distantziak ekologia trofikoan duen eragina kuantifikatzea. Aldi berean, kolonien profil trofikoak populazioaren joerarekin erlazionatuta ote zeuden aztertu genuen. Izan ere, honek lagunduko liguke hobeto ezagutzen elikagai-iturri jakinek populazioen dinamiketan izan ditzaketen funtzioak. Guzti honetarako, txitei hartutako lumetatik lortutako datuak eta isotopo egonkorren *mixing* ereduak erabili genituen. Elikagai-iturri nagusi batetatik (izan zabortezia edo arrantza-portua) hurbilago kokatutako koloniek, dietan baliagai honen proportzio handiagoa aurkeztuko zutela aurreikusten genuen. Zaborteziekin alderatuta, non janariak denboran zehar banaketa egonkorra duen (janaria egunero uzten da, askotan egunean hainbat alditan, eta gero eskuragarri egoten da tarte luze samar batean; Burger & Gochfeld 1983; Castège *et al.* 2016; Gilbert *et al.* 2016; Arizaga *et al.* 2018), arrantza-portuetan dagoen dinamika ezberdina da –janaria portura datozen itsasontzien arrantza-bazterkin modura izaten da eta, beraz, epe labur batean eta eguneko denbora tarte txiki batean baino ez da egongo eskuragarri. Agertoki honetan, pentsatzekoa da portuak batez ere inguruan bizi diren hegaztiekin erabiltzea, urrunago bizi direnek heltzen direnerako janaririk eskuragarri ez izateko arriskua baitute. Hau egia bada, elikagai iturri-nagusi batera dagoen distantziak ekologia trofikoan duen eragina askoz sendoagoa izan daiteke portuen kasuan zaborteziaren kasuan baino.

MATERIAL ETA METODOAK

Ikerketa-eremua eta datuen bilketa

Ikerketa kaio hankahoriaren hamar koloniatan burutu zen, kostaldeko itsaslabarretan edo kostatik hurbil kokatutako irletan, Bizkaiko Golkoko hego-ekialdean (1. irudia). Lerro zuzenean, elkarrengandik urrutien kokatutako kolonien artean 135 km zeuden. Zenbatetsitako guztizko populazioaren tamaina 1851 bikote habiagilerena zen (1. taula), kolonia txikienak 27 bikote (Cas; Castro Urdiales) eta handienak 660 bikote (Uli; Ulija) zituztelarik. Gaur egun, eremu honetako bikote habiagile guztien %70 inguru kolonia hauetan bizi dira.



1. irudia. Lan honetan ikertutako hamar kolonien kokapena, gutxienez kolonia batetatik 75 km baino gutxiagora kokatutako portu eta zabortegiekin batera. Urtean 500 t arrain baino gehiago lehorreratzen duten portuak bakarrik hartu ziren kontutan (laburdurak 1. taulan bezala).

1. taula. Lan honetan ikertutako kaio hankahoriaren hamar kolonien populazioen tamaina (bikote habiagileak) eta joera 2010-2017 denboraldirako. Kolonien izenak (laburtuta) 1. irudian bezala. Joera esanguratsuak ($P < 0.05$) letra lodiz agertzen dira. Uliako joera ezin izan zen zehaztu datu nahikorik ez zegoelako.

| Kolonia | Tamaina (bikoteak) | | | | | | | | Joera (% aldaketa/urtea) |
|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|-----------------------------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | |
| Biarritz (Bia) | 36 | 39 | 32 | 39 | 42 | 41 | 41 | 62 | +5.97 |
| Jaizkibel (Jai) | | | | | | | 41 | 45 | +9.76 |
| Ulia (Uli) | | | | | | | | 660 | - |
| Santa Klara (San) | | | | 52 | 87 | | | 100 | +13.28 |
| Getaria (Get) | 156 | | | 130 | | | 190 | 165 | +2.50 |
| Lekeitio (Lek) | | | | 451 | | | | 287 | -10.68 |
| Izaro (Iza) | | | | 795 | | | | 409 | -15.31 |
| Billano (Bil) | | | | 28 | | | | 32 | +3.39 |
| Punta Lucero (Pun) | | | | 102 | | | | 69 | -9.31 |
| Castro (Cas) | | | 45 | 41 | 36 | 46 | 47 | 27 | -4.54 |

Azken urteetan, hainbat zentso egin dira hemen ikertutako kolonia ezberdinetan. Dena den, kolonia guztietan aldi berean gauzatutako zentso bakarra egin da (2017an burutua), lan honetarako erabilitakoa, hain zuzen (1. taula). Zentsoak, gutxieneko bikote habiagile kopurua zenbatzeko gauzatuak, inkubazio garaian zehar egin ziren, txitak jaio aurretik, eta leku bakoitza behin baino gehiagotan bisitatzea hobetsi zen (lehenengo bisita: apirilak 15-30; bigarrena: maiatzak 1-15).

Laginen bilketa

2016 eta 2017ko ugalketa garaietan zehar (ekaina-uztaila), koloniako 10 txita harrapatu ziren eskuz, 20 bat egun zituztenean. Eratzundu egin ziren (pseudo-erreplikazioak saihesteko asmoz, egun bakarrean lagin guztiak hartzeko aukerarik eduki ez eta kolonietara bisita gehiago egin behar izanez gero) eta txita bakoitzari bizkarraldeko 4-6 luma hartu zitzaizkion isotopo egonkorren analisia egiteko ($\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$). Kolonia hauetako hirutan aurretik egindako ikerketetan, ugalketa garaian ez zen ezberdintasunik hauteman heldu eta txiten dietaren artean (Zorrozueta *et al.* 2020), beraz esan daiteke txiten dieta helduen ekologia trofikoak ondorioztatzeko erabili daitekeela.

Isotopo egonkorren analisia eta mixing ereduak

Harrapakinen kontsumoaren analisi zuzenean oinarritzen diren beste metodo batzuekin alderatuta (hala nola, berrahoraketak), isotopoen analisisien abantailetakoa bat da ehun jakin bat hazi den garai osoari buruzko informazioa ematen dutela eta, beraz, hegazti batek garai luze batean zehar izan duen dieta estimatzea ahalbidetzen dutela (adib. luma batek hazteko behar izan duen garaian zehar; Hobson *et al.* 1994). Hala ere, aipatu beharra dago isotopo egonkorren analisiak ziurgabetasun puntu bat onartzea dakarrela, izan ere, harrapakinen sailkapena ezin da oso espezifikoa izan, eta harrapakin moten sailkapen orokor samarrak erabiltzera behartuta gaude (Ramos *et al.* 2009b).

Lehenik, lumak 1M NaOH disoluzio batean garbitu ziren eta labean 60°C-tan lehortu masa konstantea izateko. Ondoren, laginak talka-birrintzaile kriogeniko batean sartu ziren (Freezer/mill 6750-Spex Certiprep) nitrogeno likidoarekin, hauts homogeen bihurtzeko

asmoz, isotopoen analisisa egiteko. Hauts honen azpilaginak (0.3 mg inguru) Sn kapsuletan jarri ziren konbustiorako eta isotopoen analisisa oinarritzeko analisi-isotopo ratio masa espektrometria bidez egin zen (EA-IRMS), Thermo Finnigan Flash 1112 batekin Delta isotopo-ratio masa espektrometro bati akoplatuta, ConFlo III interfazearen bidez. Isotopo egonkorren balioak horrela kalkulatu ziren: $\delta X = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$, non X ^{13}C edo ^{15}N den, eta R dagokion $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ edo $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratioa. Nitrogeno atmosferikoa (N_2) $\delta^{15}\text{N}$ -arentzako estandarra izan zen eta Vienna PeeDee Belemnite (VPDB) kaltzio karbonatoa $\delta^{13}\text{C}$ -arentzako. Sistema kalibratzeko, nazioarteko estandarrak (amonio sulfatoa, azido glutamikoa eta potasio nitratoa $\delta^{15}\text{N}$ -rako eta azido glutamikoa, polietilenoa eta sakarosa $\delta^{13}\text{C}$ -rako) 12 laginez behin sartu ziren. Analisi guztiak Bartzelonako Unibertsitateko Centres Científics i Tècnics (CCiT) egoitzetan egin ziren.

Dieta balioesteko, hainbat iturritako isotopo egonkorren *mixing* eredu Bayesiarrak erabili genituen; hauei esker harrapakin kategoria nagusi bakoitzaren ekarpen erlatiboa balioztatu ahal izan genuen. Zehazki, eta aurretik eremu geografiko berdinean egindako lanetan oinarrituz, elikagai-iturri nagusien hiru kategoria hartu genituen kontutan: itsasokoak (batez ere *Carangidae*, *Clupeidae*, *Sparidae*, *Trachinidae* eta *Gadidae* familietako arrainak, baina karramarro edo moluskuak bezalako beste harrapakin itsastar batzuk ere barne har ditzake), zabortegikoak (batez ere txerriak, behiak edo oilaskoa) edo lurrekoak (zizareak, bareak) (Arizaga *et al.* 2011; Arizaga *et al.* 2013a). Harrapakinen lagin guztiak 2007-2010 urteetako umatze garaian hartu ziren Getaria, Santa Klara eta Uliako kolonietan, txitek berrahoratutako gaietatik abiatuta. Kategoria bakoitzeko hainbat harrapakinen $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ -aren batezbesteko balioak *mixing* ereduarentzat erreferentzia balioak lortzeko erabili ziren (Arizaga *et al.* 2013a). Ondoren, R-n MixSIAR paketea (Stock & Semmens 2016) erabili zen kolonia bakoitzean harrapakin mota bakoitzaren ekarpen erlatiboa balioesteko. Eredu hauetan erabilitako balio lehenetsiak hauek izan ziren: *uninformative prior* ($\alpha.prior = 1$), $chainLength = 100000$, $burn = 50000$, $thin = 50$, $chains = 3$. $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ -rako isotopoen diskriminazio balioak, hurrenez hurren, hauek izan ziren: zabortegia +5.0 eta +2.2‰; lurrekoa +4.0 eta +2.7‰; itsasokoa +3.0 eta +0.9‰ (Peterson *et al.* 1985, Hobson & Clark 1992, Bearhop *et al.* 2002, Hobson & Bairlein 2003, Ramos *et al.* 2009a), SD = 0.1 izanik. Orokorrean, batezbestekoa \pm %50, %75 eta %95eko sinesgarritasun-tarteak lortu genituen harrapakin mota eta kolonia bakoitzerako.

Analisi estatistikoak

Aurretik egindako sakabanatze analisisiek ikerketa eremuko kai o hankahori helduak oso sedentarioak direla erakutsi dute, jaiotzen diren lekutik 75 km baino gehiago urruntzen ez direlarik (Arizaga *et al.* 2013b). Hori dela eta, giza jatorriko elikatze lekuetara egiten dituzten distantziak kalkulatzeko orduan, gutxienez kolonia batetatik 75 km baino hurbilago kokatutako zabortegeak eta arrantza-portuak bakarrik hartu genituen kontutan. Bestalde, portuen kasuan, soilik urtean 500 t arrain baino gehiago lehorreratzen dutenak hartu ziren kontutan (iturria: Eusko Jaurlaritz, www.euskadi.eus). Horrela, ikerketarako hiru zabortege (ekialdetik mendebaldera: Zaluaga, Jata, Meruelo) eta bederatzi porturekin geratu ginen (xehetasunetarako ikusi 1. irudia).

Ekologia trofikoan elikagai-iturri artifizial nagusi baten hurbiltasunak duen eragina aztertzeko, Eredu Lineal Misto Orokorrak (GLMM) erabili genituen, funtzio linealarekin eta errorearen banaketa normalarekin. $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ menpeko aldagaiak izanik, gertuen dagoen arrantza porturako (*harb*) edo zabortegirako (*land*) distantzia aldagai independente bezala eta kolonia (*colo*) eta laginketa urtea (*year*) ausazko aldagai modura [R notazioa: $\delta^{13}\text{C} \sim \text{harb} + \text{land} + (1|\text{colo}) + (1|\text{year})$, eta berdina $\delta^{15}\text{N}$ -arentzako]. Hurbilketa lineal honetaz gain, erlazio logaritmiko eta esponenziala ere aztertu genuen distantzia aldagaien (*land* eta *harb*) eta isotopo balioen ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) artean. Hegazti bakoitzaren $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ balioak erabili genituen kontsumitutako harrapakin kategorien ehunekoa erabili beharrean. Hiru eredu hauetarako Akaike balioak (AIC; Akaike, 2011) kalkulatzekoan, eredu lineal eta esponenziala datuei hobeto egokitzen zirela ikusi zen (hau da, AIC balio baxuagoak zituzten) eredu logaritmikoa baino, bai $\delta^{13}\text{C}$ (AIC, lineal: 380.99; log: 384.00; esp: 380.06) eta bai $\delta^{15}\text{N}$ -rako (AIC, lineal: 439.72; log: 443.28; esp: 439.44). Dena den, hurbilketa lineal eta esponenzialaren arteko AIC diferentzia 2 unitate baino txikiagoa zen, bi hurbilketak antzekoak zirela adieraziz (Burnham & Anderson, 1998). Ondorioz, eredu linealekin lan egitea erabaki genuen, *harb* eta *land*-ek $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioetan duten eragina sakonago ikertzeko helburuarekin. Eredu osotik hasita, faktore konbinazio posible guztiak burutu ziren eta hoberen sailkatutako ereduarekin, lagin txikietarako zuzendutako Akaike balioen arabera (AICc), batezbestekoa egin zen parametroen balioak lortzeko. Batez besteko eredu

eraikitzerakoan aldagai bakoitzak izandako garrantzi erlatiboa R.I. moduan adierazi da. Ereduen hautaketa MuMIn paketeko 'dredge' funtzioarekin egin zen (Barton, 2018). Eragin hauek oraindik sakonago aztertzeke asmoz, bigarren eredu lineal bat burutu genuen, kasu honetan harrapakin proportzioa (hau da, balio bat koloniako) erabiliz menpeko aldagai moduan eta *harb* eta *land* aldagai independente gisa.

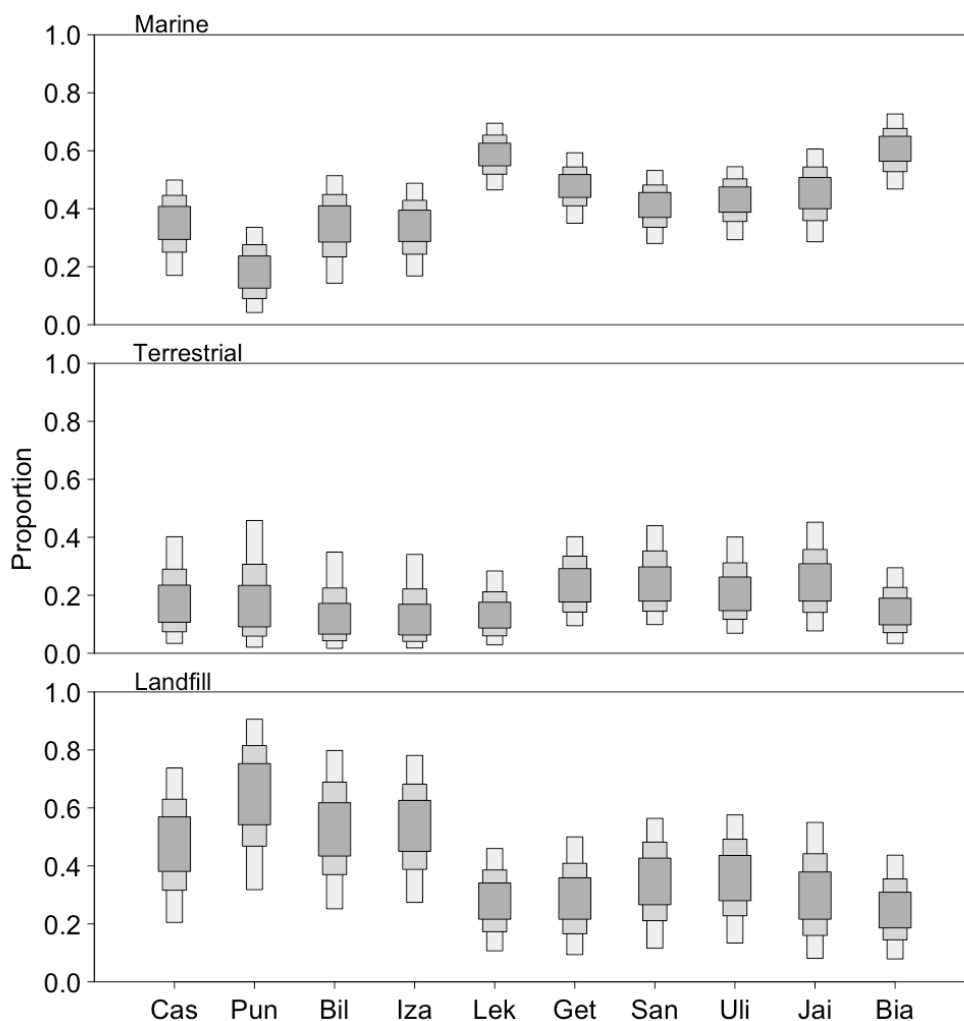
Bestalde, isotopo egonkorretan oinarritutako ekologia trofikoaren eta kolonia bakoitzeko populazioaren joeraren arteko erlazioa ere aztertu genuen. Joerak TRIM softwarearekin kalkulatu ziren (eredu log-linealak, Pannekoek & Van Strien, 2005), 2010-2017 denbora tarteko zentsoen datuekin eta Wald esangarritasun testak eginez. Uliako koloniaren kasuan (Uli), zoritxarrez, hau ez zen posible izan kolonia honetan zentsoa bakarrik 2017an egin baitzen, beraz analisi honetarako bederatzi kolonia baino ez ziren erabili. Hori esanda, aipatu beharra dago kolonia batzuetarako dagoen datu urritasunak errore estandarraren gutxiestea eragin ahal izan duela, aintzat hartu behar dena emaitzak begiratzeko orduan. Wald testean oinarrituta, joera jakin bat 'ziurtzat' jotzen zuen TRIMek malda esanguratsua baldin bazen, baina 'zalantzazkoa' malda esanguratsua ez zen kasuetan. Eredu lineal Orokorra (GLM) erabili genuen joera hartuta menpeko aldagai gisa, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ aldagai aske gisa, eta koloniaren tamaina faktore gehigarri moduan. Laginaren tamaina txikia zela eta, ez zen interakziorik sartu. Distantziaren eragina aztertzeke erabilitako ereduarekin egin bezala, faktoreen konbinazio posible guztietatik batezbesteko eredu bat eraiki zen $\Delta\text{AICc} < 2$ zuten ereduak erabiliz.

Analisi estatistiko guztiak TRIM (Pannekoek & Van Strien 2005) eta R 3.4.3 (R Development Core Team 2011) erabilia gauzatu ziren.

EMAITZAK

Orokorrean, eta harrapakin eta kolonia batzuetarako aurkezten diren %95eko sinesgarritasun-tarteen gainezarpen eza ikusita, MixSIAR *mixing* ereduak harrapakinen kontsumoa kolonia batetik bestera aldatzen zela erakutsi zuten (2. irudia). Ekialdeko koloniek itsasoko harrapakinen kontsumo altuagoa zuten mendebaldekoek baino. Batezbesteko balio

altuenak Biarritz eta Lekeition hauteman ziren (Bia eta Lek, 1. taula), kontsumitutako elikagaien %60 inguru itsasoko harrapakinak zirelarik. Batezbesteko baxuena berriz, Punta Luceron aurkitu zen (Pun, 1. taula), harrapakin itsastarrak kontsumitutako elikagaien %20 baino gutxiago izanik.

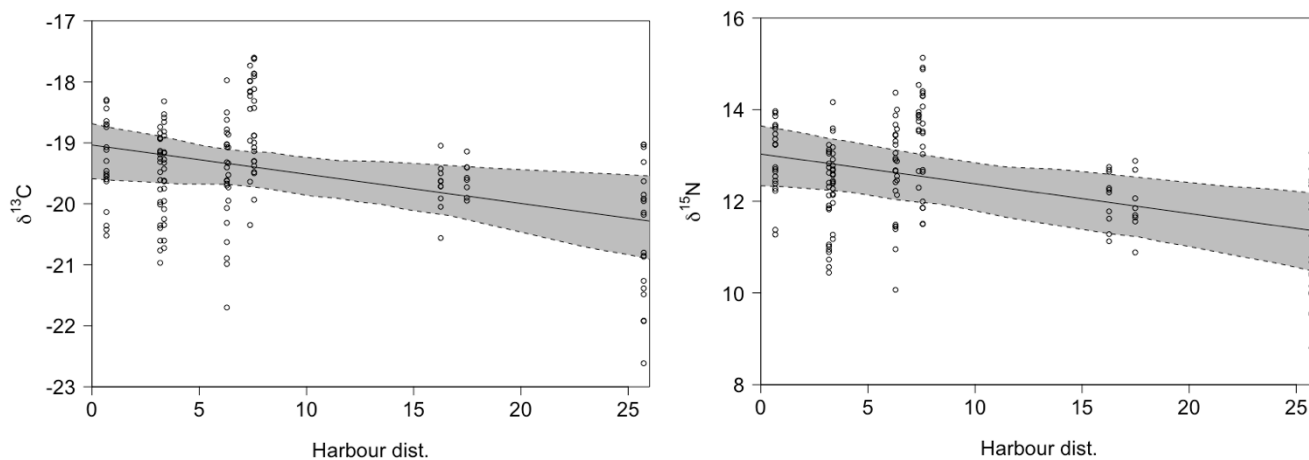


2. irudia. MixSIAR emaitzak (± 95 , 75 eta 50eko sinesgarritasun-tarteak) kolonia desberdinetan txitek kontsumitutako hiru harrapakin kategorientzako (laburdurak 1. taulan bezala).

Batezbesteko $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioak estuki korrelazionaturik zeuden dietako itsasoko eta zabortegietako elikagaien proportzioekin, baina ez lurreko harrapakinekin ($\delta^{13}\text{C}$, Itsasokoa: $r = 0.98$, $P < 0.001$, 95% CI: 0.91, 1.00; Lurrekoa: $r = -0.18$, $P = 0.627$, 95% CI: -0.73, 0.51; Zabortegikoa: $r = -0.84$, $P = 0.002$, 95% CI: -0.96, -0.45; $\delta^{15}\text{N}$, Itsasokoa: $r = 0.99$, $P < 0.001$, 95% CI: 0.95, 1.00; Lurrekoa: $r = 0.16$, $P = 0.656$, 95% CI: -0.52, 0.72; Zabortegikoa: $r = -0.97$, $P < 0.001$, 95% CI: -0.99, -0.88).

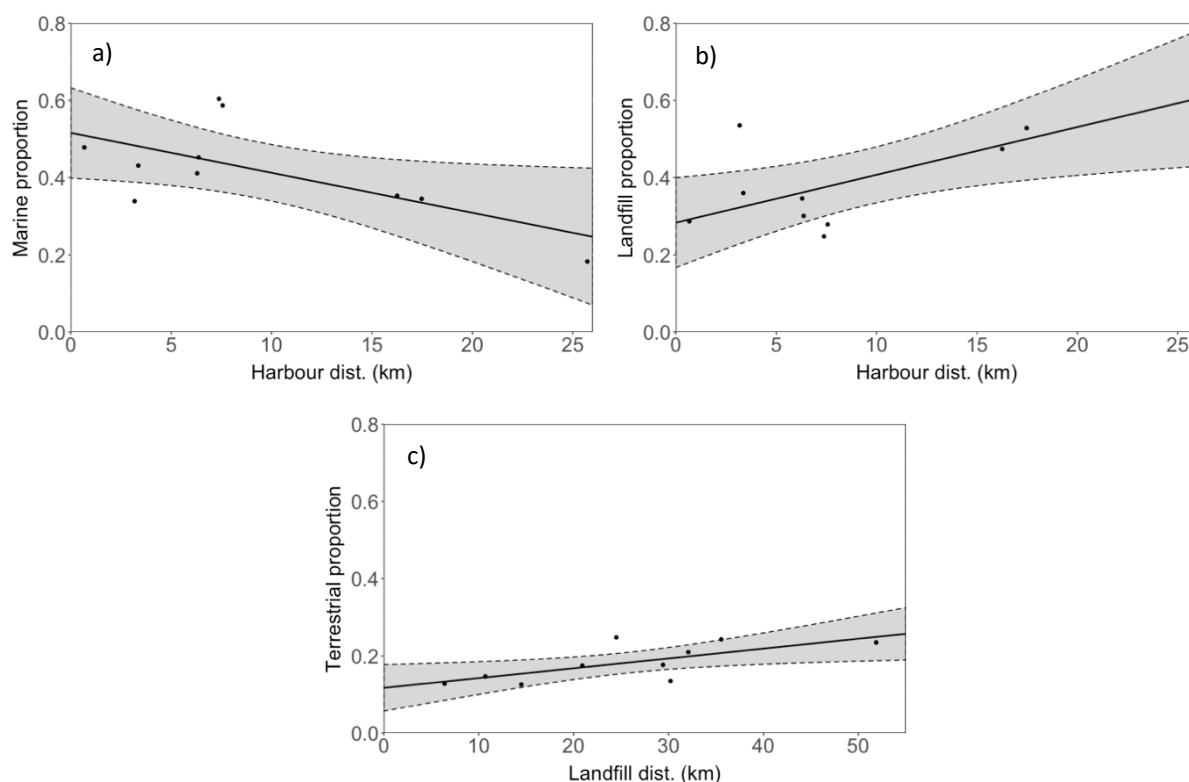
2. taula. Ekologia trofikorako lortutako eredu onenen sailkapena ($\Delta AICc < 2$), eredu oso eta nuluekin batera, haien lagin txikietarako zuzendutako Akaike (AICc) balioen arabera. Laburdurak: AICc, lagin txikietarako zuzendutako Akaike balioak; $\Delta AICc$, lehenengo ereduarekiko AICc balioen arteko ezberdintasuna; *df*, askatasun graduak; Dev, debiantza; r^2 , probabilitate-ratioan oinarritutako R^2 . Eredu osoak faktore posible guztiak biltzen ditu eta eredu nulua eredu konstante bati dagokio ($\delta^{13}C$ eta $\delta^{15}N$ eredu guztiak ausazko aldagaiak hartzen dituzte).

| Ereduak | AICc | $\Delta AICc$ | <i>df</i> | Dev | r^2 |
|-----------------------|-------|---------------|-----------|-------|-------|
| $\delta^{13}C$ | | | | | |
| 1. <i>harb</i> | 380.3 | 0.0 | 5 | 369.9 | 0.227 |
| 2. <i>harb + land</i> | 381.6 | 1.3 | 6 | 369.0 | 0.232 |
| Osoa | 381.6 | 1.3 | 5 | 369.0 | 0.232 |
| Nulua | 382.4 | 2.1 | 4 | 374.1 | 0.206 |
| $\delta^{15}N$ | | | | | |
| 1. <i>harb</i> | 438.2 | 0.0 | 5 | 427.8 | 0.333 |
| Osoa | 440.3 | 2.1 | 6 | 427.7 | 0.333 |
| Nulua | 442.4 | 4.2 | 4 | 434.1 | 0.305 |
| Itsasokoa | | | | | |
| 1. <i>harb</i> | -9.9 | 0.0 | 3 | 0.080 | 0.427 |
| 2. (nulua) | -8.7 | 1.3 | 2 | 0.139 | 0.000 |
| Osoa | -4.2 | 5.8 | 4 | 0.078 | 0.441 |
| Nulua | -8.7 | 1.3 | 2 | 0.139 | 0.000 |
| Zabortegekia | | | | | |
| 1. <i>harb</i> | -10.1 | 0.0 | 3 | 0.078 | 0.520 |
| Osoa | -4.4 | 5.7 | 4 | 0.076 | 0.534 |
| Nulua | -7.0 | 3.1 | 2 | 0.164 | 0.000 |
| Lurrekoa | | | | | |
| 1. <i>land</i> | -29.9 | 0.0 | 3 | 0.011 | 0.490 |
| Osoa | -23.9 | 6.0 | 4 | 0.011 | 0.491 |
| Nulua | -27.5 | 2.4 | 2 | 0.021 | 0.000 |

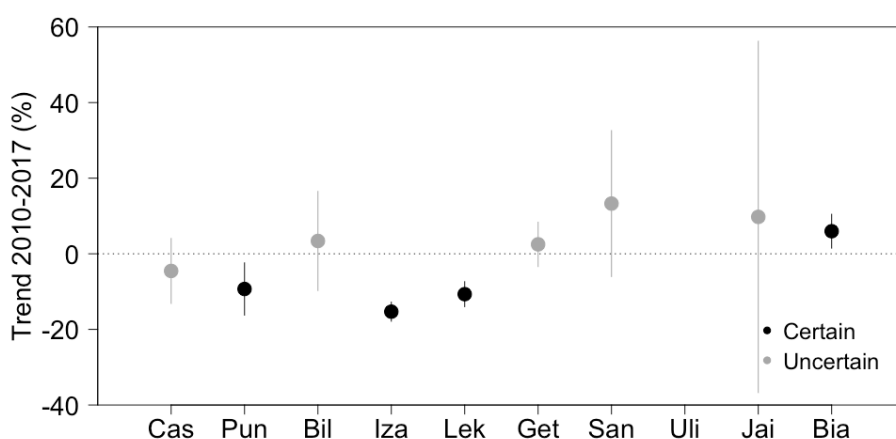


3. irudia. $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioak portu hurbilenera dagoen distantziaren arabera, balio isotopikoen eta distantzien artean erlazio lineal batera egokitzen ziren ereduak kontutan hartuta. Bai behatutako (puntuak) eta bai aurreikusitako balioak (lerroa) erakusten dira %95eko konfiantza-tartearekin.

$\delta^{13}\text{C}$ -arentzako bi eredu erdietsi genituen, biak ala biak datuetara ondo egokitzen zirenak. Batek gertuen dauden arrantza-porturako eta zabortegirako distantzia zituen, besteak bakarrik porturako distantzia (2. taula). Hala ere, gertuen dagoen arrantza-porturako distantzia bakarrik izan zen esanguratsua estatistikoki: *harb*: $\beta \pm \text{SE} = -0.04 \pm 0.02$, $P = 0.019$, R.I.: 1.00, 95% CI: -0.08, -0.01 ; *land*: $\beta \pm \text{SE} = -0.01 \pm 0.01$, $P = 0.333$, R.I.: 0.35, 95% CI: -0.03, 0.01 (3. irudia). $\delta^{15}\text{N}$ -aren kasuan, bestalde, eredu bakarra egokitzen zen datuetara besteak baino hobeto (2. taula), eta gertuen dagoen arrantza-porturako distantzia baino ez du sartzen: *harb*: $\beta \pm \text{SE} = -0.06 \pm 0.02$, $P = 0.014$, 95% CI: -0.11, -0.02 (3. irudia). Era berean, gertuen dagoen arrantza-porturako distantziaren efektu esanguratsu bat ikusi genuen, itsasoko edo zabortegietako elikagaien kontsumoari eragiten ziona (Itsasokoa: *harb*: $\beta \pm \text{SE} = -0.01 \pm 0.00$, $P = 0.038$, 95% CI: -0.02, -0.00; Zabortegikoa: *harb*: $\beta \pm \text{SE} = 0.01 \pm 0.00$, $P = 0.019$, 95% CI: 0.00, 0.02; 4. irudia). Eredu hauen arabera, itsasoko elikagaien kontsumoa gutxitu egiten zen %10/10km inguruko tasarekin. Bestalde, gertuen dagoen zabortegirako distantziak efektu esanguratsua zuen lurreko harrapakinen kontsumoan (Lurrekoa: *land*: $\beta \pm \text{SE} = -0.00 \pm 0.00$, $P = 0.024$, 95% CI: 0.00, 0.00; 4. irudia), nahiz eta ez zen aurkitu korrelaziorik lurreko harrapakinen eta seinale isotopikoen artean.



4. irudia. Erlazio lineala (± 95 eko konfiantza-tartea) portu hurbilenera dagoen distantziaren eta a) itsasoko elikagaien edo b) zabortegiko elikagaien kontsumoaren artean eta c) zabortegi hurbilenera dagoen distantziaren eta lurreko harrapakinen kontsumoaren artean.



5. irudia. Kolonien tamainen joerak %95eko konfiantza-tarteekin 2010-2017 denboraldirako eta kolonia bakoitzarentzako, Uli izan ezik, ez baitzegoen datu nahikorik. Gainera, kolonia batzuek ez zuten datu nahikorik joerak ziurtasun maila altu batekin kalkulatzeko (puntu grisak).

Ikertutako bederatziko kolonietatik bostetan populazioaren joera positiboa zen, nahiz eta kolonia batzuentzako balioak ez ziren estatistikoki esanguratsuak izan (5. irudia). Joera hauek $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -arekin korrelazionatuta zeuden eta koloniaren tamainak ere eragina zuen ($\delta^{13}\text{C}$: $\beta \pm \text{SE} = -0.045 \pm 0.016$, $P = 0.005$, 95% CI: -0.08, -0.01; $\delta^{15}\text{N}$: $\beta \pm \text{SE} = 0.054 \pm 0.012$, $P < 0.001$, 95% CI: 0.03, 0.08; Size: -0.0005 ± 0.0000 , $P < 0.001$, 95% CI: -0.00, -0.00; 3. taula). Honen arabera, zabortegekiko menpekotasun txikiagoa zuten koloniek populazio joera hobek (hau da, goranzko joerak) aurkezten zituzten, nahiz eta, aldi berean, kolonia hauek tamaina txikienekoak ziren.

3. taula. Populazioaren joerarako lortutako eredu onenen sailkapena ($\Delta\text{AICc} < 2$), eredu oso eta nuluekin batera, haien lagin txikiatarako zuzendutako Akaike (AICc) balioen arabera. Laburdurak: AICc, lagin txikiatarako zuzendutako Akaike balioak; ΔAICc , lehenengo ereduarekiko AICc balioen arteko ezberdintasuna; df , askatasun graduak; Dev, debiantza; r^2 , probabilitate-ratioan oinarritutako R^2 . Eredu osoak faktore posible guztiak biltzen ditu eta eredu nulua eredu konstante bati dagokio.

| Ereduak | AICc | ΔAICc | df | Dev | r^2 |
|---|--------|---------------------|------|-------|-------|
| Joera | | | | | |
| 1. $\delta^{13}\text{C} + \delta^{15}\text{N} + \text{Colony size}$ | -330.8 | 0.0 | 5 | 0.615 | 0.526 |
| Osoa | -330.8 | 0.0 | 5 | 0.615 | 0.526 |
| Nulua | -237.3 | 93.5 | 2 | 1.295 | 0.000 |

EZTABAIDA

Lan hau, guk dakigunez, oso eskala geografiko txikian kaio populazio baten ekologia trofikoan elikagai-iturri nagusiek duten eragina kuantifikatzen duen lan bakanetako bat da, elikagai-iturri jakinetara dagoen distantziaren efektua zehaztea ahalbidetu diguna (ikusi halaber: Sol *et al.* 1995; Duhem *et al.* 2003; Duhem *et al.* 2008; Enners *et al.* 2018). Isotopo egonkorren analisiak erabiltzeak dakarren ezjakintasun puntua dela eta, ezin dugu ukatu MixSIAR ereduaren bitartez identifikaturiko “zabortegekiko elikagaien” parte bat kaioek hiri-eremuetan lorturiko jana izatea. Izan ere, horrelako eremuetan eskuratutako jakiek zabortegetan topatutako seinale isotopiko antzekoa izango lukete ziurrenik (Navarro *et al.* 2017). Dena den, GPS bidezko jarraipena egin zaien hegaztietatik lorturiko behin behineko datuek hiri-eremuen erabilera oso txikia dela erakusten dute (<%20, hemendik %90 baino

gehiago pausalekuak izanik, hala nola, industrialdeetako teilatuak, atsedean hartzeko erabiltzen dituzten ibaiertzak, etab.) (Arizaga *et al.* 2017 eta publikatu gabeko datu gehiago). Beraz, litekeena da hiri-eremuetan kontsumitutako harrapakinen kopurua txikia izatea ikerketa honetan eta, hortaz, estimatutako “zabortegei” jatorriko elikagaien ehunekoak zuzena izatea. Lan hau premisa batekin egin da, kaio hankahoriaren harrapakin potentzialak eta haien oinarri isotopikoaren balioa ikerketa garai osoan zehar konstante mantendu dela onartuz. Landa-behaketetan oinarritutako gure esperientziaren arabera elikatzeke leku nagusiak eta kontsumitutako harrapakin motak ez dira gehiegi aldatu. Hala ere, garrantzitsua litzateke gai honetan sakontzea eta aldaketa potentzialak dauden aztertzea, bai elikagai-iturri berriei dagokienez, baita kolonien arteko aldaketei dagokienez ere, harrapakin mota berdinerako izan arren.

Gure analisiek kontsumitutako harrapakinetan ezberdintasunak erakusten dituzte 10 kolonien artean, nahiz eta guztiak kostaldean 135 km-ko tartean zehar kokatuta egon. Itsasoko harrapakinen batezbesteko kontsumoa koloniako %20 eta %60 bitartekoa izan zen gutxi gorabehera, zabortegeko harrapakinena %25 eta %65 bitartekoa, eta lurreko harrapakinena %15 eta %25 bitartekoa. Horrelako aldaketa geografikoak beste inguru batzuetan ere ikusi izan dira –kaio hankahoriarentzako zehazki (Duhem *et al.* 2005; eskala geografiko handiagoetan: Ramos *et al.* 2009a; Moreno *et al.* 2010) eta baita beste kaio batzuentzako ere (Schmutz & Hobson 1998; O’Hanlon *et al.* 2017; Enners *et al.* 2018)– eta malgutasun trofiko maila altuak daudela erakusten du kaio kolonien artean, inguruko baliagai jakinen eskuragarritasunaren oso menpekoa dena. Dena den, aurreko lan hauetako gehienek ezin izan dute, edo ez dute helburutzat eduki, funtsezko elikagai-iturri hauen distantzia efektua balioestea, zeina lan honetako helburu zehatzetako bat izan den. Gure ereduaren arabera, gertuen kokatutako arrantza-porturako distantziak eragin handiagoa erakutsi du kaio hankahoriaren dietan hurbilen kokatutako zabortegeirako distantziak baino. Hau horrela izan zen lan honetan aztertutako eredu bakoitzean, eta nahiz eta eredu hobekien egokitzeko erabilitako transformazioa eztabaidatu daitekeen, eragina agerikoa da. Honek esan nahi du kaio hauek nabarmen gutxitzen dutela itsasoko harrapakinen kontsumoa (batez ere arrainez osatua, hauetako asko arrantza-bazterkinak izanik; Arizaga *et al.* 2011) haien kolonia arrantza-portu batetik urrun kokatzen denean, distantzia hau bakarrik hamarnaka kilometro batzuetakoa izan arren. Honek ondorio zuzenak ditu kudeaketaren ikuspuntutik, izan ere,

lehenago ikusi izan da arrantza-bazterkinak kaio hankahoriaren txiten dietan duten eragina mugatua dela eskualde mailan, baina oso altua maila lokalean. Gure ikerketak arrantza portu batetik 20 km baino urrunago dagoen kolonia bakarra hartu du (Punta Lucero), ikerketako ereduetan agertu den itsasoko elikagaien kontsumoaren jaitsieraren erantzule nagusia izan dena. Hortaz, etorkizuneko lanetan elikagai iturri hauetatik urrunago kokatutako koloniak sartu beharko lirateke. Honek segur aski eredia datuetara ondoen moldatzeko transformaziorik egokiena aukeratzen lagunduko luke eta, horrela, elikagai-iturri ezberdinetara dagoen distantziak dietan duen eraginari buruzko informazio sendoagoa izango genuke. Beste baliagai batzuekin alderatuta, zabortegiko hondakinak barne, arrantza-bazterkinak gutxiago aurreikusi daitezke, eta oso denbora tarte laburrean daude eskuragarri, bakarrik itsasontziak arrantzaturikoa deskargatzeko portura joaten direnean. Horrela, arrantza-bazterkinak, bai itsasontzian edo arrantza-portuetan, edo arrain/itsaskiak prozesatzeko instalazioen inguruan, kaioen arteko lehia nahasiaren xede bihurtzen dira, zeintzuek orokorrean elikagai hauek oso azkar kontsumitzen dituzten (N. Zorrozueta, behaketa pertsonala). Hori dela eta, behin itsasontzia portuan sartzen denean, bakarrik momentu horretan portuan dauden kaioek edo ontzia jarraitzen ari direnek izango dute baliagai honetaz elikatze aukeraren bat (Navarro *et al.* 2017). Bestalde, kolonietako kaioak, ugalketa betebeharrak direla eta kolonietara estuki lotuta daude. Horregatik, eta nahiz eta kolonia batzuk portuetatik nahiko hurbil egon, umatzen ari diren kaioak ez dira gai izango portura garaiz iristeko, ez eta harrapakin honengatik era eraginkorrean lehiatzeko ere. Behin umatze garaia amaituta, kaioen eginbeharrak kolonian gutxiago izango dira eta, beraz, elikagai-iturri hauek ustiatuko dituztela pentsatu daiteke, haien koloniaren kokapena edozein izanda ere. Honen ondorioa portuen eragin "trofiko" eskala geografiko handiagoetara hedatzea izango litzateke, zeinak ondorio demografikoak ere izango litzatekeen (adib. biziraupen aukerak hobetuz). Ideia hau indartuz, GPS bidezko jarraipenetik lortutako datuak daude. Lan honetan aztertu diren bi koloniatako (Santa Klara eta Uliá; 1. irudia) kaio helduek, umatze garaian ez zuten 34-38 km-tara dagoen Ondarroako arrantza-portua erabiltzen (argitaratu gabeko datuak); baina bai, ordea Getariakoa (bi kolonietatik 16-20 km-tara), nahiz eta lehenengoak arrantza-ontzi dezente gehiago izan. Hortaz, badirudi kolonia bakoitzetik portura dagoen distantzia ezberdintasun txikiak kaioaren elikatze portaeran eragina duela.

Ugalketa-errendimenduari buruz egindako ikerketek adierazten dute arrantza-bazterkinen zabortegiek baino eragin handiagoa dutela kaio hankahoriaren ugalketa-inbertsioan. Hau zabortegiko jakiak arraina baino nutrizio-kalitate baxuagokoak izateari egotzi zaio; izan ere, arrain kontsumoa arrautzen eraketarako garrantzitsua izateaz gain (Real *et al.* 2017), txiten garapenerako ere garrantzizkoa da, ugalketa-eragintza hobek eraginez (Annett & Pierotti 1999). Lan honetan ikusi dugunez, itsasoko eta lurreko harrapakin gehiago kontsumitzen zuten koloniek joera demografiko positiboagoak zituzten, zabortegi edo lurreko harrapakinaren menpekotasun handiagoa zutenek baino. Adibide modura, Getariako kolonia hartu dezakegu (Get; 1. irudia), itsasoko elikagai gehien kontsumitzen duen kolonietako bat. 2000. hamarkadan sortu zen, herri horretako arrantza-portuaren jardueraren ondorioz.

Populazioaren joeran koloniaren tamaina txikiak (dentsitate-efektuekin erlazionatuta egon daitekeena; Newton 2013) eta itsasoko harrapakinaren kontsumoak (ugalketa-eragintzaren eragin positiboa duena) duten efektu positiboak metatuak direla dirudi eta, ziurrenik, independenteak. Gure eragintzaren azaldu dezakete zergatik eskualdean hainbat arrantza-portu egotea ez den nahikoa kaio hankahoriaren kolonia guztietako populazioaren tamaina mantentzeko, eta are gutxiago handitzeko. Halere, ikerketa honetan identifikatutako joerak tentuz hartu beharrekoak dira, izan ere, kolonia batzuen kasuan, analisiak egiteko erabili ziren zentso kopurua baxua izan zen. Etorkizunean kolonien tamainari buruzko informazio gehiago biltzeak populazioaren joeraren balioespen ziurragoa eta zehatzagoa lortzea ekar dezake eta, beraz, eredu hobek sortzea.

Orain dela gutxi, inguruko zabortegi batzuk ixtean, zabortegiko harrapakinaren kontsumoaren jaitsiera bat izan da, ugalketa garaian lurreko harrapakinaren kontsumoaren igoerarekin ordezkatu dena. Hau, ordea, ez da gertatu itsasoko harrapakinekin (Zorrozueta *et al.* 2020). Gure eragintzaren arabera, portuak ez lirateke egokiak izango elikagai alternatiboaren iturri nagusi bezala, haietatik distantzia handi samarrean dauden kolonientzat; aldi berean bateragarriak dira udan zehar lurreko habitaten ustiapen handiago batekin. Dena den, litekeena da kaio hauek neguan zabortegietako elikagai falta itsasoko harrapakinak gehiago kontsumituz ordezkatzea (Ramos *et al.* 2011; Zorrozueta *et al.* 2020); izan ere, umatze garaitik kanpo gai izango dira denbora luzeagoan portuaren inguruan egoteko eta, beraz, aukera gehiago izango dute arrantza-bazterkinengatik modu eraginkorrean lehiatzeko.

Hurrengo urteetan, Europako politikek Estatu kideei behartuko die arrantza-bazterkinak gutxitzea edo debekatzea (European Union 2013). Horregatik, espero da aldaketa honek nabarmen eragitea baliagai honekiko menpekotasun handia duten kolonien ekologia trofikoan eta populazio-dinamikan (Bicknell *et al.* 2013); batik bat ugalketa garaian, bai eta umatze garaitik kanpo baliagai hauekiko menpekotasuna duten indibiduoengan ere. Egoera are konplexuagoa da kontutan hartuta oraindik zabalik dauden eskualdeko zabortegeiak 2020. urterako itxi beharko dituztela (European Union 1999). Aldaketa hauek direla eta, ugalketa-emaitzetan jaitsiera bat emateaz gain, ugalketa garaitik kanpo ere lehenengo urteko hegaztien eta hegazti zaharrenen biziraupen aukerak murriztu egingo direla pentsatu daiteke. Jakina da hainbat kolonia/kaio lurreko harrapakinez elikatzen direla (batez ere zizareak), baina asko alda daiteke urte-sasoien arabera (adib. urriagoa neguan), eta geografikoki ere aldaketa nabarmenak izan ditzake (Moreno *et al.* 2010). Izatez, ezin da pentsatu elikagai iturri honek ordezkatzeko dituenik zabortegeien itxiera eta espero den arrantza-bazterkinen murrizketa. Beste elikagai-iturri batzuk, hiri-eremuetan hartutako janaria bezala, aukera bat izan daitezke, baina oso litekeena da eskuragarri dagoen kopurua nahikoa ez izatea ia 2000 bikote habiagilez osatutako populazioa mantentzeko, milaka ale heldugabeez gain. Seguruenik, espero dugun janari murrizketa orokor honek egokitze demografiko bat ekarriko du, eta horrek biziraupen-tasa txikiagoak, sakabanaketa handiagoa eta/edo ugalketa-parametro baxuagoak eragin ditzake (Newton 1998, 2013). Ekologia trofikoaren ikuspuntutik aurreikuspenak egitea ez da erraza eta, horrenbestez, etorkizuneko agertokia guztiz ezezaguna mantentzen da.

ESKER ONAK

Landa lanean lagundu zuen jendeari, bereziki Txingudiko Eratzunketa Estazioko kideei, Gipuzkoako basozainei, Biarritzeko Itsas Zentroari, J. Menendezi eta J. Lopezi. R. Ramosek MixSIAR ereduak garatzen lagundu zigun. Eusko Jaurlaritzak, Gipuzkoako Foru Aldundiak eta Donostiako Udalak ikerketa honen zati bat diruz lagundu zuten. Akitania, Gipuzkoa, Bizkaia eta Kantabriako administrazioek kolonietan lumak biltzeko baimenak eman zituzten. N.

Zorrozuia Eusko Jaurlaritzaren doktoretza-aurreko beka baten onuraduna izan zen. Hiru aztertzailek eta editore elkartuak (A. Rodriguez) oso iruzkin baliotsuak egin zituzten, lan honen aurreko bertsio bat hobetzen lagundu zigutenak.

BIBLIOGRAFIA

- Annett, C. A. & Pierotti, R. 1999. Long-term reproductive output in western gulls: consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology*, 80: 288–297.
- Akaike, H. 2011. Akaike's information criterion. – In: Lovric, M. (ed.), International encyclopedia of statistical science. Springer, pp. 25–25.
- Araújo, S., Henriques, I. S., Leandro, S. M., Alves, A., Pereira, A. & Correia, A. 2014. Gulls identified as major source of fecal pollution in coastal waters: A microbial source tracking study. *Sci. Total Environ.*, 470–471: 84–91.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A. & Sanpera, C. 2013a. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.*, 87-88: 19–25.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Díez, E. & Crespo, A. 2013b. Foraging distances of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *Eur. J. Wildl. Res.*, 60: 171–175.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Mendiburu, A. & Sanpera, C. 2011. High importance of fish prey in diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird*, 23: 1–6.
- Arizaga, J., Laso, M., Zorrozuia, N., Delgado, S., Aldalur, A. & Herrero, A. 2017. Uso del espacio por adultos de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 durante el periodo reproductor: resultados preliminares en relación al uso de vertederos. *Munibe* 65.
- Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Villanúa, D., Alonso, D., Barbarin, J. M., Herrero, A., Lekuona, J. M. & Rodríguez, R. 2018. Importance of artificial stopover sites through avian migration flyways: a landfill-based assessment with the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis*, 160: 542–553.

- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bearhop, S., Waldron, S., Votier, S. C. & Furness, R.W. 2002. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiol. Biochem. Zool.*, 75: 451–458.
- Belant, J. L., Ickes, S. K. & Seamans, T. W. 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. *Landscape and Urban Planning*, 43: 11–19.
- Benton, C., Khan, F., Monaghan, W., Richards, W. N. & Sneddon, C. B. 1983. The contamination of a major water supply by gulls (*Larus* spp.). A study of the problem and remedial action taken. *Water Res.*, 17: 789–798.
- Bertellotti, M., Yorio, P., Blanco, G. & Giaccardi, M. 2001. Use of tips by nesting Kelp Gulls at a growing colony in Patagonia. *Journal of Field Ornithology*, 72: 338–348.
- Bicknell, A. W., Oro, D., Camphuysen, K. C. & Votier, S. C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *Journal of Applied Ecology*, 50: 649–658.
- Blanco, G. & Marchamalo, J. 1999. Post-breeding inland movements and use of refuse dumps by Audouin's and other gulls in Spain. *Colonial Waterbirds*, 22: 307–309.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1983. Behavior of Nine Avian Species at a Florida Garbage Dump. *Col Waterbirds*, 6: 54–63.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 1998. Model Selection and Inference. A Practical Information Theoretic Approach. Springer-Verlag. New York.
- Calladine, J., Park, J. R., Thompson, K. J. & Wernham, C. V. 2006. *Review of Urban Gulls and their Management in Scotland: a report to the Scottish Executive*. Scottish Executive, Edinburgh.
- Carrete, M., Donázar, J. A. & Margalida, A. 2006. Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications*, 16: 1674–1682.
- Castège, I., Milon, E., Lalanne, Y. & d'Elbée, J. 2016. Colonization of the Yellow-legged gull in the southeastern Bay of Biscay and efficacy of deterring systems on landfill site. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 179: 207–214.
- Cecere, J. G., Bondi, S., Podofillini, S., Imperio, S., Griggio, M., Fulco, E., Curcio, A., Ménard, D., Mellone, U., Saino, N., Serra, L., Sarà, M. & Rubolini, D. 2018. Spatial segregation of

- home ranges between neighbouring colonies in a diurnal raptor. *Scientific Reports*, 8: 11762.
- Corman, A.-M., Mendel, B., Voigt, C. C., & Garthe, S. 2016. Varying foraging patterns in response to competition? A multicolony approach in a generalist seabird. *Ecology and Evolution*, 6: 974–986.
- DeVault, T. L., Blackwell, B. F., Seamans, T. W., Begier, M. J., Kougher, J. D., Washburn, J. E., Miller, P. R. & Dolbeer, R. A. 2018. Estimating interspecific economic risk of bird strikes with aircraft. *Wildlife Society Bulletin*, 42(1): 94–101.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E. & Tatoni, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.*, 50: 91–100.
- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. 2005. How Is the Diet of Yellow-legged Gull Chicks Influenced by Parents' Accessibility to Landfills? *Waterbirds*, 28(1): 46–52.
- Duhem, C., Vidal, E., Legrand, J. & Tatoni, T. 2003. Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study*, 50: 61–67.
- Egunez, A., Zorrozuza, N., Aldalur, A., Herrero, A. & Arizaga, J. 2018. Local use of landfills by a yellow-legged gull population suggests distance-dependent resource exploitation. *J. Avian Biol.*, 49: jav-01455.
- Enners, L., Schwemmer, P., Corman, A.-M., Voigt, C. C. & Garthe, S. 2018. Intercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea. *Ecol. Evol.*, 8: 7529–7542.
- European Union. 2013. (EC) Regulation No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. Off. J. Eur. Union 354, 22.
- European Union. 1999. (EC) European Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. Off. J. L, 282: 1–19.
- Finney, S. K., Harris, M. P., Keller, L. F., Elston, D. A., Monaghan, P. & Wanless, S. 2003. Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. *Journal of Applied Ecology*, 40: 545–552.

- García, L.V., Marañón, T., Ojeda, F., Clemente, L. & Redondo, R. (2002). Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos*, 98: 75–86.
- Gilbert, N. I., Correia, R. A., Silva, J. P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P. W., Gill, J. A. & Franco, A. M. A. 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov. Ecol.*, 4: 1–13.
- Grémillet, D., Dell’Omo, G., Ryan, P. G., Peters, G., Ropert-Coudert, Y. & Weeks, S. J. 2004. Offshore diplomacy, or how seabirds mitigate intra-specific competition: a case study based on GPS tracking of Cape gannets from neighbouring colonies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 268: 265–279.
- Hatch, C. C. 1996. Threats to public health from gulls (Laridae). *Int. J. Environ. Res.*, 6: 5–16.
- Hobson, K.A. & Clark, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. II: factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor*, 94: 189–197.
- Hobson, K.A. & Bairlein, F. 2003. Isotopic fractionation and turnover in captive Garden Warblers (*Sylvia borin*): implications for delineating dietary and migratory associations in wild passerines. *Can. J. Zool.*, 81: 1630–1635.
- Hobson, K. A., Piatt, J. F. & Pitocchelli, J. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.* 63(4): 786–798.
- Isaksson, N., Evans, T. J., Shamoun-Baranes, J. & Akesson, S. 2016. Land or sea? Foraging area choice during breeding by an omnivorous gull. *Movement Ecology*, 4: 14.
- Kazama, K., Nishizawa, B., Tsukamoto, S., Gonzalez, J. E., Kazama, M. T. & Watanuki, Y. 2018. Male and female Black-tailed Gulls *Larus crassirostris* feed on the same prey species but use different feeding habitats. *Journal of Ornithology*, 159: 923–934.
- Kruszyk, R. & Ciach, M. 2010. White storks, *Ciconia ciconia*, forage on rubbish dumps in Poland –a novel behaviour in population. *Eur. J. Wildl. Res.*, 56.
- Massemin-Challet, S., Gendner, J.-P., Samtmann, S., Pichegru, L., Wulgue, A. & Maho, Y. 2006. The effect of migration strategy and food availability on white stork *Ciconia ciconia* breeding success. *Ibis*, 148.
- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A. & Sanpera, C. 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest

- Spain. *Mar. Biol.*, 157: 545–553.
- Navarro, J., Grémillet, D., Ramirez, F. J., Afán, I., Bouten, W. & Forero, M. G. 2017. Shifting individual habitat specialization of a successful predator living in anthropogenic landscapes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 578: 243–251.
- Neves, V. C., Murdoch, N. & Furness, R.W. 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Arquipélago, Life and Marine Sciences* 23A: 59–73.
- Newton, I. 1998. *Population Limitations in Birds*. New York: Academic Press.
- Newton, I. 2013. *Bird populations*. Collins New Naturalist Library, London.
- O’Hanlon, N. J., McGill, R. A. R. & Nager, R. G. 2017. Increased use of intertidal resources benefits breeding success in a generalist gull species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 574: 193–210.
- Olea, P. P. & Baglione, V. 2008. Population trends of Rooks *Corvus frugilegus* in Spain and the importance of refuse tips. *Ibis*, 150: 98–109.
- Olsen, K. M. & Larson, H. 2004. *Gulls of Europe, Asia and North America*, Christopher Helm. London.
- Oro, D. & Martínez-Abraín, A. 2007. Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Anim. Conser.*, 10: 117–126.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S. & Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from human. *Ecol. Lett.*, 16: 1501–1514.
- Pannekoek, J. & Van Strein, A. 2005. *TRIM 3 Manual. (TRends and Indices for Monitoring Data)*. Research paper no. 0102. Statistics Netherlands. Voorburg.
- Peterson, B.J., Howarth, R.W. & Garritt, R.H. 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine foodwebs. *Science*, 227: 1361–1363.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009a. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.*, 150: 265–272.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009b. Feeding ecology of Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* in the western Mediterranean: a comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 377: 289–297.

- Ramos, R., Ramirez, F. J., Sanpera, C., de Jover, L. & Ruiz, X. 2006. Feeding ecology of Yellow-legged Gulls in four colonies along the western Mediterranean: An isotopic approach. *Journal of Ornithology*, 147: 235–236.
- Ramos, R., Ramirez, F., Carrasco, J. L. & Jover, L. 2011. Insights into the spatiotemporal component of feeding ecology: an isotopic approach for conservation management sciences. *Div. Distrib.*, 17: 338–349.
- Real, E., Oro, D., Martínez-Abraín, A., Igual, J. M., Bertolero, A., Bosch, M. & Tavecchia, G. 2017. Predictable anthropogenic food subsidies, density-dependence and socio-economic factors influence breeding investment in a generalist seabird. *J. Avian Biol.*, 48: 1462–1470.
- Rock, P. 2005. Urban gulls: problems and solutions. *British birds*, 98: 338–355.
- Schmutz, J. A. & Hobson, K. A. 1998. Geographic, temporal, and age-specific variation in diets of Glaucous gulls in western Alaska. *The Condor*, 100: 119–130.
- Sol, D., Arcos, J. M. & Senar, J. C. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study*, 42: 216–221.
- Stock, B. & Semmens, B. 2016. MixSIAR GUI user manual. Version 3.1. <https://github.com/brianstock/MixSIAR>.<doi:10.5281/zenodo.1209993>.
- Wakefield, E. D., Bodey, T. W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R. G., Green, J. A., Grémillet, D., Jackson, A. L., Jessopp, M. J., Kane, A., Langston, R. H. W., Lescroë, A., Murray, S., Le Nuz, M., Patrick, S. C., Péron, C., Soanes, L. M., Wanless, S., Votier, S. C. & Hamer, K. C. 2013. Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341: 68–70.
- Weiser, E. L. & Powell, A. N. 2010. Does garbage in the diet improve reproductive output of Glaucous gulls? *Condor*, 112: 530–538.
- Zorrozua, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L. & Arizaga, J. 2020. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*, 162: 50-62.

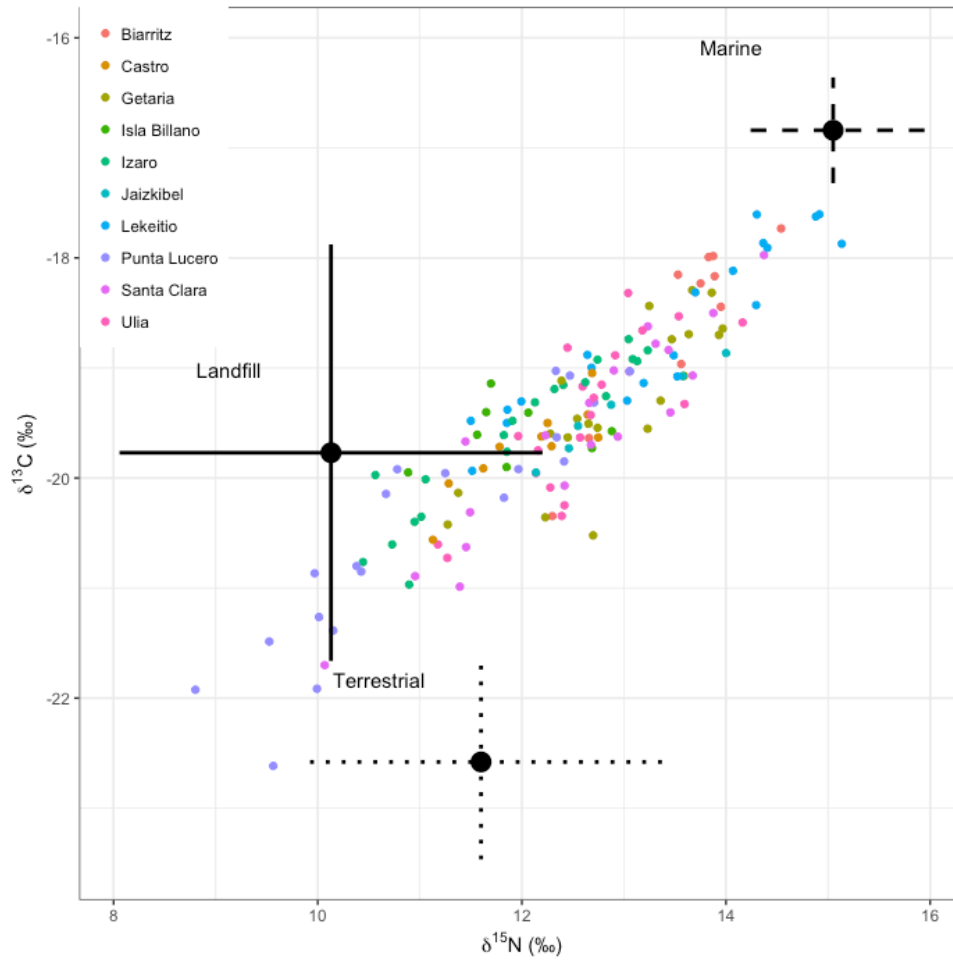
INFORMAZIO OSAGARRIA

S1 taula. Txiten $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren seinale isotopikoak (batezbestekoa \pm SD) jatorrizko kolonia eta urtearen arabera.

| Koloniak | Laginketa urtea | Laginaren tamaina | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ |
|----------|-----------------|-------------------|-----------------------|-----------------------|
| CAS | 2017 | 10 | -19.7 \pm 0.4 | 12.1 \pm 0.6 |
| PUN | 2016 | 10 | -20.6 \pm 0.9 | 10.7 \pm 1.3 |
| | 2017 | 10 | -20.3 \pm 1.3 | 11.3 \pm 1.2 |
| BIL | 2016 | 8 | -19.6 \pm 0.3 | 11.9 \pm 0.6 |
| IZA | 2016 | 10 | -19.9 \pm 0.5 | 11.5 \pm 0.7 |
| | 2017 | 10 | -19.4 \pm 0.8 | 12.4 \pm 0.9 |
| LEK | 2016 | 10 | -19.0 \pm 0.7 | 12.6 \pm 1.1 |
| | 2017 | 10 | -18.3 \pm 0.6 | 14.1 \pm 0.6 |
| GET | 2016 | 10 | -19.3 \pm 0.6 | 13.0 \pm 1.0 |
| | 2017 | 10 | -19.3 \pm 0.8 | 12.8 \pm 0.6 |
| SAN | 2016 | 10 | -19.6 \pm 1.2 | 12.5 \pm 1.3 |
| | 2017 | 10 | -19.6 \pm 0.7 | 12.6 \pm 0.9 |
| ULI | 2016 | 10 | -19.6 \pm 0.5 | 12.3 \pm 0.4 |
| | 2017 | 10 | -19.3 \pm 0.7 | 12.9 \pm 0.6 |
| JAI | 2017 | 6 | -19.4 \pm 0.4 | 12.9 \pm 0.7 |
| BIA | 2017 | 10 | -18.6 \pm 0.8 | 13.6 \pm 0.7 |

S2 taula. Bizkaiko Golkoko hego-ekialdeko portu nagusietan lehorreratutako arrain kantitatea (tonak).

| Arrantza-portua | 2016 | 2017 |
|-------------------|----------|----------|
| Colindres | 2,275.3 | 2,361.3 |
| Santona | 7,158.0 | 9,620.1 |
| Laredo | 4,036.7 | 4,801.8 |
| Bermeo | 2,995.0 | 4,019.2 |
| Ondarroa | 16,464.5 | 18,920.8 |
| Getaria | 11,687.0 | 12,079.4 |
| Pasaia | 6,639.2 | 6,565.8 |
| Hondarribia | 7,121.9 | 8,621.5 |
| Donibane Lohizune | 10,665.2 | 10,727.3 |



S1 irudia. Hamar kolonietako txiten eta hiru harrapakin kategorien $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren seinale isotopikoak (batezbestekoa \pm SD) elikagai iturriei diskriminazio faktore trofikoak aplikatu ondoren.

**9. Kaio hankahori helduetan karbonoaren ($\delta^{13}\text{C}$)
markatzaile isotopikoaren balioak korrelazionaturik
daude karotenoideetan oinarritzen den mokoaren
kolorazioarekin**

Hurrengo artikulua erreproduzio bat da:

Zorrozua, N., Alonso-Álvarez, C., Diaz, B., Sanpera, C., Jover, L. & Arizaga, A. 2020. Carbon $\delta^{13}\text{C}$ isotopic marker values correlate with carotenoid-based bill colouration in adult Yellow-legged Gulls *Larus michahellis*. *Ardeola*, 67(2): 325-339.



LABURPENA

Hegazti askok izaten dituzten karotenoideetan oinarritutako kolorazioak zintzo islatzen du eramailearen kalitatea, karotenoideak dietaren bidez lortu behar baitira. Pigmentu horiek garrantzitsuak dira funtzio fisiologiko askorentzat, eta, beraz, baliteke indibiduoek karotenoideak funtzio hauetara esleitzearen eta bigarren mailako ezaugarri sexualetarako edo sozialetarako metatzearen artean banatu behar izatea. Kaio hankahoria *Larus michahellis* espezie oportunistak bat da eta harrapakin-sorta zabal batez elikatzen da. Karotenoideetan oinarritutako kolorazioa (mokoa, orban gorria, begiko eraztuna) ekologia trofikoarekin lotuta dagoen aztertu genuen, horretarako espezie honen hiru kolonietako kaio helduen lumen konposizio isotopikoez baliatuz. $\delta^{13}\text{C}$ markatzaile isotopikoak korrelazio negatiboa izan zuen karotenoideetan oinarritutako kolorazioarekin (orban gorriaren azalera). *A priori* egindako iragarpenaren aurka, markatzaileak adierazi zuen zabortegetako hondakin eta lurreko harrapakin gehiago kontsumitzeak orban gorri handiagoa eragin dezakeela kaio hankahori helduetan, sexua edozein dela ere. Emeetan ez zen korrelaziorik aurkitu seinale isotopikoen eta arrautzen bolumenaren artean. Itsas harrapakin gehiago kontsumitzeak orban gorri txikiagoa izatea eragin dezakeela aurkitzeak beste ikerketa batzuen emaitzak babesten ditu; izan ere, azterketa horien arabera, gizakiei lotutako lurreko elikagai-iturriez baliatzeak itxuraz eragin positiboa du hegazti helduen fenotipoan. Hala ere, zenbait elikadura-iturritatik etor daitezkeen konposatu potentzialki toxikoen eraginak sakonago aztertu behar dira; horien artean helduen (eta ziurrenik txiten) fisiologian egon daitezkeen efektu ez-hilgarri berantiarrak.

Gako-hitzak: ekologia trofikoak, isotopo egonkorak, itsas hegaztiak, kalitate indibiduala, karotenoideetan oinarritutako kolorazioa.

SARRERA

Giza jarduerak hainbat presio selektibo sortzen dituzte, hegaztiengan eragina izan dezaketenak oso modu desberdinetan. Elikagai-iturriak dieta eraldatu dezaketen faktoreetako bat dira eta, beraz, baita ekologia trofikoaren menpe egon daitezkeen bizitzaren alderdi guztiak ere (Ramos *et al.* 2009; Gilbert *et al.* 2016). Dena den, elikagai-iturri guztiek ez dituzte antzeko makro- (energia/egiturarako) edo mikro- (adib. bitaminak) nutrienteak ematen (Eldridge & Krapu 1988; Pierotti & Annett 1990; Annett & Pierotti 1999). Ondorioz, indibiduo edo populazio batek kontsumitutako janari motak osasun-egoerarekin lotutako zenbait ezaugarrietan eragin dezake, bai zuzenean eta bai epe luzeko efektuekin ere. Ezaugarri horiek indibiduoaren egoera fisikoa (Acquarone *et al.* 2002; Laursen *et al.* 2009), biziraupena (Oro & Furness 2002; Le Galliard *et al.* 2005) edo ugalketa-arrakasta dira (Pierotti & Bellrose 1986; Eldridge & Krapu 1988; Clifford & Anderson 2001; Reynolds *et al.* 2003). Hau horrela izanik, aldaketa globaleko testuinguru batean non espezie asko giza jatorriko baliagaietaz elikatzen diren (Oro *et al.* 2013), beharrezkoa da zehaztea jaki hauek indibiduoaren fenotipoan eta, beraz, ugalketa-emaitzetan nola eragiten duten, kontserbazio eta kudeaketa estrategia egokiak ezarri nahi badira.

Energia emateaz gain, dietako mikronutriente batzuk, karotenoideak kasu, fenotipoan eragin handia izan dezakete. Zehazki, karotenoideek ugalketa garaian seinale bezala erabiltzen diren karaktere sexual sekundarioen espresioan eragin dezakete. Karaktere horietako asko apaingarri koloredunak dira eta horien artean ikertuenak, ziurrenik, hori-laranja-gorri koloreak sortzen dituzten karotenoide pigmentuei lotutako apaingarriak dira (adib. Hartley & Kennedy 2004; McGraw 2006). Hegazti eta beste ornodun askotan, badirudi karotenoideetan oinarritutako kolorazioak eboluzionatu egin duela sexu-seinale gisa jarduteko eta, hala, modu fidagarrian erakusten duela eramailearen kalitatea gorteatze eta ugalketa garaian zehar edo bikotea lortzeko sexu-barneko lehiaketetan (adib. Grether *et al.* 1999; Hill 2006). Animaliek ezin dituzte karotenoide pigmentuak zuzenean sintetizatu eta dieta bidez eskuratu behar dira (Goodwin 1984; Brush 1990). Askotan onartu izan da urriak direla elikagai-iturri naturaletan eta, beraz, garestia izan liteke karotenoide ugariak elikatzea (Endler 1980; Grether *et al.* 1999; Kodric-Brown 1985; Hill 1990). Hori dela eta,

seinaleak sortzearen kostuak desabantaila bat izan daitezke, kalitate handiko indibiduoek bakarrik ordaindu dezaketena, seinaleren fidagarritasuna ziurtatuz (hau da, '*handicap*' teoria; Zahavi 1975; Grafen 1990). Are gehiago, orokorrean onartuta dago karotenoideak ezinbestekoak direla gorputzaren homeostasirako, eta funtzio garrantzitsuak betetzen dituztela, hala nola immunizazioan eta antioxidatzaile bezala (Lozano 1994; von Schantz *et al.* 1999; Alonso-Alvarez *et al.* 2004; Pérez-Rodríguez 2009; baina ikusi baita Hartley & Kennedy 2004; Costantini & Møller 2008). Hortaz, animaliak tarteko irtenbideren bat bilatu beharrian egon daitezke karotenoideak homeostasirako bideratzearen eta karaktere deigarri batzuetan pilatzearen artean, seinalizazio sexual edo sozialerako erabiliko dutena (von Schantz *et al.* 1999; Møller *et al.* 2000; Alonso-Alvarez *et al.* 2008). Duela gutxi iradoki da, halaber, karotenoideetan oinarritutako seinalizazioa arnasketa zelularraren (mitokondrial) efizientzia nabarmentzeko izan daitekeela (Hill & Johnson 2012; Koch & Hill 2018); hau bakarrik (keto) karotenoideetan oinarrituriko kolorazio gorriarako aplikatu daiteke (García-de Blas *et al.* 2016; Lopes *et al.* 2016). Ondorioz, esaten da ketokarotenoide gorrietan oinarritutako seinaleak izan daitezkeela hegazti espezieen artean indibiduoaren kalitatearen adierazlerik fidagarrienak, horiek baitira lortzeko zailenak (Weaver *et al.* 2018). Laburbilduz, soilik osasun-egoera onenean dauden indibiduoak izango lirateke gai karotenoideetan aberatsak diren harrapakinez elikatze eta, beraz, bizitasun handiagoz sortzeko karotenoideetan oinarritutako kolorazioa.

Itsasoko harrapakinek karotenoide kontzentrazio altua dute (Goodwin 1984; Maoka 2011), horrelako pigmentuetan aberatsak diren ekoizle primarioekiko duten menpekotasuna dela eta (Olson & Owens, 1998; Maoka 2011; de Carvalho & Caramujo 2017). Beraz, pentsatu daiteke itsasoko harrapakinen proportzio handiagoz elikatzen diren hegaztiak ere karotenoideetan oinarritutako kolorazio biziagoa erakutsi beharko luketela. Era berean, lurreko edo zabortegetako elikagaiekiko menpekotasun handiagoa dutenek, karaktere argiagoak erakutsi beharko lituzkete.

Kaiok (Laridae) eredu on bat eskaintzen dute galdera hauei erantzuteko; izan ere, banaketa zabala dute eta populazio asko daude, neurri batean, giza jatorriko elikagai-iturrien menpe. Gainera, itsasoko harrapakinetaz elikatzea kalitate altuagoko ondorengoak edukitzearekin erlazionatu da hegazti-taxon honetan. Beraz, itsasoko elikagaietan

espezializatu diren kaio helduek ondorengo eta neguko biziraupen-tasa altuagoak lortzen dituzte, beste baliagai batzuetaz elikatzen direnekin alderatuta, zabortegiak kasu (Pierotti & Annett 1987; Annett & Pierotti 1999). Horrez gain, egoera fisiko eta hazkuntza-tasa hobeak topatu izan dira batez ere arrainez elikatzen ziren itsasoko beste hegazti batzuen txitetan (Paiva *et al.* 2006; Forero *et al.* 2014). Emaidza hauen arrazoa arrainek, beste harrapakin mota batzuekin alderatuz, mikronutriente kontzentrazio altuagoa edukitzea izan daiteke (adib. kaltzioa, eskeletoaren garapenean lagundu beharko lukeena), baita energia eduki altuagoa izatea ere (hau da, lipidoak; Clarke & Prince, 1980; Anthony *et al.* 2000; Forero *et al.* 2014). Hortaz, *a priori* auresan daiteke itsasoko harrapakinak (arrainez osatuta batik bat) lurreko (zizareak) edo zabortegiko elikagaiak baino nutrizio-baliabide hobeak izan beharko luketela. Ondorioz, itsasoko harrapakinez gehiago elikatzen diren helduek egoera fisiko hobeak eduki beharko lukete eta gehiago inbertitu koloreak bezalako ugalketarako ezaugarrietan.

Kaio hankahoria *Larus michahellis* Paleartiko hego-mendebaldeko kaiorik arruntena da (Olsen & Larson 2004). Itsasoko hegazti espezie oportunistak bat da, mota askotako harrapakinez elikatzen dena, hala nola arrainak eta itsasoko beste harrapakin batzuk, zizareak bezalako lurreko harrapakinak edo zabortegietako zabor organikoa (Duhem *et al.* 2005; Ramos *et al.* 2009; Arizaga *et al.* 2013). Kaio hankahoriak karotenoideetan oinarritutako kolorazioa aurkezten du begiko eraztunean, hanketan eta mokoan (Cramp & Simmons 1983). Estalaldian eta ugalketa garaian kolorazio hau biziagoa da (Pérez *et al.* 2008; Morales *et al.* 2009). Bereziki, uste izan da mokoaren orban gorriak garrantzi handia duela ugalketa-inbertsioak doitzeko orduan; izan ere, orban hau txitek janaria eskatzeko erabiltzen dute, gurasoak elikagaiak askatzera bultzatuz (Tinbergen 1948). Bestalde, baliteke gorteatzean zehar bikoteek elkar elikatzeko eboluzionatu izana, azkenean hautespen sexuarean eraginez (Velandó *et al.* 2013). Gainera, badakigu karotenoide-bidezko kolorazio biziagoa duten kaioek egoera fisiko eta ugalketa-emitza hobeak erakusten dituztela: arrautzen bolumena eta errunaldi-tamaina handiagoa (Kristiansen *et al.* 2006; Blévin *et al.* 2014), eta, halaber, bikotea bilatzerako orduan arrakastatsuenak dira (Hammouda *et al.* 2016). Kaio hankahoriaren mokoaren kolorazio hori-laranja-gorria hainbat karotenoidez osatuta dagoela ikusi da, besteak beste, (keto) karotenoide gorriak (astaxantina, kantaxantina) eta xantofila horiak (luteina, zeaxantina, β -kriptoxantina) (Pérez *et al.* 2008). Tamalez, bakoitzaren ekarpen erlatiboa (kontzentrazioa) apaingarrien azalera ezberdinetan (atzealde hori-laranja eta orban

gorria) ez zen zehaztu (Pérez *et al.* 2008). Dena den, hegaztiei buruzko literaturan oinarrituta (adib. McGraw 2006), onartu dezakegu orban gorria batez ere ketokarotenoide gorritz osatuta dagoela eta moko eta hanken zati horiagoa batez ere karotenoide horien pilaketaren emaitza dela.

Gure helburua umatze-kolonian harrapatutako kaio hankahori helduen karotenoide bidezko kolorazioaren espresioaren eta umatu aurreko neguko dietaren osaera adierazten duten markatzaile isotopikoen arteko erlazioa aztertzea zen. Lumetako isotopo egonkorren seinaleak neurtu genituen, ehuna garatu zen muda garaiko dietari buruzko informazioa emango zigutenak (Hobson *et al.* 1994). $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ isotopoak erabili ziren elikatze erabilitako habitatari eta elikagaien posizio trofikoari buruzko informazioa lortzeko, hurrenez hurren (Schoeninger & DeNiro 1984; Hobson *et al.* 1994; Cherel & Hobson 2007). Gainera, markatzaile isotopikoen eta indibiduoaren egoera fisikoaren (tamainarekin zuzendutako gorputzaren masa) eta arrautzen bolumenaren (emeetan soilik) arteko erlazioa aztertu genuen, indibiduoaren osasun-egoera eta dietaren osaeraren arteko lotura hobeto ulertzeko asmoz. Itsasoko harrapakinen proportzio handiagoa duen dieta osasunerako positiboa izan beharko lukeela onartuz, aurreikusi genuen mota honetako jakiez gehiago elikatzen ziren kaioek egoera fisiko hobea erakutsiko zutela, karotenoideetan oinarritutako kolorazio biziagoa edo zabalagoa adieraziz, eta emeak arrautza handiagoak jartzeko gai ere izango zirela. Guk dakigula, aurretik egindako ikerketa batek bakarrik aztertu zuen dietaren osaeraren adierazle isotopikoen eta karotenoideetan oinarritutako kolorearen bizitasunaren arteko lotura itsas hegaztietan (zanga ilunetan; *Sula leucogaster brewsteri*) $\delta^{13}\text{C}$ soilik erabiliz (Michael *et al.* 2018). Lan horrek $\delta^{13}\text{C}$ erabili zuen harrapakin pelagiko edo bentikoez proportzio ezberdinetan elikatzen ziren indibiduoaren arteko kolorazio ezberdintasunak antzemateko, baina, era berean, erakutsi zuen karotenoideetan oinarritutako kolorazioak adierazten duela karotenoide ugari elikagaiak lortzeko indibiduoaren gaitasuna (Michael *et al.* 2018). Gure lanean, markatzaile isotopikoek itsasoko jakien eta bigarren mailako karaktere sexual koloretsuen arteko lotura erakusten duten aztertuko dugu.

MATERIAL ETA METODOAK

Ikerketa-eremua eta datuen bilketa

Ikerketa hiru kaio hankahori koloniatan burutu zen Gipuzkoan, Iberiar penintsularen iparraldean, mendebaldetik ekialdera: Getaria (43°18'N 2°12'W), Santa Klara (43°19'N 1°59'W), Ulia (43°20'N 1°57'W), 92, 85 eta 520 bikote habiagile inguru zituztenak, hurrenez hurren (Arizaga *et al.* 2009).

2016ko ugalketa garaian zehar (maiatza), 33 heldu harrapatu ziren inkubatzeko ari zirela *spring trap* tranpak erabiliz (12 Getarian, 11 Santa Klaran eta 10 Ulian). Behin harrapatuta, hegazti bakoitza eraztundu egin zen eta 6. luma sekundarioa, S6 gorantza zenbatuta, hartu zitzaion isotopo egonkorren analisirako. S6 luma udazken/neguan zehar hazten da (Olsen & Larson 2004) eta, beraz, ugalketa garaiaurreko dieta erakusten du; hau da, 2016an harrapatutako hegazti baten S6ak 2015-2016ko neguan zehar hegazti horrek jan zuena erakutsiko du. Horrez gain, gorputzaren masa (PESOLA balantza batekin, 20 g-ko zehaztasuna) eta tartsoaren luzera (kalibre digital batekin; 0.1 mm-ko zehaztasuna) neurtu genituen. Indibiduo bakoitzaren buruari 3 argazki atera genizkion flashdun Sony DSC-HX90V kamera bat erabiliz, 24 cm-ko altuerako kutxa baten goiko aldean kokatuta zegoena. Kutxak alboan zuloa zuen bertatik kaioaren burua sartu eta kutxaren oinarrian jarri ahal izateko. Gainera, kutxa osorik tela opaku batekin estali zen, kanpoko argia barrura sar ez zedin. Panel gris homogeen bat eta eskala bat jarri ziren kutxaren oinarrian, estandarizatzeko helburuarekin. Bestalde, 1 cm inguruko altuera zuen kortxo zati bat jarri zen kaioaren mokoaren azpian euskarri gisa, argazkiak ateratzeko orduan indibiduo guztien posizioa bera izan zedin. Neurri eta argazki guztiak pertsona berdinak hartu zituen alborapen potentziala minimizatzeko asmoz. Hegazti guztiak Nafarroako Unibertsitatean sexatu ziren luma primario barrukoaren azpi-lagin bat (kalamua) erabiliz (Griffiths *et al.* 1998) DNA analisiak egiteko.

Horrez gain, helduak harrapatu ziren habietan, errunaldiaren tamaina kontuan izan genuen eta arrautza bakoitzaren luzera eta zabalera neurtu genuen, kalibre digital bat erabiliz

(mm). Ondoren arrautzaren bolumena Harris-ek (1964) adierazi bezala lortu zen: Bolumena = $0.476 \times \text{luzera} \times \text{zabalera}^2$.

Datuen prestaketa: kolorazioaren analisisa eta orban gorriaren ratioa

Kolorazio analisiak kaioen buruen argazkiak erabilia burutu ziren. Zehazki, moko eta begiko eraztunean hainbat erreferentzia-puntu aukeratu genituen (1. irudia). Adobe Photoshop CS softwarea erabili genuen erreferentzia-puntu bakoitzean kolorea neurtzeko RGB eskalan. Zoom berdina erabili zen neurketa guztiak egiteko; Magic Wand tresnaren bidez (tolerantzia: 40) erreferentzia-puntu bakoitzaren inguruan, azalera bat hautatu zen ondoren batezbestekoa egiteko (Filter>Blur>Average erabilia), kolorearen balioak RGB eskalan hartu aurretik. Gainera, panelaren 350x350 pixeletako azalera bat hautatu zen argazkian, batez besteko RGB balioak eskuratzeko. Balio guzti hauek ondoren argitasun (*lum*) eta tonu (*hue*) balioetara transformatu ziren (Saravanan *et al.* 2016). Tonu balioak kolorearen intentsitatearen alderantzizkoak dira. Lortutako kolorazio balio ezberdinetarako, errepikakortasuna zenbatetsi zen, hegazti bakoitzari ateratako hiru argazkiak erabiliz (rptR paketea): Mokoaren *hue*: $R = 0.86$, $P < 0.001$; Mokoaren *lum*: $R = 0.61$, $P < 0.001$; Begiko eraztunaren *hue*: $R = 0.97$, $P < 0.001$; Begiko eraztunaren *lum*: $R = 0.42$, $P < 0.001$; Orban gorriaren *hue*: $R = 0.95$, $P < 0.001$; Orban gorriaren *lum*: $R = 0.59$, $P < 0.001$; Panel grisaren *hue*: $R = 0.73$, $P < 0.001$; Panel grisaren *lum*: $R = 0.35$, $P < 0.004$.

Gainera, hainbat aldagai neurtu genituen gonisean agertzen den orban gorriaren azalera erlatiboa zehazteko mokoaren parte horiarekiko (1. irudia), argazkiko eskala erabiliz luzera estandarizatzeko. Zehazki, mokoaren azalera neurtzerakoan konplexutasuna saihesteko (parte batzuk lumekin estalita egon daitezke edo kaioaren espresioak mokoaren ertzen posizioan eragin dezake), kulmena eta altuera neurtu ziren, mokoaren eta orban gorriaren azalera finkoa zehazteko helburuarekin (1. irudia).

(Freezer/mill 6750-Spex Certiprep) hauts fin bihurtuta homogeneousatzeko. Hauts honen pisatutako azpilaginak (0.3 mg inguru $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -rentzako) konbustio eta analisi isotopikorako kapsuletan sartu ziren, oinarrizko analisi-isotopo ratio masa espektrometria burutzeko (EA-IRMS), ThermoFinnigan Flash 1112 analizatzaile bat erabiliz Delta isotopo ratio masa espektrometro bati erantsita, ConFlo III interfazearen bidez (Serveis Científico-Tècnics, Bartzelonako unibertsitatea).

Lumetako $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ isotopo egonkorren balioek elikagai-iturri jakin baten proportzio handiagoa edo txikiagoa adieraziko lukete (Arizaga *et al.* 2013).

Eredu estatistikoak

Eredu estatistikoak gauzatu ziren seinale isotopikoak helduen egoera fisikoarekin, karotenoide-kolorazioarekin eta arrautzen bolumenarekin zenbateraino erlazionatuta zeuden aztertzeko. Horretarako, hegazti bakoitzaren egoera fisikoa eta lehenago deskribatutako bost menpeko aldagaiak erabili genituen (mokoaren, begiko eraztunaren eta goniseko orbanaren kolorazioa-*hue*; orban gorriaren azalera; arrautzen bolumena).

Lehenenik, bariantza inflazio faktoreak (variance inflation factors; VIF) kalkulatu ziren $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ korrelaziorik ote zegoen aztertzeko. Erlaziorik ez zenez hauteman (VIF = 1.25), bi seinale isotopikoak batera sartu ziren eredu berean.

Kontutan hartu ziren menpeko aldagaientzat, Eredu Lineal Orokorrak (GLM) burutu genituen lotura linealeko funtzioekin eta erroreen banaketa normalarekin, eta hurrengo aldagai finkoekin: C-negua ($\delta^{13}\text{C}$ balioak S6-rako), N-negua ($\delta^{15}\text{N}$ balioak S6-rako) eta sexua (azken hau arrautzen bolumena aztertzeko ereduetatik kanpo utzi zen; azken kasu honetan emeak bakarrik hartu ziren kontutan). Egoera fisikoa (tamainarekin zuzendutako gorputzaren masa) eta orban gorriaren azalera aztertzeko ereduetan, koaldagai bezala tartsoaren luzera eta kulmen x altuera (Cul x Hei) bezala kalkulaturako azaleraren aldagai bat sartu ziren, hurrenez hurren. Koloniaren identitatea faktore finko bezala sartu zen. Mokoaren, begiko eraztunaren eta goniseko orbanaren kolorazioaren intentsitatea (*hue*-ren alderantzizkoa) aztertzeko ereduetan, argazkiak ateratzerakoan erabilitako panel grisaren *hue* eta *lum*-ekin

egindako Osagai Nagusien Bidezko Analisiaren (Principal Component Analysis; PCA) lehenengo osagaia faktore osagarri bezala sartu zen. PCAn bi osagai atera ziren, lehenengoak (PC1) bariantzaren %56 azaltzen zuen (autobalioa (eigenvalue) = 1.13) eta balio altuek *hue* balio altuak eta *lum* balio baxuak adierazten zituzten (PC1-entzako *factor loadings*: *hue* = 0.71, *lum* = -0.71). Indibiduo bakoitzaren hiru argazkien batezbestekoa hartu zen kontutan kolore-balio bakoitzerako.

Emaitzak sinplifikatutako ereduarentzat eta eredu osoarentzat eman dira. Gorputzaren masaren aldagarritasuna aztertzen duen ereduari, tartsoaren luzera koaldagai bezala mantendu zen beti tamainaren independente den gorputzaren masa (egoera) aztertzeko. Berdina egin zen panel grisarentzako eskuratutako lehenengo osagaiarekin, koloreak neurtzerakoan inguruko argiaren aldagarritasunaren eragin txikiak saihesteko. Orban gorriaren azaleraren ereduarentzat ere Cul x Hei beti mantendu zen. Ereduen erresidualen normaltasuna ereduaren hautaketa prozeduran zehar berretsi zen.

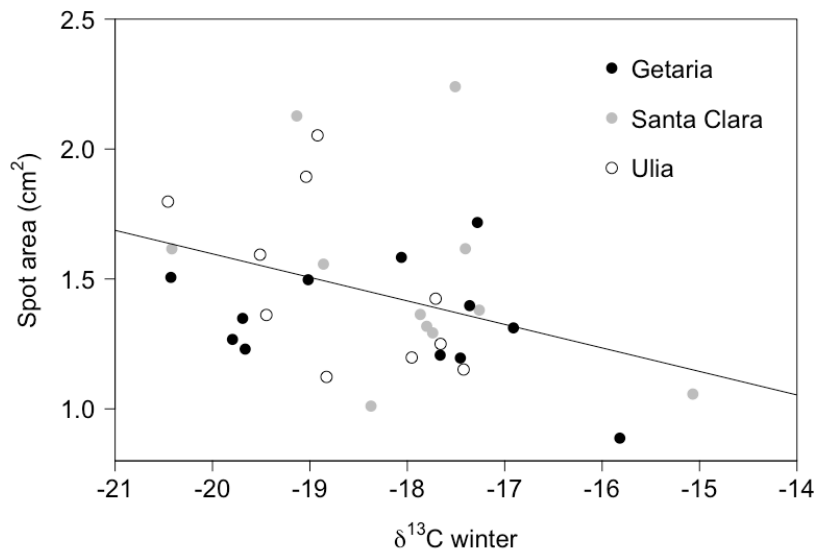
Analisi estatistikoetarako R 3.3.2 (R Development Core Team 2011) erabili zen.

EMAITZAK

$\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioen batezbestekoak (\pm SD) -18.3 ± 1.3 eta 13.1 ± 1.5 izan ziren. Lan honetan aztertutako bi isotopoei (N eta C) ez zuten erakutsi gorputzaren masarekin inolako erlaziorik ($\delta^{15}\text{N}$: $F_{1,25} = 1.50$, $P = 0.232$, $\delta^{13}\text{C}$: $F_{1,26} = 1.71$, $P = 0.203$). Sexuaren eta koloniaren efektu esanguratsua hauteman genuen gorputzaren masan (1. taula, eredu osoentzako ikusi Informazio Osagarria, S1 taula). Tartsoaren luzerak ez zuen erlazio esanguratsurik erakutsi gorputzaren masarekin eta arrak emeak baino pisutsuagoak zirela ikusi zen (emea: 804.44 ± 52.94 g; arra: 925.71 ± 62.48 g). Uliako indibiduoek beste bi kolonietakoek baino gehiago pisatzen zuten.

1. taula. Menpeko aldagai ezberdinekin egindako Eredu Lineal Orokor onenen beta-parametroen estimazioak (\pm SE; azpian: *P*-balioak). Erreferentziako beta-parametroen balioak ($\beta = 0$): Sexua = Emea; Kolonia = Getaria. Arrautzen bolumenaren ereduentzako emeak bakarrik hartu ziren kontuan. Arrautzen bolumena errunaldiaren batez besteko bolumena zen.

| Koaldagaiak / Faktoreak | Gorputzaren masa | Mokoaren horiaren intentsitatea | Begiko eraztunaren gorritasuna | Orbanaren gorritasuna | Orbanaren azalera | Arrautzen bolumena |
|-----------------------------|---|---------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|
| Interzeptua | 596.11 \pm 304.63 <i>P</i> = 0.061 | -42.94 \pm 0.41 <i>P</i> < 0.001 | -8.53 \pm 1.10 <i>P</i> < 0.001 | -6.28 \pm 1.34 <i>P</i> < 0.001 | 0.03 \pm 0.81 <i>P</i> = 0.969 | 77.93 \pm 2.06 <i>P</i> < 0.001 |
| PC1 Grisa | | 1.29 \pm 0.39 <i>P</i> = 0.003 | -0.43 \pm 0.65 <i>P</i> = 0.509 | -0.35 \pm 0.66 <i>P</i> = 0.594 | | |
| Tartsoa | 2.92 \pm 5.04 <i>P</i> = 0.567 | | | | | |
| Kulmena-Altuera | | | | | -0.00 \pm 0.00 <i>P</i> = 0.338 | |
| Sexua: Arra | 116.09 \pm 27.19 <i>P</i> < 0.001 | | | -2.83 \pm 1.34 <i>P</i> = 0.044 | | |
| Kolonia: Santa Klara | 25.39 \pm 23.70 <i>P</i> = 0.294 | | -0.97 \pm 1.60 <i>P</i> = 0.550 | 1.18 \pm 1.65 <i>P</i> = 0.481 | | -5.14 \pm 2.79 <i>P</i> = 0.087 |
| Kolonia: Ulia | 58.97 \pm 24.37 <i>P</i> = 0.023 | | -6.16 \pm 1.59 <i>P</i> < 0.001 | -2.75 \pm 1.63 <i>P</i> = 0.103 | | -7.77 \pm 2.79 <i>P</i> = 0.015 |
| C-negua | | | | | -0.10 \pm 0.04 <i>P</i> = 0.026 | |



2. irudia. Orban gorriaren azaleraren eta neguan hazitako luma batetik lortutako karbonoaren balio isotopikoen arteko erlazioa.

$\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -aren seinale isotopikoek ez zuten erlaziorik erakutsi koloreari lotutako aldagaiekin, orban gorriaren azalera izan ezik; izan ere, orban hori karbonoaren balioekin negatiboki erlazionatuta zegoela ikusi zen (1. taula, Informazio Osagarria, S1 taula). Kasu honetan, itsasoko harrapakinez gutxiago elikatzen ziren kaiok gonisean orban handiagoa aurkezten zuten (2. irudia).

Karaktere koloretsuekin lotutako beste eragin batzuen arabera, (1) Uliako indibiduoek beste bi kolonietako indibiduoek baino begi-eraztun argiagoa erakusten zuten (1. taula); eta (2) orban gorriaren intentsitatea txikiagoa izan ohi zen arretan (emea: -6.75 ± 2.88 ; arra: -9.52 ± 4.89 ; 1. taula).

Ugalketa-emitzei dagokienez, arrautzen bolumena ez zen aldatzen $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ seinaleen arabera, baizik eta koloniaren identitatearekin: Getariak zituen arrautzarik handienak eta Uliak txikienak (Getaria: $77.93 \pm 2.83 \text{ mm}^3$; Santa Klara: $72.79 \pm 5.76 \text{ mm}^3$; Uliak: $70.15 \pm 4.46 \text{ mm}^3$; 1. taula).

EZTABAIDA

Lumetako $\delta^{13}\text{C}$ balioen eta kaio helduen mokoaren kolore-karaktere baten espresioaren artean erlazio estatistikoki esanguratsua hauteman genuen, iradokiz haien elikatzeko-habitata eragina izan dezakeela karotenoideetan oinarritutako kolorazioaren seinalizazioan. Aldiz, ez dugu ikusi seinale isotopikoek korrelazio esanguratsurik dutenik lan honetan aztertutako mokoaren gainerako kolorazio-aldagaiekin, tamainarekin zuzendutako gorputzaren masarekin (egoera fisikoa) edo arrautzen bolumenarekin. Hala ere, kontuan izan behar da lagin tamaina erlatiboki txikiak erabili genituela; beraz, zuhurrak izan behar gara hemen hipotesi nulua onartzerakoan.

Mokoaren orban gorriaren tamaina negatiboki erlazionatzen zen $\delta^{13}\text{C}$ balioekin. Ikerketek erakutsi dutenez, nahiz eta ketokarotenoideak dietaren bidez hartu daitezkeen (adib., itsasoko harrapakinaren kontsumoarekin), karotenoideetan oinarritutako kolorazio

gorria seinale fidagarriagoa da xantofiletan oinarritutako karaktere horiak baino (Johnson & Hill 2013; Cantarero & Alonso-Alvarez 2017; Weaver *et al.* 2018). Hortaz, kalitate goreneko indibiduoak bakarrik izango lirateke gai substratu horietatik abiatuta pigmentu gorriak sintetizatzeke eta ketokarotenoide hauek kolore-karaktereetara zuzentzeko. Gainera, eta gure emaitzen antzera, kaioen dietari E bitamina antioxidatzaileak gehitzean, horrek orban gorriaren tamainan eragin zuela ikusi zen, baina ez kolorearen intentsitatean (Pérez *et al.* 2008), orbanaren kolorazioa dietaren osaerarekiko sentikorra dela adieraziz. Nabarmendu beharra dago Pérez *et al.*-ek (2008) kaio arrekin bakarrik egin zutela lan; guk ez dugu ezberdintasunik topatu sexuen artean.

Mokoaren orban gorriaren tamaina, lehenago, gurasoek txitak elikatzeko duten portaerarekin lotu izan da; izan ere, emeek orban handiagoa edukitzeak txitek janaria indar gehiagoz eskatzea eragiten zuen (Velando *et al.* 2013). Gainera, ikusi da orbanaren tamainak ere eragina duela bikote-harremanean; izan ere, artifizialki handitutako orban gorriak dituzten indibiduen bikoteek, izan ar edo eme, txitei elikagai gehiago ematen zietela ikusi zen. (Morales *et al.* 2009). Lan honetan orban gorriaren tamaina elikatzeko-habitataren adierazle isotopiko batekin lotuta dagoela erakusten dugu. Ondorioz, esan genezake kaioen elikatzeko portaerak bizi-historiako karaktere garrantzitsuetan eragin dezakeela, zeinak, aldi berean, karotenoideetan oinarritutako karaktereen adierazpenaren menpe dauden.

Gipuzkoako kolonietan ekologia trofikoari buruz aurretik egin izan diren lanek erakutsi zuten $\delta^{13}\text{C}$ balio altuagoek itsasoko harrapakinen kontsumo handiagoa adierazten zutela (Arizaga *et al.* 2013, Zorrozueta *et al.* 2020). Gure emaitzek adierazten dute, beraz, lurreko harrapakinak gehiago ustiatzeak, zabortegetako materia organikoa barne, mokoetan orban gorri handiagoak izatea eragiten duela, itsasoko habitatekin alderatuta. Ondorio hau interesgarria da; izan ere, hasieran auresan genuen itsasoko harrapakin (batez ere arrainak) gehiago jatean karotenoideen kontsumoa handiagoa izango zela, eta horrek orban gorri handiagoa eragingo lukeela beste jaki batzuek elikatzen diren hegaztiekin alderatuta. Hala ere, kontuan eduki behar da neguan, itsasoko elikagaien taldean, marearteko eremuetan harrapatutako harrapakinak egon daitezkeela (Moreno *et al.* 2010; guk ez genuen harrapakin mota hau hauteman udan, adib., Arizaga *et al.* 2013). GPS bidez jarraitutako kaioen behin-behineko datuek erakutsi dutenez, marearteko eremuak gutxi erabiltzen dira, baita neguan

ere (Arizaga *et al.* 2017; argitaratu gabeko datuak). Nolanahi ere, euskal kostaldean, gure populazioa bizi den eremuan, itsaslabar malkartsuak daude, eta ez dago kaiok elikatzeke erabili ditzaketen marearteko leku askorik, beste toki batzuetan gertatzen den bezala (Irons 1998).

Zabortegei dagokienez, pentsatu behar dugu zaborrak arrainek baino karotenoide maila baxuagoak eduki ditzakeela, baita kutsatzaile gehiago ere. Horrek estres oxidatiboa handituko luke eta, era berean, karotenoideak antioxidatzaile gisa erabiltzea eragingo luke edo zuzenean haien kolorazioa argitzea (adib. Hartley & Kennedy 2004). Literaturaren arabera, zabortegetan edo beste giza habitat batzuetan agertzen diren konposatu toxikoek karotenoideetan oinarritutako kolorazioa galtzea eragin dezakete (Giraudeau *et al.* 2015; Dauwe & Eens 2008; Vallverdú-Coll *et al.* 2016). Halere, badira salbuespen batzuk efektu negatibo horretarako. Esaterako, Pb edo herbizida maila altuen eraginpean egondako eper gorri helduek (*Alectoris rufa*) euren kolorazio gorria areagotu egin zuten (García-de Blas *et al.* 2016; Vallverdú-Coll *et al.* 2015). Azken efektu hauek, erredox egoera areagotu baten ondorio izan daitezke, kutsatzaileei lotutako estres oxidatibo altuago batek eragindakoa; horrek, era berean, substratu horiko karotenoide-pigmentuen oxidazioa bultzatu dezake, kolore gorriak sortzeko (García-de Blas *et al.* 2016). Bestalde, kutsatzaileekiko esposizio arin batek zenbait konpentsazio-mekanismo (hormetiko) piztu ditzake (Costantini *et al.* 2010; Losdat *et al.* 2018), adibidez, elikagaietatik karotenoideak xurgatzeko gaitasuna hobetzea. Nolanahi ere, kutsatzaile guztiak ez datoz lurreko habitat antropogenikoetatik. Itsasoko harrapakinak merkurio maila altuen edo, petrolio-isuri baten ondoren, fuel-olio hondakinen iturri izan daitezke (Wiener *et al.* 2002; Pérez *et al.* 2010). Ikerketa gehiago egitea beharrezkoa da toxinen presentzia eta hauek kaio hankahorien estres oxidatiboan eta zati biluzien kolorazioan duten eragina aztertzeko.

Nabarmendu behar dugu, halaber, lumarik gabeko zatietan (larrualaza, mokoa) karotenoideetan oinarritutako kolorazioa oso azkar alda daitekeela, aste edo egun gutxiren buruan (Faivre *et al.* 2003; Alonso-Alvarez *et al.* 2004; Velandó *et al.* 2006). Hortaz, galdetu dezakegu zergatik eta nola izan dezakeen eragina neguko dietak (izan ere, neurri isotopikoak hartu ziren luma neguan sortu zuen) udaberriko orban gorriaren azalera. Gerta liteke gure kaiok antzeko elikagai iturriez elikatzea, bai neguan eta bai udaberrian ere; hortaz, neguko

karbono-balioak udaberrikoekin korrelazionatuta egongo lirateke. Hala ere, epe luzerako efektuak ere onargarriak izan daitezke. Adibidez, gatibu egondako *Taeniopygia guttata* espezieko txitek, astebetetz antioxidatzaileen sintesirako blokeatzaile baten eraginpean egonik, helduaroan moko gorriagoak (ketokarotenoideetan oinarrituak) erakutsi zituzten (Romero-Haro & Alonso-Alvarez 2015).

Kontuan hartu behar dugu, era berean, orban gorriaren azaleraren eta gure karbono-markatzailearen arteko erlazioa, gehienbat hegazti batzuk lurreko jakiez elikatzen direlako gerta daitekeela. Dena den, lurreko elikagaien (batez ere zizareak) neguko kontsumoa nahiko baxua zen gure populazioan (Zorrozueta *et al.* 2020). Pentsa dezakegu kalitate handiagoko hegaztiak bakarrik izango direla gai neguan ziurrenik urria den iturri honetaz elikatzeko, eta/edo lurreko harrapakinez elikatzen diren hegaztiak hegaldi luzeagoak egingo dituztela. Azken aukera hau, lehenago, hegaztietan karotenoideetan oinarritutako kolorazio gorriaren ekoizpenean lagunduko lukeen faktoretzat hartu izan da. Ildo beretik, mokokerrekin *Loxia curvirostra* egindako ikerketen arabera, pigmentu gorrien sorkuntza lotuta egongo litzateke indibiduoak pigmentu horiak gorri bihurtzeko duen gaitasunarekin, eta ahalmen hori indibiduoaren hegan egiteko gaitasunarekin batera handituko litzateke (Völker 1957; Weber 1961). Testuinguru honetan, gure kaiotan orban gorri handiagoak agertzea desberdintasun metabolikoak dituzten indibiduoaren hainbat portaeren ondorio izan daiteke, elikagai-iturri jakinekin zuzenean lotutako emaitza izan beharrean.

Horrenbestez, ebidentziak lortu genituen esateko dietak, zentzu zabalean, eragin esanguratsua duela kaio hankahorien gorputz-atal biluzien kolorazioan. Bereziki, neguan itsasoko harrapakinez gehiago elikatzen ziren indibiduoek orban gorri txikiagoak zituzten mokoan umatze-garaian zehar. Emaitza honen arabera, baliteke itsasoko harrapakin gehiago kontsumitzea ez izatea aurreko lanek baieztatu duten bezain onuragarria, behintzat karotenoideetan oinarritutako seinaleen adierazpenari dagokionez. Lurreko edo zabortegietako jakiez elikatzen ziren hegaztiak orban gorri handiagoak zituzten, eta horrek, azken batean, ugalketan arrakasta handiagoa izaten laguntzen zuen. Nolanahi ere, epe luzeko ondorio ez-hilgarriak ere kontuan hartu beharko genituzke, habitat antropogenikoetako kutsatzaileen eraginpean egotearen ondorioz agertzen direnak, horiek ere eragina izan baitezakete itsas hegaztien demografian (adib. Bustnes *et al.* 2008; Goutte *et al.* 2014).

ESKER ONAK

Landa lanean lagundu zuten pertsoneri eskerrak eman nahi dizkiegu, batez ere Txingudiko Erantzuntze Estazioko kideei. Ikerketa partzialki Eusko Jaurlaritzak, Gipuzkoako Foru Aldundiak eta Donostiako Udalak finantzatu zuten. N. Zorrozuak Eusko Jaurlaritzako doktoretza aurreko diru-laguntza baten onuraduna izan zen. Gipuzkoako administrazioak lanerako baimenak eman zituen. Animalien ongizatearen eta erabileraren arloan indarrean dauden nazioarteko, tokiko eta erakundeetako gidalerro guztiak jarraitu ziren. Editore elkartuak (Alberto Velando) eta bi aztertzaile anonimok oso iruzkin baliotsuak egin zituzten lan honen aurreko bertsio bat hobetzen lagundu zigutenak.

BIBLIOGRAFIA

- Acquarone, C., Cucco, M., Cauli, S.L. & Malacarone, G. (2002). Effects of food abundance and predictability on body condition and health parameters: experimental tests with the Hooded Crow. *Ibis*, 144: 155–163.
- Alonso-Alvarez, C., Bertrand, S., Devevey, G., Gaillard, M., Prost, J., Faivre, B. & Sorci, G. (2004). An experimental test of the dose-dependent effect of carotenoids and immune activation on sexual signals and antioxidant activity. *Am. Nat.*, 164: 651–659.
- Alonso-Alvarez, C., Pérez-Rodríguez, L., Mateo, R., Chastel, O. & Viñuela, J. (2008). The oxidation handicap hypothesis and the carotenoid allocation trade-off. *J. Evol. Biol.*, 21: 1789–1797.
- Annett, C.A. & Pierotti, R. (1999). Long-Term Reproductive Output in Western Gulls: Consequences of Alternate Tactics in Diet Choice. *Ecology*, 80: 288–297.
- Anthony, J.A., Roby, D.D. & Turco, K.R. (2000). Lipid content and energy density of forage fishes from the northern Gulf of Alaska. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 248: 53–78.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J. & Aldalur, A. (2009). Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 25: 32–42.

- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J.F., Herrero, A. & Sanpera, C. (2013). Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.*, 87–88: 19–25.
- Arizaga, J., Laso, M., Zorrozuza, N., Delgado, S., Aldalur, A. & Herrero, A. (2017). Uso del espacio por adultos de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 durante el periodo reproductor: resultados preliminares en relación al uso de vertederos. *Munibe*, 65: 67–80.
- Blévin, P., Tartu, S., Angelier, F., Leclaire, S., Bustnes, J.O., Moe, B., Herzke, D., Gabrielsen, G.W. & Chastel, O. (2014). Integument colouration in relation to persistent organic pollutants and body condition in arctic breeding black-legged kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Sci. Total Environ.* 470–471: 248–254.
- Brush, A.H. (1990). Metabolism of carotenoid pigments in birds. *FASEB J.*, 4: 2969–2977.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H. & Herzke, D. (2008). Perfluorinated and chlorinated pollutants as predictors of demographic parameters in an endangered seabird. *Environ. Pollut.*, 156: 417–424.
- Cantarero, A. & Alonso-Alvarez, C. (2017). Mitochondria-targeted molecules determine the redness of the zebra finch bill. *Biol. Lett.*, 13: 20170405.
- Cherel, Y. & Hobson, K.A. (2007). Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the Southern Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 329: 281–287.
- Clarke, A. & Prince, P.A. (1980). Chemical composition and calorific value of food fed to Mollymauk chicks *Diomedea melanophris* and *D. Chrysostoma* at Bird island, South Georgia. *Ibis*, 122: 488–494.
- Clifford, L.D. & Anderson, D.J. (2001). Food limitation explains most clutch size variation in the Nazca booby. *J. Animal Ecol.*, 70: 539–545.
- Costantini, D. & Møller, A.P. (2008). Carotenoids are minor antioxidants for birds. *Funct. Ecol.*, 22: 367–370.
- Costantini, D., Metcalfe, N.B. & Monaghan, P. (2010). Ecological processes in a hormetic framework. *Ecol. Lett.*, 13: 1435–1447.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1983). *The birds of the Western Palearctic*, vol 3. Oxford University Press, Oxford.

- Dauwe, T. & Eens, M. (2008). Melanin- and carotenoid-dependent signals of great tits (*Parus major*) relate differently to metal pollution. *Naturwissenschaften*, 95: 969–973.
- de Carvalho, C.C.C.R. & Caramujo, M.J. (2017). Carotenoids in Aquatic Ecosystems and Aquaculture: A Colorful Business with Implications for Human Health. *Front. Mar. Sci.*, 4: 93.
- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. (2005). How Is the Diet of Yellow-legged Gull Chicks Influenced by Parents' Accessibility to Landfills? *Waterbirds*, 28: 46–52.
- Eldridge, J.L. & Krapu, G.L. (1988). The influence of diet quality on clutch size and laying pattern in Mallards. *Auk*, 105: 102–110.
- Endler, J.A. (1980). Natural selection on color patterns in *Poecilia reticulata*. *Evolution*, 34: 76–91.
- Faivre, B., Grégoire, A., Prévault, M., Cézilly, F. & Sorci, G. (2003). Immune activation rapidly mirrored in a secondary sexual trait. *Science*, 300: 103.
- Forero, M.G., Hobson, K.A., Bortolotti, G.R., Donazar, J.A., Bertellotti, M. & Blanco, G. (2014). Food resource utilisation by the Magellanic penguin evaluated through stable-isotope analysis: segregation by sex and age and influence on offspring quality. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 234: 289–299.
- García-de Blas, E., Mateo, R. & Alonso-Álvarez, C. (2016). Specific carotenoid pigments in the diet and a bit of oxidative stress in the recipe for producing red carotenoid-based signals. *PeerJ*, 4: e2237.
- Gilbert, N.I., Correia, R.A., Silva, J.P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P.W., Gill, J.A. & Franco, A.M.A. (2016). Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov. Ecol.*, 4: 1–13.
- Giraudeau, M., Mateos-Gonzalez, F., Cotín, J., Pagani-Nuñez, E., Torné-Noguera, A. & Senar, J.C. (2015). Metal exposure influences the melanin and carotenoid-based colorations in great tits. *Sci. Total Environ.*, 532: 512–516.
- Goodwin, T.W. (1984). *The Biochemistry of the Carotenoids: Animal*, Vol. II. London: Chapman & Hall.
- Goutte, A., Barbraud, C., Meillère, A., Carravieri, A., Bustamante, P., Labadie, P., Budzinski, H., Delord, K., Cherel, Y., Weimerskirch, H. & Chastel, O. (2014). Demographic

- consequences of heavy metals and persistent organic pollutants in a vulnerable long-lived bird, the wandering albatross. *Proc. R. Soc. B*, 281: 20133313.
- Grafen, A. (1990). Biological signals as handicaps. *J. Theor. Biol.*, 144: 517–546.
- Grether, G.F., Hudon, J. & Millie, D.F. (1999). Carotenoid limitation of sexual coloration along an environmental gradient in guppies. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 266: 1317–1322.
- Griffiths, R., Double, M.C., Orr, K. & Dawson, R.J.G. (1998). A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.*, 7: 1071–1075.
- Hammouda, A., Hamza, F., Ayadi, T., Pearce-Duvet, J. & Selmi, S. (2016). Assortative mating for carotenoid colouration but not size in the Yellow-legged Gull *Larus michahellis*. *Bird Study*, 63: 289–292.
- Harris, M.P. (1964). Aspects of the breeding biology of the gulls *Larus argentatus*, *L. fuscus* and *L. marinus*. *Ibis*, 106: 432–456.
- Hartley, R.C. & Kennedy, M.W. (2004). Are carotenoids a red herring in sexual display? *Trends Ecol. Evol.*, 19: 353–354.
- Hill, G.E. (2006). Female mate choice for ornamental coloration. In Hill G.E., McGraw K.J. (eds) *Bird coloration. Function and evolution*. Harvard University Press, Cambridge: 137–200.
- Hill, G.E. (1990). Female house finches prefer colourful males: sexual selection for a condition-dependent trait. *Animal Behaviour*, 40: 563–572.
- Hill, G.E. & Johnson, J.D. (2012). The Vitamin A–Redox Hypothesis: A Biochemical Basis for Honest Signaling via Carotenoid Pigmentation. *Am. Nat.*, 180: E127–E150.
- Hobson, K.A., Piatt, J.F. & Pitocchelli, J. (1994). Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.*, 63: 786–798.
- Irons, D.B. (1998). Foraging area fidelity of individual seabirds in relation to tidal cycles and flock feeding. *Ecology*, 79: 647–655.
- Johnson, J.D. & Hill, G.E. (2013). Is carotenoid ornamentation linked to the inner mitochondria membrane potential? A hypothesis for the maintenance of signal honesty. *Biochimie*, 95: 436–444.
- Koch, R.E. & Hill, G.E. (2018). Do carotenoid-based ornaments entail resource trade-offs? An evaluation of theory and data. *Funct. Ecol.*, 32: 1908–1920.
- Kodric-Brown, A. (1985). Female preference and sexual selection for male coloration in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 17: 199–205.

- Kristiansen, K.O., Bustnes, J.O., Folstad, I. & Helberg, M. (2006). Carotenoid coloration in great black-backed gull *Larus marinus* reflects individual quality. *J. Avian Biol.* 37: 6–12.
- Laursen, K., Asferg, K.S., Frikke, J. & Sunde, P. (2009). Mussel fishery affects diet and reduces body condition of Eiders *Somateria mollissima* in the Wadden Sea. *J. Sea Res.*, 62: 22–30.
- Le Galliard, J.-F., Ferrière, R. & Clobert, J. (2005). Juvenile growth and survival under dietary restriction: are males and females equal? *Oikos*, 111: 368–376.
- Lopes, R.J., Johnson, J.D., Toomey, M.B., Ferreira, M.S., Araujo, P.M., Melo-Ferreira, J., Andersson, L., Hill, G.E., Corbo, J.C. & Carneiro, M. (2016). Genetic Basis for Red Coloration in Birds. *Curr. Biol.*, 26: 1427–1434.
- Losdat, S., Blount, J.D., Marri, V., Maronde, L., Richner, H. & Helfenstein, F. (2018). Effects of an early-life paraquat exposure on adult resistance to oxidative stress, plumage colour and sperm performance in a wild bird. *J. Anim. Ecol.*, 87: 1137–1148.
- Lozano, G.A. (1994). Carotenoids, parasites, and sexual selection. *Oikos*, 70: 309–311.
- Maoka, T. (2011). Carotenoids in Marine Animals. *Mar. Drugs*, 9: 278–293.
- McGraw, K.J. (2006). Mechanics of carotenoid-based coloration. In *Bird coloration: mechanisms and measurements* (eds G.E. Hill, K.J. McGraw). Cambridge, M.A.: Harvard University Press.
- Michael, N.P., Torres, R., Welch, A.J., Adams, J., Bonillas-Monge, M.E., Felis, J., Lopez-Marquez, L., Martínez-Flores, A. & Wiley, A.E. (2018). Carotenoid-based skin ornaments reflect foraging propensity in a seabird, *Sula leucogaster*. *Biol. Lett.*, 14: 20180398.
- Møller, A.P., Biard, C., Blount, J.D., Houston, D.C., Ninni, P., Saino, N. & Surai, P.F. (2000). Carotenoid-dependent signals: Indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? *Avian Poult. Biol. Rev.*, 11: 137–159.
- Morales, J., Alonso-Álvarez, C., Pérez, C., Torres, R., Serafino, E. & Velando, A. (2009). Families on the spot: sexual signals influence parent-offspring interactions. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 276: 2477–2483.
- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A. & Sanpera, C. (2010). A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Mar. Biol.*, 157: 545–553.

- Olsen, K.M. & Larson, H. (2004). Gulls of Europe, Asia and North America. Christopher Helm. London.
- Olson, V.A. & Owens, I.P.F. (1998). Costly sexual signals: Are carotenoids rare, risky or required? *Trends Ecol. Evol.*, 13: 510–514.
- Oro, D. & Furness, R.W. (2002). Influence of food availability and predation on survival of kittiwakes. *Ecology*, 83: 2516–2528.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S. & Martínez-Abraín, A. (2013). Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol. Lett.*, 16: 1501–1514.
- Paiva, V.H., Ramos, J.A., Machado, D., Penha-Lopes, G., Bouslama, M.F., Dias, N. & Nielsen, S. (2006). Importance of marine prey to growth of estuarine tern chicks: evidence from an energetic balance model. *Ardea*, 94: 241–255.
- Pérez, C., Lores, M. & Velando, A. (2008). Availability of nonpigmentary antioxidant affects red coloration in gulls. *Behav. Ecol.*, 19: 967–973.
- Pérez, C., Lores, M. & Velando, A. (2010). Oil pollution increases plasma antioxidants but reduces coloration in a seabird. *Oecologia*, 163: 875–884.
- Pérez-Rodríguez, L. (2009). Carotenoids in evolutionary ecology: re-evaluating the antioxidant role. *BioEssays*, 31: 1116–1126.
- Pierotti, R. & Bellrose, C.A. (1986). Proximate and ultimate causation of egg size and the “third-chick disadvantage” in the western gull. *Auk*, 103: 401–407.
- Pierotti, R. & Annett, C.A. (1987). Reproductive consequences of specialization and switching in an ecological generalist. In: Kamil A.C., Krebs J.R., Pulliam, H.R. (Eds.), *Foraging behavior*. Plenum Press, New York, pp 417–442.
- Pierotti, R. & Annett, C.A. (1990). Diet and Reproductive Output in Seabirds. *BioScience*, 40: 568–574.
- Poisbleau, M., Beaulieu, M., Dehnhard, N., Demongin, L., Lepoint, G., Sturaro, N. & Eens, M. (2017). Extreme intra-clutch egg size dimorphism is not coupled with corresponding differences in antioxidant capacity and stable isotopes between eggs. *Comp. Biochem. Physiol. A*, 205: 77–85.
- Ramírez, F., Ramos, R., Carrasco, J.L., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. (2011). Intra-clutch pattern of albumen $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in yellow-legged gulls *Larus michahellis*: Female dietary shift or resource allocation strategy? *J. Avian Biol.*, 42: 239–246.

- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. (2009). Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.*, 150: 265–272.
- Reynolds, S.J., Schoech, S.J. & Browman, R. (2003). Nutritional quality of prebreeding diet influences breeding performance of the Florida scrub-jay. *Oecologia*, 134: 308–316.
- Romero-Haro, A.A. & Alonso-Alvarez, C. (2015). The level of an intracellular antioxidant during development determines the adult phenotype in a bird species: a potential organizer role for glutathione. *Am. Nat.*, 185: 390–405.
- Saravanan, G., Yamuna, G. & Nandhini, S. (2016). Real time implementation of RGB to HSV/HSI/HSL and its reverse color space models. 2016 International Conference on Communication and Signal Processing (ICCSP). DOI: 10.1109/ICCSP.2016.7754179.
- Schoeninger, M.J. & DeNiro, M.J. (1984). Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 625–639.
- Tinbergen, N. (1948). Social Releasers and the Experimental Method Required for Their Study. *The Wilson Bulletin*, 60: 6–51.
- Vallverdú-Coll, N., Mougeot, F., Ortiz-Santaliestra, M.E., Rodríguez-Estival, J., López-Antia, A. & Mateo, R. (2016). Lead exposure reduces carotenoid-based coloration and constitutive immunity in wild mallards. *Environ. Toxicol. Chem.*, 35: 1516–1525.
- Vallverdú-Coll, N., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Vidal, D. & Mateo, R. (2015). Sublethal Pb exposure produces season-dependent effects on immune response, oxidative balance and investment in carotenoid-based coloration in red-legged partridges. *Environ. Sci. Technol.*, 49: 3839–3850.
- Velando, A., Kim, S.Y. & Noguera, J.C. (2013). Begging response of gull chicks to the red spot on the parental bill. *Anim. Behav.*, 85: 1359–1366.
- Velando, A., Beamonte-Barreiros, R. & Torres, R. (2006). Pigment-based skin colour in the blue-footed booby: an honest signal of current condition used by females to adjust reproductive investment. *Oecologia*, 149: 543–552.
- Völker, O. (1957). Die experimentelle Rotfärbung des Gefieders beim Fichtenkreuzschnabel (*Loxia curvirostra*). *J. Ornithol.*, 98: 210–214.

- von Schantz, T.V., Bensch, S., Grahn, M., Hasselquist, D. & Wittzell, H. (1999). Good genes oxidative stress and condition-dependent sexual signals. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 266: 1–12.
- Weaver, R.J., Santos, E.S.A., Tucker, A.M., Wilson, A.E. & Hill, G.E. (2018). Carotenoid metabolism strengthens the link between feather coloration and individual quality. *Nat. Commun.*, 9: 73.
- Weber, H. (1961). Über die Ursache des Verlustes der roten Federfarbe bei gekäfigten Birkenzeisigen. *J. Ornithol.*, 102: 158–163.
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H. & Scheuhammer, A.M. (2002). Ecotoxicology of mercury. In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Cairns, J. (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press.
- Zahavi, A. (1975). Mate selection—a selection for a handicap. *J. Theor. Biol.* 53: 205–214.
- Zorrozua, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L. & Arizaga, J. (2020). Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*. 162: 50–62.

INFORMAZIO OSAGARRIA

S1 taula. Eredu osoen beta-parametroen estimazioak (\pm SE; azpian: *P*-balioak), menpeko aldagai ezberdinak iragarritz. Erreferentziako beta-parametroen balioak ($\beta = 0$): Sexua = Emea, Kolonia = Getaria. Arrautzen bolumenaren erduentzako, emeak bakarrik hartu ziren kontuan.

| Koaldagaiak / Faktoreak | Gorputzaren masa | Mokoaren horiaren intentsitatea | Begiko eraztunaren gorritasuna | Orbanaren gorritasuna | Orbanaren azalera | Arrautzen bolumena |
|-----------------------------|---|--|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| Interzeptua | 255.22 \pm 355.83 <i>P</i> = 0.480 | -41.58 \pm 10.35 <i>P</i> < 0.001 | 3.39 \pm 20.06 <i>P</i> = 0.867 | 2.32 \pm 15.66 <i>P</i> = 0.883 | -0.89 \pm 1.33 <i>P</i> = 0.509 | 55.72 \pm 25.84 <i>P</i> = 0.052 |
| PC1 Grisa | | 1.26 \pm 0.45 <i>P</i> = 0.009 | -0.46 \pm 0.69 <i>P</i> = 0.506 | -0.35 \pm 0.68 <i>P</i> = 0.614 | | |
| Tartsoa | 2.98 \pm 4.92 <i>P</i> = 0.551 | | | | | |
| Kulmena-Altuera | | | | | -0.00 \pm 0.00 <i>P</i> = 0.312 | |
| Sexua: Arra | 114.67 \pm 26.43 <i>P</i> < 0.001 | 0.73 \pm 0.90 <i>P</i> = 0.423 | 0.62 \pm 1.39 <i>P</i> = 0.657 | -2.72 \pm 1.36 <i>P</i> = 0.055 | 0.16 \pm 0.20 <i>P</i> = 0.430 | |
| Kolonia: Santa Klara | 30.24 \pm 23.35 <i>P</i> = 0.207 | 0.60 \pm 1.10 <i>P</i> = 0.591 | -1.19 \pm 1.73 <i>P</i> = 0.498 | 1.05 \pm 1.67 <i>P</i> = 0.534 | 0.17 \pm 0.13 <i>P</i> = 0.204 | -4.41 \pm 2.88 <i>P</i> = 0.151 |
| Kolonia: Ulia | 58.54 \pm 23.80 <i>P</i> = 0.021 | 0.45 \pm 1.10 <i>P</i> = 0.686 | -5.93 \pm 1.67 <i>P</i> = 0.002 | -2.42 \pm 1.67 <i>P</i> = 0.158 | 0.11 \pm 0.13 <i>P</i> = 0.403 | -8.26 \pm 2.77 <i>P</i> = 0.011 |
| N-negua | 13.14 \pm 7.01 <i>P</i> = 0.072 | 0.13 \pm 0.34 <i>P</i> = 0.716 | -0.01 \pm 0.61 <i>P</i> = 0.992 | 0.15 \pm 0.52 <i>P</i> = 0.770 | 0.05 \pm 0.04 <i>P</i> = 0.265 | -0.18 \pm 0.84 <i>P</i> = 0.832 |
| C-negua | -9.05 \pm 8.42 <i>P</i> = 0.293 | 0.20 \pm 0.41 <i>P</i> = 0.627 | 0.66 \pm 0.76 <i>P</i> = 0.392 | 0.58 \pm 0.62 <i>P</i> = 0.352 | -0.13 \pm 0.05 <i>P</i> = 0.013 | -1.34 \pm 1.01 <i>P</i> = 0.207 |

10. Bizkaiko Golkoko itsas hegazti oportunistaren baten ekologia trofiko eta Hg espezieen kutsadura erlazionatuz

Hurrengo artikularen erreprodukzio bat da:

Zorrozueta, N., Monperrus, M., Aldalur, A., Castège, I., Diaz, B., Egunez, A., Galarza, A., Hidalgo, J., Milon, E., Sanpera, C. & Arizaga, J. 2020. Relating trophic ecology and Hg species contamination in a resident opportunistic seabird of the Bay of Biscay. *Environmental Research*, 186: 109526.



LABURPENA

Metilmerkurioa (MeHg) da mundu mailan banatuta dagoen Hg kutsatzailearen forma bioerabilgarri eta toxikoena. Uretako ekosistemetan bizi diren maila trofiko altuagoko organismoek potentzialki MeHg kontzentrazio handiagoak dituzte. Lan honetan, MeHg eta merkurio ez-organikoaren (Hg(II)) kontzentrazioak aztertu genituen Bizkaiko Golkoaren hegoekialdeko kaio hankahoriaren (*Larus michahellis*) hamar kolonietako txiten luma dortsalak erabilita. Oro har, batez besteko MeHg kontzentrazio altua hauteman genuen, baina kolonien artean ezberdintasunak zeuden. Horrez gain, isotopo egonkorren ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) analisisan oinarrituta eta Eredu Lineal Misto Orokorrak erabiliz, aurkitu genuen nagusiki itsas jatorriko harrapakinekin elikatutako txitek MeHg maila altuagoak zituztela. Kaio hankahoria proposatzen dugu Hg espezieen biomonitorre fidagarri bezala, lagintzeko erraza delako eta Minamatako Merkurioari buruzko Hitzarmena betetzen duelako.

Gako-hitzak: biomonitorre, dieta, isotopo egonkorak, itsasoko harrapakinak, itsas hegaztia, merkurio espezieak.

SARRERA

Merkurioa (Hg) mundu-mailan hedatuta dagoen kutsatzaile bat da, eragin larriak dituena ekosistemetan eta gizakion osasunean (adib. Eisler 1987; Wolfe *et al.* 1998; Tan *et al.* 2009; Podar *et al.* 2015). Metal toxiko bat da ondorio kaltegarriak dituena faunan, bereziki hegaztietan, besteak beste eraginak ditu fisiologian, neurologian, portaeran eta ugalketan (Eisler 1987; Scheuhammer 1987; Ackerman *et al.* 2016a; Evers 2018). Jatorri antropogenikoa edo naturala izan dezake (Zhang *et al.* 2013) eta duen toxizitatea bere espeziatio molekularrarekin lotuta dago (Clarkson 1998; Renedo *et al.* 2017). Faunarentzat metilmerkurioa (MeHg) da Hg formarik bioeskuragarriena eta toxikoena (Ullrich *et al.* 2001; Scheuhammer *et al.* 2007; Zhang *et al.* 2013) eta, kate trofikoan biometatu eta biomagnifikatu daitekeenez, faunaren eta gizakiaren esposizioa gehienbat konposatu honekin kutsatuta dauden organismoak kontsumituz gertatzen da (Mason & Benoit 2003; Driscoll *et al.* 2007;

Liu *et al.* 2008; Driscoll *et al.* 2013). Hg-tik MeHg-rako konbertsioa batez ere baldintza anoxikoetan gertatzen da sistema urtarretan (Driscoll *et al.* 2007, 2013; Cossa *et al.* 2009). Horregatik, maila trofiko altuagoetan kokatzen diren espezieei eta ur gezetan edo itsasoko ekosistemetan bizi direnei eta/edo habitat hauetako harrapakinak kontsumitzen dituztenei, gehiago eragingo die kutsatzaile honek (Bargagli *et al.* 1998; Wiener *et al.* 2003; Scheuhammer *et al.* 2007; Goutte *et al.* 2014; Carravieri *et al.* 2014).

Itsasoko hegaztiak ingurune itsastarretako Hg kutsadura ebaluatzeko organismo egokiak direla ikusi izan da (Thompson *et al.* 1998; Burger & Gochfeld 2004; Braune 2007; Bond *et al.* 2015). Sare trofikoaren zatirik altuenean duten posizioaz gain, urte asko bizi dira, eta horrek biometaketa eta, beraz, merkurioaren toxizitatea indartzen du (Scheuhammer *et al.* 2007). Harrapari gorenetan Hg espezieen (MeHg eta Hg(II)) kontzentrazioa neurtuz ekosistema bateko kutsadura maila edo ekosistema jakin bateko kate trofikoaren kutsadura mailari buruzko informazioa lortzeaz gain, kontzentrazio horiek harrapariaren ekologia trofikoarekin erlazionatuta ote dauden esan diezaguke. Beste era batera esanda, garrantzitsua da jakitea Hg espezieen kontzentrazioa baxua edo altua den, eta, horrez gain, Hg iturri nagusia(k) identifikatzea.

Gaur egungo eredu sozio-ekonomikoak elikagai-iturri kopuru altuak eskaintzen ditu (arrantza-bazterkinak eta zabortegietako hondakin organikoak barne), eskuragarri daudenak plastikotasun trofiko handia duten espezieentzat, hala nola kaio hankahoria. Elikagai-iturri hauetan Hg espezieak agertzea kezkatzeko moduko kontua da oraindik ere; izan ere, baliabide hauen menpe dauden hegazti populazioak kutsatzaileen ezohiko kontzentrazio altuen eraginpean egon daitezke, eta, ondorioz, epe luzera ondorio demografiko negatiboak izango dituen tranpa ekologikoan eroriko lirake. Kaio asko harrapakin-sorta zabalaz elikatzeak gai dira, bai itsasoko harrapakinak bai lurrekoak, zabortegietan eskuratuak (Ramos *et al.* 2009; Washburn *et al.* 2013; Zorroza *et al.* 2020a). Printzipioz, esan daiteke proportzio handiago batean itsasoko harrapakinez elikatzen diren hegazti indibiduoek Hg kontzentrazio altuagoak erakutsiko dituztela (Wiener *et al.* 2003; Ramos *et al.* 2013; Peterson *et al.* 2017). Beste itsas hegazti batzuekin alderatuta, kaio askok beste habitat batzuk ere ustiatzen dituzte, zabortegiak barne, eta etekina ateratzen dute elikagai-iturri desberdinak ustiatzeaz, hala nola

arrantza-bazterkinak edo hondakin organikoak. Horregatik, eredu onak dira habitat-sorta zabal bateko (itsaso edo zaborteziak) elikagai-iturrietan Hg espezieen presentzia aztertzeko.

Bizkaiko Golkoa hegaztientzako itsas eremu garrantzitsua da Europan. Ehunka mila itsas hegaztik erabiltzen dute korridore gisa Europa iparraldeko ugalketa guneen eta Ozeano Atlantikoaren eremu tropikal/hegoaldekoen artean. Gainera, urte osoan zehar bertan dauden kaioak ur hauen menpe daude, eta bertan ematen dute bizitza osoa. Ingurumenaren ikuspuntu batetik, Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdeko itsas hegazti populazioen Hg kutsadura mailak oso ezezaguna izaten jarraitzen du. Kaio hankahoria (*Larus michahellis*) Bizkaiko Golkoan umatzen den itsas hegazti espezierik garrantzitsuena da eta Kantauri itsasoko kostaldean zehar banatuta dago. Elikatzeko habitat ugari ustiatzen dituen kaio oportunistak bat da, hala nola giza jatorriko zaborteziak eta arrantza-bazterkinak (Arizaga *et al.* 2013, 2017; Zorrozueta *et al.* 2020a).

Tradizioz, hegaztietan Hg kontzentrazioa odola, arrautzak edo luma-laginak erabiliz aztertu izan da (Braune 1987; Thompson *et al.* 1998; Bond & Diamond 2009; Akearok *et al.* 2010; Hebert *et al.* 2011; Renedo *et al.* 2018). Odol eta arrautzen ordez lumak erabiltzean laginketa ez da hain inbasiboa eta, gainera, beste bi ehunekin alderatuta lumek denbora tarte luzeagoan metatutako Hg balioak islatzen dituzte (Bearhop *et al.* 2000). Gainera, lumen Hg edukia egonkor mantentzen da eta, beraz, laginak erraz gorde daitezke handik urte batzuetara aztertzeko (Applequist *et al.* 1984; Thompson & Furness 1989; Scheuhammer *et al.* 2007). Hg kontzentrazioak adin klaseen artean (helduak vs. txitak) aldatzen direla ikusi da, baita luma mota ezberdinen artean ere (Caldwell *et al.* 1999; Bearhop *et al.* 2000; Pedro *et al.* 2015; Peterson *et al.* 2019). Gorputzeko lumek Hg-ren aldakortasun txikiagoa erakutsi izan dute hegan egiteko lumek baino (Furness *et al.* 1986), konparaketa fidagarriagoak egitea baimenduz. Gainera, lumek ekologia trofikoa ondorioztatzeko aukera ematen dute C eta N isotopo egonkorak ($\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$) bezalako markatzaile kimiko batzuk aztertuz (Hobson *et al.* 1994). $\delta^{13}\text{C}$ elikatzeko habitata identifikatzeko isotopo fidagarria da, hau da, $\delta^{13}\text{C}$ -ren balio altuagoak itsaso zabalean elikatzeko ohitura handiagoa izatearekin erlazionatu da (Hobson *et al.* 1994). Bestalde, maila trofikoan gora egin ahala $\delta^{15}\text{N}$ -ren balioak altuagoak direnez, isotopo hau egokia da sare trofikoaren baitan kontsumitzaileak duen posizioa aztertzeko (Schoeninger & DeNiro 1984; Hobson *et al.* 1994; Forero & Hobson 2003). *Mixing* ereduek

(SIAR; Parnell *et al.* 2008) kontsumitutako harrapakin kategorien inferentzia egitea baimentzen dute $\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ konbinatuz.

Lan honen helburuak ziren, batetik ekologia trofikoaren eta Hg balioen arteko lotura aztertzea, eta bestetik kaio hankahoria Hg kutsaduraren biomonitorre egokia den aztertzea. Horretarako, Hg balioak (inorganikoa eta metilmerkurioa) zehaztu dira Bizkaiko Golkoko kaio hankahoriaren 10 koloniatan, kolonia hauek joera trofiko ezberdinak erakutsi baitituzte.

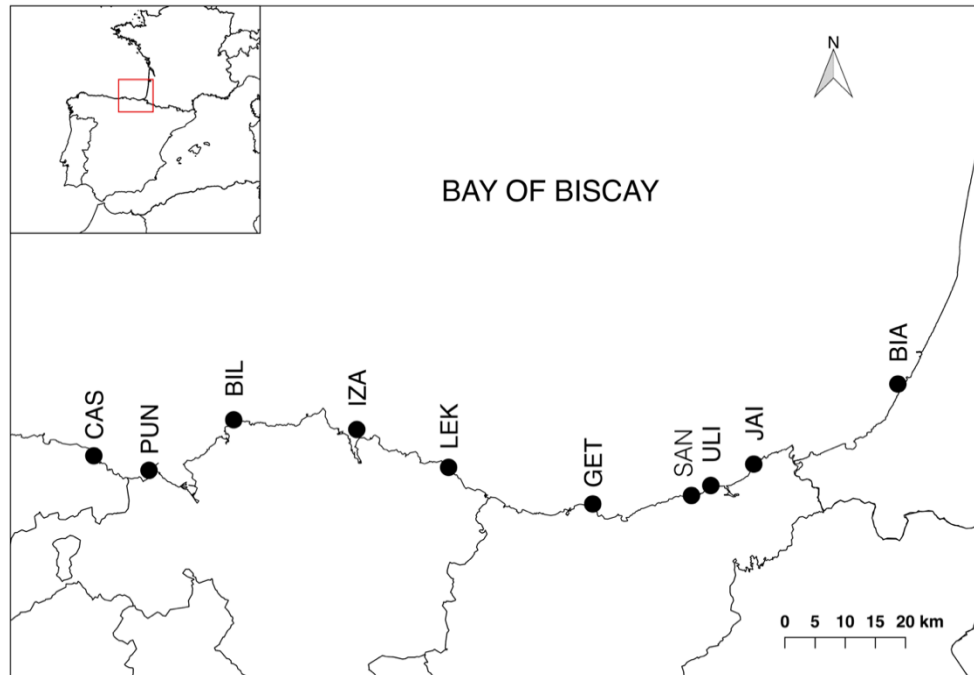
MATERIAL ETA METODOAK

Laginketa eta datuen bilketa

Laginen bilketa Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdeko kostaldean zehar kokatutako kaio hankahorien 10 koloniatan burutu zen (1. irudia). Kolonia guztiak lerro zuzenean 135 km-ko eremu baten baitan daude eta bertan guztira 1850 bikote habiagile inguruko populazioa dago (zentsoa 2017an egin zen; Zorrozueta *et al.* 2020b). 2016 eta 2017ko ugalketa garaietan (ekaina), koloniako eta urteko hamar txita lagindu eta eraztundu ziren gutxi gorabehera 20 egun zituztenean. Koloniako 10 txiten ausazko lagina indibiduen arteko Hg aldagarritasuna jasotzeko nahikoa dela ikusi izan da (Zabala *et al.* 2019). Txita hauei tartsoaren luzera neurtu zitzaizen (haien gorputzaren tamainaren ordezkotzat bezala; Jordi & Arizaga 2016) eta Hg eta isotopo egonkorren ($\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$) analisirako 5-10 luma dortsal hartu zitzaizkien, gutxienez erdiraino edo osorik garatuak, baina inoiz ez luma-orratza bakarrik edo justu ateratzen ari diren lumak.

Lumen prestaketa

Lumak NaOH 1 M disoluzio batekin garbitu ziren eta 60°C-tan lehortu. Ondoren, xehatu eta hauts fin bihurtuta homogeneousatu ziren nitrogeno likidoa erabiltzen duen talka-birrintzaile batekin (Freezer/mill 6750-Spex, Certiprep).



1. irudia. Ikertutako 10 kolonien kokapena erakusten duen mapa. Kolonietarako izenen laburdurak ematen dira (CAS: Castro, PUN: Punta Lucero, BIL: Billano, IZA: Izaro, LEK: Lekeitio, GET: Getaria, SAN: Santa Klara, ULI: Ulia, JAI: Jaizkibel eta BIA: Biarritz).

Isotopo egonkorren analisia

0.3 mg inguruko azpi-laginak ($\delta^{15}\text{N}$ eta $\delta^{13}\text{C}$ -rako) eztauzko kapsuletan sartu ziren konbustiorako, isotopoen analisia oinarritzko analisi–isotopo ratio masa espektrometria bidez burutzeko (EA-IRMS), ThermoFinnigan Flash 1112 batekin Delta isotopo ratio masa espektrometro bati akoplatuta, ConFlo III interfazearen bidez. Isotopo egonkorren balioak kalkulatu ziren $\delta X = [(R_{\text{lagina}}/R_{\text{estandarra}}) - 1] \times 1000$ bezala, X ^{13}C edo ^{15}N izanik eta R dagokion $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ edo $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratioa. 12 laginez behin IAEA estandarrek erabili ziren sistema kalibratzeko. Isotopo egonkorren ratioak δ notazio estandarren bidez adierazi ziren, Vienna Pee Dee Belemnite ($\delta^{13}\text{C}$) eta N_2 atmosferikoan ($\delta^{15}\text{N}$) oinarrituta. Estandarren erreplikak neurri analitikoaren erroreak $\leq 0.1\%$ eta $\leq 0.3\%$ zirela adierazi zuten, hurrenez hurren, $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -rako. Analsiak Bartzelonako Unibertsitateko Centres Científics i Tècnics (CCiT) egoitzetan egin ziren.

Hg espeziatio analisiak

Lumetako Hg espezieen (MeHg eta Hg(II)) erauzketak CEM Corporation-eko (Mathews, N.C., AEB) Explorer fokuraturiko mikrouhin-sistema batekin egin ziren, irabiatuz. Lagin guztiak metodo beraren arabera erauzi ziren. 200 mg luma 5 mL TMAH-rekin erauzi ziren. Lagin bakoitzaren 10 µL–200 µL erauzkin pisatu ziren 4 mL buffer disoluzio batean (HAc/NaAc, pH = 4). HCl erabiliz pH-a 4ra doitu ondoren, 100 µL sodio tetraetilborato (NaBEt₄) %20ra gehitu zitzaion 2-6 mL isooktanori Hg espezieak deribatzen. Fase organikoa eskuz irabiatu eta 5 minutura berreskuratu zen eta GC-ICP-MS bidez hirukoiztuta analizatu zen. GC-ICP-MS interfaze komertzial bat (Silcosteel[®], 0.5 m luzera, barneko I.D. 0.28 mm eta O.D. 0.53 mm, kanpoko i.d. 1.0 mm eta o.d. 1.6mm, Thermo Fisher Scientific, Franklin, MA, AEB) erabili zen Thermo Electron gas-kromatografo bat (Trace) akoplatzeko Thermo X2 serie ICP-MS batera (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, AEB). Zutabea MTX[®]-1 Silcosteel[®] (30 m ~ 0.53 mm x 1 µm) bat da, crossbond[®] %100 dimetilpolisiloxanoaren fase geldikorra duena (Restek, Bellefonte, P.A., AEB). Laginaren 2 µL-ko bolumena *splitless* moduan sartu zen 250°C-tan. Kromatografia-bereizketarako erabilitako tenperatura programa hau izan zen: 1 min 60°C-tan, tenperatura-gradientea 60°C-tik 280°C-ra 60°C/min-ko abiaduran eta 1 min 250°C-tan. Gas eramailea helioa izan zen 25 mL/min-ko fluxuarekin eta osaketa-gasa argona 300 mL/min-ko fluxuarekin. Analisisako erabilitako ICP-MS parametroak hauek izan ziren: nebulizadore, plasma eta laguntzaile fluxuak 0.6, 1.5 eta 0.9 L/min, hurrenez hurren, 1250 W-eko plasma-potentzia, 198, 199, 200, 201 eta 202 Hg isotopoak 25 ms-ko egonaldiarekin eta 203 eta 205 Tl isotopoak 5 ms-ko egonaldiarekin. ICP-MS optimizazioa Analytika-ko (Praga, Txekiar Errepublika) barne-estandar disoluzio batekin egin zen. Aldi berean Tl sartzeak analisisan zehar alborapen masiboa egiaztatzen aukera eman zuen. Zehaztasuna RM IAEA-86 erreferentzia materiala (giza-ilea) analizatuta balioztatu zen: 0.258 ± 0.011 µg/g dw MeHg-rako eta 0.315 ± 0.020 µg/g dw Hg(II)-rako. Erreferentziazko balioetara ondo egokitzea lortu zen $\%104 \pm 10$ eta $\%90 \pm 8$ ko berreskurapenekin MeHg eta Hg(II)-rako, hurrenez hurren. Behe detekzio mugak 0.05 eta 0.08 ng Hg/g dw-rekin ezarri ziren MeHg eta Hg(II)-rako, hurrenez hurren.

Analisi estatistikoak

Lan honetan erabilitako aldagaiak merkurio ez-organiko (Hg(II)), metilmerkurio (MeHg) eta merkurio totalaren kontzentrazioak (aurrerantzean HgT) izan ziren, baita MeHg-ren proportzioa laginaren Hg kopuru totalarekiko ere (aurrerantzean Prop.MeHg). Analisisetarako merkurio datuak log-transformatu egin ziren banaketa normalera hobeto doitzeko.

Lehenik eta behin, Hg(II), MeHg eta Prop.MeHg espazioan eta denboran zein puntutaraino aldatzen ziren aztertu genuen; horretarako bi bideko ANOVAK egin ziren Hg(II), MeHg edo Prop.MeHg objektu-aldagai gisa jarriz, eta kolonia eta urtea faktore izanik. Antzeko ANOVAK egin ziren $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ seinaleetan efektu berdinak aztertzeko.

Bigarrenik, dietak HgT, MeHg edo Prop.MeHg aldagaietan duen eragina aztertzeko, Eredu Lineal Misto Orokorrak (GLMM) egin genituen lotura-funtzio linealarekin, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ eta tartsoaren luzera koaldagai gisa sartuta eta kolonia eta urtea zorizko faktore bezala [R notazioa: $\text{HgT/MeHg/Prop.MeHg} \sim \delta^{13}\text{C} + \delta^{15}\text{N} + \text{tartsoa} + (1|\text{kolonia}) + (1|\text{urtea})$]. HgT eta MeHg aldagaiak log-transformatu egin ziren banaketa normala lortzeko, aurretik eginiko analisi batzuek ereduaren doikuntza hobea erakutsi baitzuten. Lehenengo eredu osotik abiatuta, MuMIn paketeko (Barton, 2018) 'dredge' funtzioa erabili zen eredurik hoberena lortzeko; izan ere, ahalik eta parametro gutxien erabilia datuetara ondoen egokituko litzateke. Ereduen hautaketa lagin txikietarako zuzendutako Akaike balioak erabiliz egin zen (Akaike 2011). 2 AICc balioko ezberdintasuna edo txikiagoa zuten ereduak datuetara modu antzekoan egokitzen ziren. Bi eredu egoki edo gehiago genituenean, hauen batezbestekoa egiten zen parametroen estimazio adierazgarriagoak lortzeko.

Analisi estatistiko guztiak R 3.5.1 (R Development Core Team, 2011) erabilia egin ziren.

EMAITZAK

Oro har, Hg(II) eta MeHg-rentzako batez besteko balio geometrikoak $0.374 \mu\text{g/g dw}$ (95% CI: 0.306, 0.457) eta $2.765 \mu\text{g/g dw}$ (95% CI: 2.554, 2.994) izan ziren, hurrenez hurren. Prop.MeHg HgT-rekiko $\%85 \pm 9$ (batezbesteko aritmetikoa \pm SD; 1. taula) izan zen, balio baxuena $\%75 \pm 9$, Lekeition (2016), eta altuena $\%96 \pm 2$, Getarian (2017) izanik. Hala ere, balio horiek oso aldakorak izan ziren, eta alde handiak aurkitu ziren aztertutako gure kolonien eta urteen artean (MeHg: kolonia, $F_{9,123} = 3.23$, $P = 0.002$; urtea, $F_{1,123} = 13.97$, $P < 0.001$; Hg(II): kolonia, $F_{9,123} = 9.14$, $P < 0.001$; urtea, $F_{1,123} = 43.78$, $P < 0.001$; Prop.MeHg: kolonia, $F_{9,123} = 17.81$, $P < 0.001$; urtea, $F_{1,123} = 44.24$, $P < 0.001$; 2. irudia). Getaria izan zen MeHg (eta HgT kontzentrazio) balio altuenak izan zituen kolonia, 2016an $4.816 \mu\text{g/g dw}$ batez besteko balio geometrikoarekin (95% CI: 3.759, 6.169) eta Prop.MeHg altuena izan zuen kolonia ere izan zen, $\%96 \pm 2$ 2017an. Balio baxuenak 2017an Punta Lucero eta Santa Klararako kolonietan zenbatetsi ziren, MeHg-ren batez besteko geometrikoaren balioak $1.890 \mu\text{g/g dw}$ (95% CI: 1.388, 2.572) eta $1.868 \mu\text{g/g dw}$ (95% CI: 1.355, 2.575) izan zirelarik, hurrenez hurren. MeHg eta HgT oso korrelazionatuak zeuden ($r = 0.97$, $P < 0.001$, 95% CI: 0.96, 0.98), Prop.MeHg eta HgT hain korrelazionatuta ez zeuden bitartean ($r = -0.37$, $P < 0.001$, 95% CI: -0.51 , -0.21 ; 3. irudia).

Isotopo egonkorrei dagokienez, batez besteko -19.37 ± 0.85 eta 12.58 ± 1.08 balioak lortu ziren $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ -rentzako, hurrenez hurren (1. taula, 4. irudia). Hg balioekin gertatzen zen bezala, kolonien eta urteen artean alde handiak aurkitu ziren ($\delta^{13}\text{C}$: kolonia, $F_{9,123} = 6.15$, $P < 0.001$; urtea, $F_{1,123} = 5.16$, $P = 0.025$; $\delta^{15}\text{N}$: kolonia, $F_{9,123} = 8.77$, $P < 0.001$; urtea, $F_{1,123} = 15.84$, $P < 0.001$).

MeHg eta HgT balioen eta dietaren arteko erlazioari dagokionez, hiru (MeHg) edo bi (HgT) eredu lortu genituen datuetara ondo egokitzen zirenak (2. taula). Edonola ere, batez besteko ereduak $\delta^{15}\text{N}$ -ren eragin positiboa (esanguratsua) adierazi zuen bai MeHg edo HgT-rengan, baita tartsoaren luzeraren efektu negatibo esanguratsua ere MeHg edo HgT-rengan (3. taula). Aitzitik, ez $\delta^{15}\text{N}$ edo $\delta^{13}\text{C}$, ez tartsoaren luzerak ez zuten eragin esanguratsurik izan Prop.MeHg-rengan (3. taula).

1. taula. Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdean kokatuta dauden 10 kolonietan kaio hankahori txitetatik bildutako luma dortsaletatik lortutako $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ seinale isotopikoak (mean \pm SD) eta MeHg eta Hg(II) kontzentrazioak (geometric mean, 95% CI). Koloniak 1. irudian bezala izendatuak.

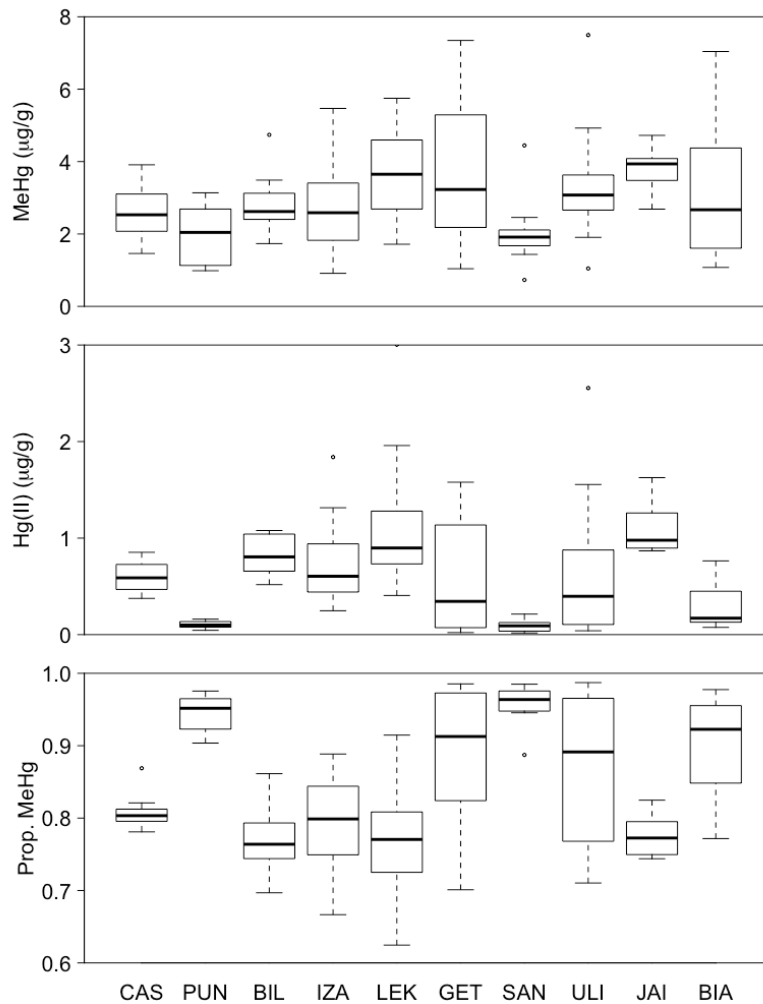
| Kolonia | Urtea | Lagin-tamaina | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ | MeHg ($\mu\text{g/g dw}$) | Hg(II) ($\mu\text{g/g dw}$) |
|---------|-------|---------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| CAS | 2017 | 10 | -19.7 \pm 0.4 | 12.1 \pm 0.6 | 2.483 (2.024-3.047) | 0.587 (0.487-0.708) |
| LUC | 2017 | 10 | -20.3 \pm 1.3 | 11.3 \pm 1.2 | 1.890 (1.388-2.572) | 0.100 (0.075-0.132) |
| BIL | 2016 | 8 | -19.6 \pm 0.3 | 11.9 \pm 0.6 | 2.735 (2.137-3.501) | 0.799 (0.630-1.012) |
| IZA | 2016 | 10 | -19.9 \pm 0.5 | 11.5 \pm 0.7 | 2.492 (1.918-3.239) | 0.650 (0.471-0.898) |
| | 2017 | 10 | -19.4 \pm 0.8 | 12.4 \pm 0.9 | 2.523 (1.738-3.663) | 0.583 (0.374-0.910) |
| LEK | 2016 | 10 | -19.0 \pm 0.7 | 12.6 \pm 1.1 | 3.405 (2.458-4.717) | 1.081 (0.673-1.735) |
| | 2017 | 10 | -18.3 \pm 0.6 | 14.1 \pm 0.6 | 3.466 (2.925-4.107) | 0.871 (0.727-1.044) |
| GET | 2016 | 10 | -19.3 \pm 0.6 | 13.0 \pm 1.0 | 4.816 (3.759-6.169) | 0.991 (0.741-1.325) |
| | 2017 | 10 | -19.3 \pm 0.8 | 12.8 \pm 0.6 | 2.204 (1.615-3.009) | 0.069 (0.046-0.103) |
| SAN | 2017 | 10 | -19.6 \pm 0.7 | 12.6 \pm 0.9 | 1.868 (1.356-2.575) | 0.071 (0.040-0.124) |
| ULI | 2016 | 10 | -19.6 \pm 0.5 | 12.3 \pm 0.4 | 3.880 (3.137-4.798) | 0.936 (0.628-1.393) |
| | 2017 | 10 | -19.3 \pm 0.7 | 12.9 \pm 0.6 | 2.401 (1.880-3.067) | 0.103 (0.064-0.164) |
| JAI | 2017 | 6 | -19.4 \pm 0.4 | 12.9 \pm 0.7 | 3.752 (3.070-4.587) | 1.072 (0.826-1.391) |
| BIA | 2017 | 10 | -18.6 \pm 0.8 | 13.6 \pm 0.7 | 2.608 (1.687-4.034) | 0.229 (0.131-0.402) |

2. taula. Eredu onenen ($\Delta\text{AICc} < 2$) sailkapena, lagin txikietarako zuzendutako Akaike balioen (AICc) arabera. Faktore posible guztiak barne hartzen dituen eredu osoa eta eredu konstante bati dagokion eredu nulua ere azaltzen dira. Laburdurak: AICc, lagin txikietarako zuzendutako Akaike balioa; ΔAICc , lehenengo ereduaren AICc balioetik ezberdintasuna; df , askatasun graduak; r^2 , probabilitate-erlazioan oinarritutako R^2 .

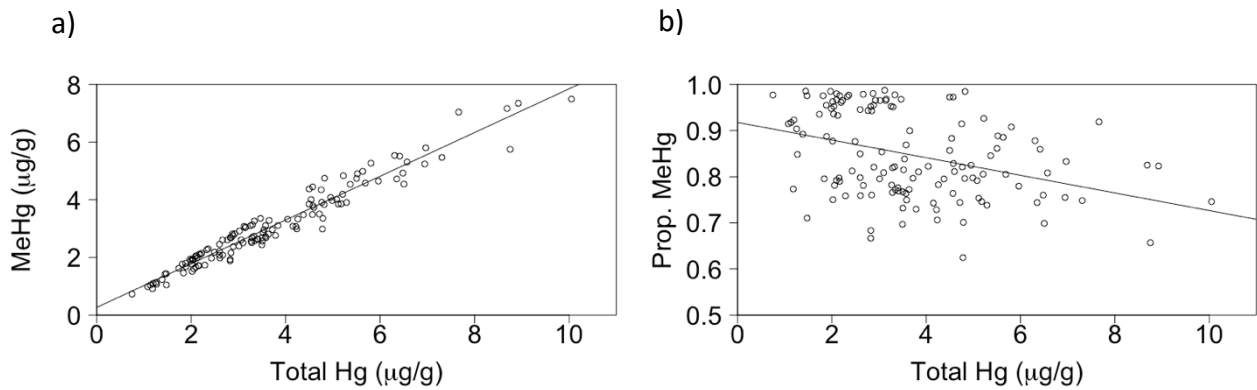
| Models | AICc | ΔAICc | df | Deviance | r^2 |
|--|--------|---------------------|------|----------|-------|
| log(MeHg) | | | | | |
| 1. $\delta^{15}\text{N} + \delta^{13}\text{C} + \text{Tarsus}$ | 97.0 | 0.00 | 7 | 82.05 | 0.45 |
| 2. $\delta^{15}\text{N} + \text{Tarsus}$ | 97.9 | 0.90 | 6 | 85.20 | 0.43 |
| 3. $\delta^{13}\text{C} + \text{Tarsus}$ | 99.0 | 1.97 | 6 | 86.27 | 0.43 |
| Global | 97.0 | 0.00 | 7 | 82.05 | 0.45 |
| Null | 146.4 | 49.4 | 4 | 138.1 | 0.13 |
| log(HgT) | | | | | |
| 1. $\delta^{15}\text{N} + \delta^{13}\text{C} + \text{Tarsus}$ | 94.5 | 0.00 | 7 | 79.55 | 0.53 |
| 2. $\delta^{15}\text{N} + \text{Tarsus}$ | 95.3 | 0.80 | 6 | 82.60 | 0.52 |
| Global | 94.5 | 0.00 | 7 | 79.55 | 0.53 |
| Null | 149.7 | 55.2 | 4 | 141.4 | 0.23 |
| Prop.MeHg | | | | | |
| 1. Tarsus | -320.4 | 0.00 | 5 | -330.9 | 0.53 |
| 2. $\delta^{15}\text{N} + \delta^{13}\text{C} + \text{Tarsus}$ | -320.1 | 0.30 | 7 | -335.1 | 0.54 |
| 3. $\delta^{15}\text{N} + \text{Tarsus}$ | -320.0 | 0.38 | 6 | -332.7 | 0.53 |
| 4. $\delta^{15}\text{N} + \delta^{13}\text{C}$ | -319.4 | 0.98 | 6 | -332.1 | 0.53 |
| Global | -320.1 | 0.30 | 7 | -335.1 | 0.54 |
| Null | -317.9 | 2.5 | 4 | -326.2 | 0.51 |

3. taula. 2. taulan hoberean sailkatuta dauden ereduaren batezbestekoa egin ondoren lortutako beta-parametroen estimazioa, SE eta *P* balioa. R.I.: batez besteko ereduaren aldagaien pisu erlatiboa.

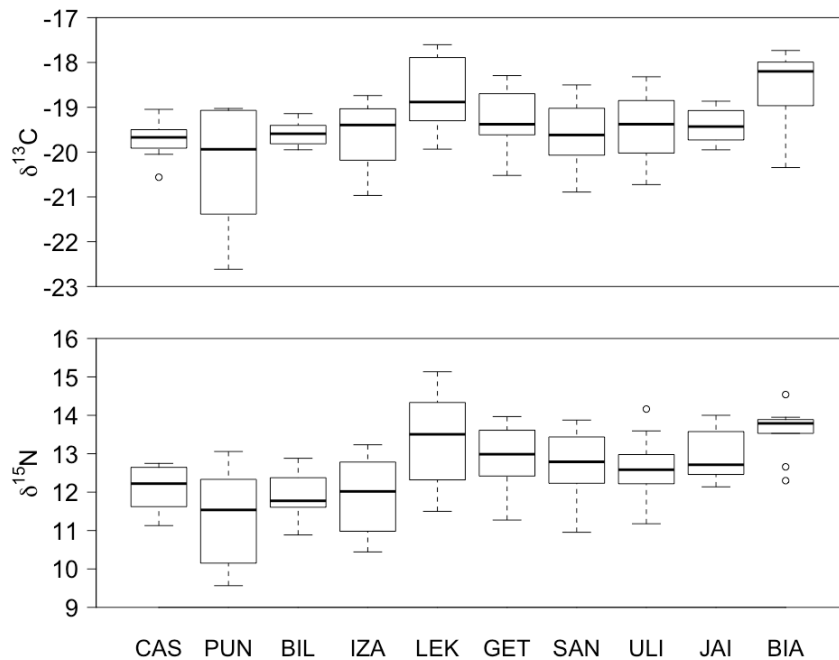
| | log(MeHg) | log(HgT) | Prop.MeHg |
|-----------------------|---|---|---|
| $\delta^{15}\text{N}$ | $+0.18 \pm 0.07$ <i>P</i> = 0.016 R.I. = 0.81 | $+0.19 \pm 0.07$ <i>P</i> = 0.008 R.I. = 1.00 | -0.02 ± 0.01 <i>P</i> = 0.146 R.I. = 0.70 |
| $\delta^{13}\text{C}$ | $+0.19 \pm 0.10$ <i>P</i> = 0.058 R.I. = 0.68 | $+0.14 \pm 0.08$ <i>P</i> = 0.081 R.I. = 0.6 | $+0.02 \pm 0.01$ <i>P</i> = 0.099 R.I. = 0.45 |
| Tarsus length | -0.02 ± 0.01 <i>P</i> = 0.003 R.I. = 1.00 | -0.02 ± 0.01 <i>P</i> = 0.002 R.I. = 1.00 | 0.00 ± 0.00 <i>P</i> = 0.052 R.I. = 0.81 |



2. irudia. Ikertutako hamar kolonietako MeHg, Hg(II) eta Prop.MeHg (MeHg proportzioa Hg-rekiko) balioak irudikatzen dituen boxplota. Koloniak 1. irudian bezala izendatuta daude. Boxplotak hurrengoak erakusten du: mediana, lehenengo eta hirugarren kuartila; kuartilen arteko tartea 1.5 aldiz luzatzen diren biboteak; puntuak muturreko *outlierrak* dira.



3. irudia. a) MeHg eta HgT (Hg totala) arteko erlazioa eta b) Prop.MeHg eta HgT artekoa. Lerroak erlazio lineala irudikatzen du.



4. irudia. Ikertutako hamar kolonietako $\delta^{13}\text{C}$ eta $\delta^{15}\text{N}$ balioak. Koloniak 1. irudian bezala izendatu dira.

EZTABAIDA

Honako hau Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdean espezie bereko hainbat koloniatan merkurio inorganikoa eta metilmerkurioa aztertzen dituen lehenengo ikerketa da. Harrigarria bada ere merkurio totalaren kontzentrazioak altuagoak izan ziren ($6.124 \mu\text{g/g}$ dw arteko batez

bestekoak kolonia batean) beste eremu batzuetan eta beste kaio (Szumilo-Pilarska *et al.* 2017) edo itsas hegazti espezieetan ikusi izan dena baino (Carravieri *et al.* 2016). Zenbait kaio espezierentzat batez besteko 3.023 µg/g dw arteko HgT balioak topatu izan dira helduen gorputzeko lumetan (Szumilo-Pilarska *et al.* 2017), 1.880 µg/g dw arteko balioak pinguino espezieetan (Carravieri *et al.* 2016) eta 19.700 µg/g dw arteko balioak petreletan (Carravieri *et al.* 2014). Hala ere, espezie hauek bazka-estrategia ezberdinak dituzte eta, gainera, adinean eta lagindutako luma motan izandako aldaketek batzuetan balioak konparatzea zaila izatea eragiten dute. Era interesgarrian, lan honetako emaitzen antzeko kontzentrazioak aurkitu ziren Mediterraneo mendebaldeko Audouin kaioaren txitetan (Sanpera *et al.* 2007), balio altuenak Ebroko deltako kolonian lortu zituztelarik, 5.090 µg/g dw. Kasu horretan, kolonia honetan topatutako kontzentrazio altua inguru horretan gizakiak egindako merkurio ekarpenari egotzi zizaion neurri batean. Lan honetan, Getaria (2016) izan zen HgT kontzentrazio altuenak izan zituen kolonia, 5.861 µg/g dw-rekin, eta Santa Clara (2017), berriz, balio baxuenak izan zituena 1.952 µg/g dw-rekin. Gainera, pentsa dezakegu, biometaketagatik eta lumek muden artean irentsitako Hg ere kanporatzen dutelako (gorputz-erreserbetatik; Furness *et al.* 1986; Thompson *et al.* 1998), helduek txitek baino oraindik eta kontzentrazio altuagoak edukiko lituzketela; hortaz, Hg(II) eta MeHg-ren balioak are altuagoak izango lirateke. Oro har, balio hauek Hg(II) eta MeHg-ren kontzentrazio altuak adieraziko lituzkete eskualdean. Era interesgarrian, Prop.MeHg %75 eta %96 artekoa izan zen, elkarrengandik hurbil kokatuta dauden kolonien artean nabarmen aldatuz. Horrelako aldaketa espezieen artean ikusi izan da lehenago (Mallory *et al.* 2015), baina guk dakigula ez da orain arte aurkitu espezie bereko eta elkarrengandik hain hurbil kokaturiko kolonien artean. Hala ere, Ozeano Australeko hainbat itsas hegaztirenentzat, MeHg proportzioa ez zegoen inoiz %90 azpitik (Renedo *et al.* 2017). Era berean, lan honen egileek aurkitu zuten HgT-ren kontzentrazioa zenbat eta altuagoa izan, orduan eta txikiagoa zela MeHg-ren proportzioa. Hala ere, gure laginetan, MeHg eta HgT kontzentrazioek korrelazio positiboa erakutsi zuten.

Gure indibiduoetako batzuek 5000 µg/g dw-tik gorako Hg kontzentrazioak zituzten, ugalketa-emaitzak murrizteko moduko balioa dela topatu izan dena (esate baterako arrautzen eklosioa gutxituz eta antzutasuna handituz; NAS 1978). Oro har, Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdeko kaio hankahoriaren populazioa egonkor mantentzen da, kolonia batzuetan

bakarrik gutxituz (Arizaga *et al.* 2009; Galarza 2015; Juez *et al.* 2015), nahiz eta beherakada hori batez ere elikagaien murrizketa gogorrari egozten zaion, adibidez zabortegiaren itxieragatik (Galarza 2015). Kolonia guzti hauen produktibitatea xehetasunez aztertzeke dago oraindik, eta ikertu beharko litzateke Hg espezieen oso kontzentrazio altuek zein neurritan eragin dezaketen ugalketa-faseren batean eta, azkenik, produktibitatean, bai eta beste alderdi fisiologiko, neurologiko edo portaerazkoan ere.

$\delta^{15}\text{N}$ balio altuagoak zituzten hegaztien HgT eta MeHg kontzentrazio altuagoak zituztela aurkitu genuen. $\delta^{15}\text{N}$ balioak maila trofiko altuagoetan handitu egiten direnez gero, ondoriozta daiteke posizio trofiko altuagoan kokaturiko harrapakinez elikaturiko txitak kontzentrazio handiagoen eraginpean daudela. Eremu honetan aurretik egindako lanaren arabera (Arizaga *et al.* 2013), $\delta^{15}\text{N}$ balio altuagoek itsasoko harrapakin gehiago adierazten dute. Hala, gure emaitzen arabera eta beste lan batzuekin bat etorritik (Santos *et al.* 2017), topatutako MeHg eta THg balioen eta seinale isotopikoen arteko erlazioak adieraziko luke itsasoko harrapakinez gehiago elikatzea Hg kontzentrazio altuagoekin lotuta dagoela. Beste ikerketa batzuei esker (Arizaga *et al.* 2010) badakigu kaio populazio hau itsas harrapakin naturalez (kostaldetik gertu harrapatuta) eta arrantza-bazterkinez (ez direnak nahitaez kostaldekoak) elikatzen dela. Hortaz, Hg-ren kutsadura-iturria lauso samarra da oraindik, eta interesgarria izango litzateke bere jatorria hobeto zehaztu dezaketen ikerketak egitea etorkizunean. Oro har, aurkitutako Hg balioak altuak dira eta isotopo egonkorren arabera itsasoan dute jatorria, beraz Bizkaiko Golkoaren hego-ekialdean Hg kontzentrazio altuak daudela ondorioztatu daiteke. Azalpen posible bat izan daiteke eremu industrializatuetakozenbait ibai badia honetan itsasoratzen direla eta, azken urteetan haien metal astunen kontzentrazioa jaitsi egin den arren, merkurioak ondare-kutsatzaile gisa jarraitzea. Gainera, interesgarria izango litzateke Hg itsaso sakonean metatu ote den zehaztea. Ildo beretik, arrain demertsalek arrain epipelagikoek baino merkurio maila altuagoak dituztela topatu izan da (Arcos *et al.* 2002) eta Chouvelon *et al.*-ek (2012) Hg kontzentrazio bereziki altuak aurkitu zituzten Bizkaiko Golkoko itsaso sakoneko espezieetan. Horrenbestez, kontutan hartuz kaioren itsaso sakoneko harrapakin potentzialak segur aski arrantza-bazterkinetatik etorriko liratekela, arrantza-bazterkinak desagertzea helburu duten Europako politikek (European Union 2013) kaio hauetan topatutako Hg kontzentrazio balioak murrizten lagunduko lukete.

Gure ereduak MeHg eta THg balioak tartsoaren luzerarekin erlazionatu zituzten, adin-indize bezala erabili daitekeen ezaugarria (Jordi & Arizaga 2016), beraz, txita zaharragoek Hg kontzentrazio baxuagoak izango lituzkete. Hau bat etorriko litzateke emeek Hg produzitutako arrautzetara bideratzearekin (Becker & Sperverlage 1989; Lewis *et al.* 1993; Ackerman *et al.* 2011; Ackerman *et al.* 2020); hala, eklosioa gertatu eta berehala txitek Hg kontzentrazio altuak dituzte. Txitak masa irabazi ahala (Hg gorputzaren pisuan diluitzen da) eta hazten ari diren luma berrietara Hg zuzentzen doan heinean, odoleko Hg kontzentrazioa gutxitu egiten da (irentsitako Hg ez da nahikoa Hg-ren diluzioa konpentsatzeko; Ackerman *et al.* 2011). Horrela, lumaren parte distalak parte proximalak baino Hg balio altuagoak dituela ikusi izan da (Burger & Gochfeld 1992; Peterson *et al.* 2019) eta, beraz, guztiz hazitako lumek erdi garatuek baino Hg kontzentrazio baxuagoak edukitzen dituzte. Horregatik, txitek lumak guztiz hazita eduki arte ez da Hg kontzentrazioa adinarekin batera handitzen hasten (Ackerman *et al.* 2011). Lan honetan laginketa txitak hegan egiteko gai izan aurretik burutu zen, hau da, haien lumak guztiz garatu gabe zeudenean. Beraz, gure erduen emaitzak alde aurretik genuen ezagutzarekin bat etorriko lirateke.

Kaio hankahoria lagindu ahal izateko leku ugari egotea (koloniak), haien banaketa zabala (ia uniformeki banatua), kolonia bakoitzean dagoen indibiduo kopuru handia eta haietara iristea nahiko erraza izatea, oro har, elementu onak dira *a priori* kaio hankahoria biomonitorre egokia dela irizteko. Gainera, ikusi zen espeziea gai dela Hg(II)/MeHg kontzentrazioen aldakortasun espazial potentziala eta horrek ekologia trofikoarekin duen erlazioa atzemateko. Halaber, lumak modu ez inbasibo batean bildu daitezke eta, kimikoki eta fisikoki odola baino egonkorragoak direnez, denbora gehiagoz gorde daitezke. Lewis eta Furness-ek (1991) adierazi zuten antxeta mokogorriek (*Chroicocephalus ridibundus*) lumekin kanporatutako Hg proportzioa, gorputzaren kargari zegokionez, independentea zela ematen zieten dosiarekiko. Nahiz eta ebaluazio hori kaio hankahoriaren kasuan egiaztatu beharko litzatekeen, Hg esposizioari buruzko estimazioak egitea ahalbidetuko liguke edo, behintzat, aldaketa potentzialak ebaluatzea. Aztertutako populazioa bertan egoten da urte osoan zehar eta GPS gailuetan oinarrituta duela gutxi egin diren analisiek erakutsi dute indibiduoek ez dituztela distantzia luzeak egiten itsaso zabalean, orokorrean gehienez ere 25 km urruntzen direlarik habitat horretan (Arizaga *et al.* 2017; Zorrozueta *et al.* argitaratu gabea). Dena den, arrantza-bazterkinak kontsumitzeak itsasoan urrunago arrantzatutako harrapakinak

kontsumitzea ekar dezake, zaila izanik Hg esposizioa hurbileko eremuari egozte. Hg kontzentrazioaren azterketan kontuan hartu beharreko alderdi bat nahiko gertu dauden kolonien artean aurkitutako desberdintasun handia da; horrek iradokitzen du kolonia bakarreko indibiduoak erabiltzean Hg kutsadurari buruz lorturiko informazioa partziala izan daitekeela. Lan honetan aztertutako kolonietan aldakuntza trofikoa ere topatu zen, eta horrek kolonien arteko espezializazio trofikoa islatzen zuen (Zorrozueta *et al.* 2020b). Beraz, kolonia desberdinetako laginak behar dira bioadierazlearen balio osagarri eta fidagarriagoak lortzeko.

Lan batzuk, ordea, ez dute gomendatzen guztiz hazitako txiten lumak Hg kutsaduraren biomonitorizazio tresna gisa erabiltzea, izan ere, txiten barne-ehunetan Hg kontzentrazioak azkar alda daitezke (Ackerman *et al.* 2016). Egile hauek, lumen ordeztu txiten lumatxa hartzea gomendatzen dute. Hala ere, arrautzak aztertzea agresiboagoa da populazioarentzat eta lagin-tamaina handia behar du (Ackerman *et al.* 2016b), gure kolonia txikietan ezartzea etikoki ezinezkoa den protokoloa. Ehun ezberdinen artean dagoen Hg kontzentrazioen aldakortasun handia dela eta, etorkizunerako interesgarria litzateke gure kaio hankahoriaren populazioan aldakortasun horren tamaina zehaztea. Izan ere, honek eskualdean epe luzerako Hg biomonitorizatzeko protokolo hobea garatzen lagunduko liguke. Hegazti helduetan odolak eta lumek Hg esposizioaren informazio osagarria eman dezakete eskala tenporal ezberdinetan; izan ere, txiten odolak eta garatutako lehenengo lumek dietaren bidezko Hg kontsumoaren antzeko garaia erakusten dute (Renedo *et al.* 2018; Albert *et al.* 2019).

Emaitza hauen arabera, kaio hankahoria bioadierazle bezala gehitu daitekela uste dugu, NBEren Merkurioari buruzko Minamatako Hitzarmenaren arabera (United Nations Environment Programme (UNEP), 2013). Zehazki, hitzarmen honetako 19. artikuluan geografikoki adierazgarriak diren Hg balioak ebaluatzeko ahalegina egiteko beharra aipatzen da, beste espezie batzuen artean hegazti populazioen ebaluazioa gehituz. Horrez gain, isotopo egonkorren eta Hg espezieen analisi bateratuak eta, seguruenik, beste tresna osagarri batzuek, hala nola GPS bidezko hegazti indibiduo zehatzen jarraipena (Carravieri *et al.* 2018), Hg iturriak identifikatzen laguntzea espero da, eta, beraz, baita leku/habitat kutsatuak ere. Horrela, hitzarmen honetako 12. artikuluaekin bat egiten da: “Alderdi bakoitza merkurioz

edo merkurio-konposatuz kutsatutako tokiak identifikatzeko eta ebaluatzeko estrategia egokiak garatzen saiatu behar da”.

Laburbilduz, eskualdean Hg esposizio handia detektatu da eta horretarako kaio hankahoriaren populazioa erabili da. Gainera, bi Hg espezieen proportzio erlatiboa erdietsi [MeHg, Hg(II)] duen ikerketa bakanetakoa da. Guk espezie honen txiten lumak bioadierazle gisa proposatzen ditugu, tresna osagarri gisa erabiltzeko Bizkaiko Golkoko Hg esposizioa monitorizatzeko lanean. Modu honetara, ezarri ahal izan diren laginketa leku estatikoetatik haratago Hg kutsadura detektatzen lagunduko luke eta Minamatako Merkurioari buruzko Hitzarmena bete.

ESKER ONAK

Eskerrak eman behar dizkiegu landa lanarekin lagundu zuten guztiei, bereziki Txingudiko Eratzuntze Estazioko kideei, Gipuzkoako basozainei, J. Menéndez eta J. Lopezi. Lan honek ERDF (European Regional Development Fund) eta AEAG (Agence de l'Eau Adour-Garonne) erakundeen finantzaketa jaso zuen, MICROPOLIT proiektuaren baitan. Eusko Jaurlaritzak, Gipuzkoako Foru Aldundiak eta Donostiako Udalak ere diru-laguntzak eman zituzten ikerketa honetarako. Finantzaketaren zati bat CGL2016-80963-R proiektutik (AEI/FEDER, UE) lortu zen. Akitania, Gipuzkoa, Bizkaia eta Kantabriako administrazioek kolonietan luma-laginak biltzeko baimena eman zuten. N. Zorrozuia Eusko Jaurlaritzako doktoretza aurreko programako beka baten onuraduna izan zen. Bi ohargile ezezagunek iruzkin oso baliagarriak egin zituzten lan honen aurreko bertsio bat hobetzen lagundu zutenak.

BIBLIOGRAFIA

Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A. & Herzog, M.P., 2011. Bird mercury concentrations change rapidly as chicks age: toxicological risk is highest at hatching and fledging. *Environ. Sci. Technol.* 45: 5418–5425. <https://doi.org/10.1021/es200647g>.

- Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Herzog, M.P., Hartman, C.A., Peterson, S.H., Evers, D.C., Jackson, A.K., Elliott, J.E., Vander Pol, S.S. & Bryan, C.E. 2016a. Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: A synthesis. *Sci Total Environ.* 15: 568: 749–769.
- Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Herzog, M.P., Yee, J.L. & Hartman, A. 2016b. Egg-laying sequence influences egg mercury concentrations and egg size in three bird species: Implications for contaminant monitoring programs. *Environ. Toxicol. Chem.* 35: 1458–1469.
- Ackerman, J.T., Herzog, M.P., Evers, D.C., Cristol, D.A., Kenow, K.P., Heinz, G.H., Lavoie, R.A., Brasso, R.L., Mallory, M.L., Provencher, J.F., Braune, B.M., Matz, A., Schmutz, J.A., Eagles-Smith, C.A., Savoy, L.J., Meyer, M.W. & Hartman, C.A. 2020. Synthesis of maternal transfer of mercury in birds: implications for altered toxicity risk. *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/acs.est.9b06119.
- Akaike, H. 2011. Akaike's information criterion. – In: Lovric, M. (ed.), International encyclopedia of statistical science. Springer, pp. 25–25.
- Akearok, J.A., Hebert, C.E., Braune, B.M. & Mallory, M.L. 2010. Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* 408: 836–840.
- Albert, C., Renedo, M., Bustamante, P. & Fort, J. 2019. Using blood and feathers to investigate large-scale Hg contamination in Arctic seabirds: A review. *Environmental Research* 177. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108588>.
- Applequist, H., Asbirk, S. & Drabaek, I. 1984. Mercury monitoring: mercury stability in bird feathers. *Mar. Pollut. Bull.* 15: 22–24.
- Arcos, J.M., Ruiz, X., Bearhop, S. & Furness, R.W. 2002. Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta (NW Mediterranean): the role of trawler discards as a source of contamination. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 232: 281–290.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J. & Aldalur, A. 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitologia* 25: 32–42.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A. & Sanpera, C. 2013. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.* 87–88: 19–25.

- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Mendiburu, A. & Sanpera, C. 2010. High importance of fish prey in the diet of Yellow-legged Gull chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird* 23: 1–6.
- Arizaga, J., Laso, M., Zorrozuza, N., Delgado, S., Aldalur, A., Herrero, A. 2017. Uso del espacio por adultos de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 durante el periodo reproductor: resultados preliminares en relación al uso de vertederos. *Munibe, Cienc. nat.* 65.
- Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Fernandez, C. & Cateni, D. 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169: 65–76.
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bearhop, S., Ruxton, G.D. & Furness, R.W. 2000. Dynamics of mercury in blood and feathers of great skuas. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(6): 1638–1643.
- Becker, P.H. & Sperveslage, H. 1989 Organochlorines and heavy metals in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs and chicks from the same clutch. *Bull Environ Contam Toxicol* 42: 721–727.
- Bond, A.L., Hobson, K.A. & Branfireun, B.A. 2015. Rapidly increasing methyl mercury in endangered ivory gull (*Pagophila eburnea*) feathers over a 130 year record. *Proc. R. Soc. B* 282: 20150032.
- Bond, A.L. & Diamond A.W. 2009. Total and Methyl Mercury Concentrations in Seabird Feathers and Eggs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56: 286–291.
- Braune, B.M. 2007. Temporal trends of organochlorines and mercury in seabird eggs from the Canadian Arctic, 1975–2003. *Environ. Poll.* 148: 599–613.
- Braune, B.M. 1987. Comparison of Total Mercury Levels in Relation to Diet and Molt for Nine Species of Marine Birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 217–224.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2004. Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth J. Consort.* 1(3): 263–274.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1992. Trace element distribution in growing feathers: Additional excretion in feather sheaths. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23: 105–108.

- Caldwell, C.A., Arnold, M.A. & Gould, W.R. 1999. Mercury distribution in blood, tissues, and feathers of double-crested cormorant nestlings from arid-lands reservoirs in south central New Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 36: 456–461.
- Carravieri, A., Cherel, Y., Blevin, P., Brault-Favrou, M., Chastel, O. & Bustamante, P. 2014. Mercury exposure in a large subantarctic avian community. *Environ. Pollut.* 190: 51–57.
- Carravieri, A., Cherel, Y., Jaeger, A., Churlud, C. & Bustamante, P. 2016. Penguins as bioindicators of mercury contamination in the southern Indian Ocean: geographical and temporal trends. *Environ. Pollut.* 213: 195–205. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.010>.
- Carravieri, A., Fort, J., Tarroux, A., Cherel, Y., Love, O. P., Prieur, S., Brault-Favrou, M., Bustamante, P. & Descamps, S. 2018. Mercury exposure and short-term consequences on physiology and reproduction in Antarctic petrels. *Environ. Pollut.* 237: 824–831.
- Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Mèndez-Fernandez, P., Autier, J., Lassus-Débat, A., Chappuis, A. & Bustamante, P. 2012. Enhanced bioaccumulation of mercury in deep-sea fauna from the Bay of Biscay (north-east Atlantic) in relation to trophic positions identified by analysis of carbon and nitrogen stable isotopes. *Deep-Sea Research I* 65: 113–124.
- Clarkson, T. W. 1998. Human toxicology of mercury. *J. Trace Elem. Exp. Med.* 11, 303.
- Cossa, D., Averty, B. & Pirrone, N. 2009. The origin of methylmercury in open Mediterranean waters. *Limnol. Oceanogr.* 54(3): 837–844.
- Driscoll, C.T., Han, Y.J., Chen, C.Y., Evers, D.C., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman N.C. & Munson, R.K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the Northeastern United States. *Bioscience* 57(1): 17–28. doi: 10.1641/b570106
- Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J. & Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.* 47(10): 4967-4983. doi: 10.1021/es305071v
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service: Biol. Rep.
- European Union. 2013. (EC) Regulation No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regu-

- lations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. Off. J. Eur. Union 354, 22.
- Evers, D. 2018. The Effects of Methylmercury on Wildlife: A Comprehensive Review and Approach for Interpretation. In: Dominick A. DellaSala, and Michael I. Goldstein (eds.) *The Encyclopedia of the Anthropocene*, 5: 181–194. Oxford: Elsevier.
- Forero, M.G. & Hobson, K.A. 2003. Using stable isotopes of nitrogen and carbon to study seabird ecology: applications in the Mediterranean seabird community. *Sci. Mar.* 67: 23–32.
- Furness, R. W., Muirhead, S. J. & Woodburn, M. 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: Relationships between mercury content and moult. *Mar. Pollut. Bull.* 17(1): 27–30.
- Galarza, A. 2015. Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica *Larus michahellis lusitanicus* Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco). *Munibe Cie. Nat.* 63: 135–143.
- Goutte, A, Bustamante, P., Barbraud, C., Delord, K., Weimerskirch, H. & Chastel, O. 2014. Demographic responses to mercury exposure in two closely related Antarctic top predators. *Ecology* 95: 1075–1086. <http://dx.doi.org/10.1890/13-1229.1>.
- Hebert, C.E., Weseloh, D.V.C., MacMillan, S., Campbell, D. & Nordstrom, W. 2011. Metals and PAHs in colonial waterbird eggs from Lake Athabasca and the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 30: 1178–1183.
- Hobson, K.A., Piatt, J.F. & Pitocchelli, J. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Anim. Ecol.* 63: 786–798.
- Jordi, O. & Arizaga, J. 2016. Sex differences in growth rates of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks. *Bird Study*, 63: 273–278.
- Juez, L., Aldalur, A., Herrero, A., Galarza, A. & Arizaga, A. 2015. Effect of age, colony of origin and year on survival of yellow-legged gulls *Larus michahellis* in the Bay of Biscay. *Ardeola* 62: 139–150.
- Lewis, S.A. & Furness, R.W. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 316–320.

- Lewis, S.A., Becker, P.H. & Furness, R.W. 1993. Mercury levels in eggs, tissues and feathers of herring gulls *Larus argentatus* from the German Wadden sea coast. *Environ. Pollut.* 80: 293–299.
- Liu, G., Cai, Y., Philippi, T., Kalla, P., Scheidt, D., Richards, J., Scinto, L. & Appleby, C. 2008. Distribution of total and methylmercury in different ecosystem compartments in the Everglades: implications for mercury bioaccumulation. *Environ. Pollut.* 153(2): 257–265. doi: 10.1016/j. envpol.2007.08.030
- Mallory, M.L., Braune, B.M., Provencher, J.F., Callaghan, D.B., Gilchrist, H.G., Edmonds, S.T., Allard, K. & O’Driscoll, N.J. 2015. Mercury concentrations in feathers of marine birds in Arctic Canada, *Mar. Pollut. Bull.* 98: 308–313.
- Mason, R.P. & Benoit, J.M. 2003. Organomercury compounds in the environment. In: Craig, P.J. (Ed.), *Organometallic Compounds in the Environment*, 2nd ed. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, UK.
- NAS. 1978. An assessment of mercury in the environment. *Natl. Acad. Sci.*, Washington, DC. 185 pp.
- Parnell, A., Inger, R., Bearhop, S. & Jackson, A.L. 2008. SIAR: Stable Isotope Analysis in R. <http://cran.r-project.org/web/packages/siar/index.html>.
- Pedro, S., Xavier, J.C., Tavares, S., Trathan, P.N., Ratcliffe, N., Paiva, V.H., Medeiros, R., Pereira, E. & Pardal, M.A. 2015. Feathers as a tool to assess mercury contamination in gentoo penguins: variations at the individual level. *PLoS One* 10, 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137622>.
- Peterson, S.H., Ackerman, J.T. & Eagles-Smith, C.A. 2017. Mercury contamination and stable isotopes reveal variability in foraging ecology of generalist California gulls. *Ecological Indicators* 74: 205–215.
- Peterson, S.H., Ackerman, J.T., Toney, M. & Herzog, M.P. 2019. Mercury concentrations vary within and among individual bird feathers: a critical evaluation and guidelines for feather use in mercury monitoring programs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38: 1164–1187.
- Podar, M., Gilmour, C.C., Brandt, C.C., Soren, A., Brown, S.D., Crable, B.R., Palumbo, A.V., Somenahally, A.C. & Elias, D.A. 2015. Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation. *Science Advances* 1(9). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500675>.

- R Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Ramos, R., Ramirez, F., Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X. 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150: 265–272.
- Ramos, R., Ramirez, F. & Jover, L. 2013. Trophodynamics of inorganic pollutants in a wide-range feeder: The relevance of dietary inputs and biomagnification in the Yellow-legged gull (*Larus michahellis*). *Environ. Pollut.* 172: 235–242.
- Renedo, M., Bustamante, P., Tessier, E., Pedrero, Z., Cherel, Y. & Amouroux, D. 2017. Assessment of mercury speciation in feathers using species-specific isotope dilution analysis. *Talanta* 174: 100–110.
- Renedo, M., Amouroux, D., Duval, B., Carravieri, A., Tessier, E., Barre, J., Bérail, S., Pedrero, Z., Cherel, Y. & Bustamante, P. 2018. Seabird tissues as efficient biomonitoring tools for Hg isotopic investigations: implications of using blood and feathers from chicks and adults. *Environ. Sci. Technol.* 52(7): 4227–4234.
- Sanpera, C., Moreno, R., Ruiz, X. & Jover, L. 2007. Audouin's gull chicks as bioindicators of mercury pollution at different breeding locations in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 54: 691–696.
- Santos, C.S.A., Blondel, L., Sotillo, A., Müller, W., Stienen, E.W.M, Boeckx, P., Soares, A.M.V.M., Monteiro, M.S., Loureiro, S., de Neve, L. & Lens, L. 2017. Offspring Hg exposure relates to parental feeding strategies in a generalist bird with strong individual foraging specialization. *Science of the Total Environment* 601–602: 1315–1323. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.286>.
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B. & Murray, M.W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* 36 (1): 12–18.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: A review. *Environmental Pollution*, 46: 263–295.
- Schoeninger, M.J. & DeNiro, M.J. 1984. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48: 625–639.

- Szumilo-Pilarska, E., Falkowska, L., Grajewska, A. & Meissner, W. 2017. Mercury in Feathers and Blood of Gulls from the Southern Baltic Coast, Poland. *Water Air Soil Pollut* 228: 138.
- Tan, S.W., Meiller, J.C. & Mahaffey, K.R. 2009. The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. *Crit. Rev. Toxicol.* 39: 228–269.
- Thompson, D.R. & Furness, R.W. 1989. Comparison of the levels of total and organic mercury in seabird feathers. *Marine Pollution Bulletin* 20: 577–579.
- Thompson, D.R., Bearhop, S., Speakman, J.R. & Furness, R.W. 1998. Feathers as a means of monitoring mercury in seabirds: insights from stable isotope analysis. *Environ. Pollut.* 101: 193–200.
- Ullrich, S.M., Tanton, T.W. & Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 31: 241–293.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2013. Minamata convention on mercury: Texts and annexes. Geneva, Switzerland: UNEP Chemicals Branch.
- Washburn, B.E., Bernhardt, G.E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R.B. & Francoeur, L.C. 2013. Foraging ecology of four gull species at a coastal-urban interface. *Condor* 115: 67–76.
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H. & Scheuhammer, A.M. 2003. Ecotoxicology of mercury. Handbook of Ecotoxicology, Lewis publishers.
- Wolfe, M.F., Schwarzbach, S. & Sulaiman, R.A. 1998. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 146–160.
- Zabala, J., Meade, A.M. & Frederick, P. 2019. Variation in nestling feather mercury concentrations at individual, brood, and breeding colony levels: Implications for sampling mercury in birds. *Science of the Total Environment* 671: 617–621.
- Zhang, R., Wu, F., Li, H., Guo, G., Feng, C., Giesy, J.P. & Chang, H. 2013. Toxicity reference values and tissue residue criteria for protecting avian wildlife exposed to methylmercury in China. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 223: 53–80.
- Zorrozua, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L. & Arizaga, J. 2020a. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis.* 162: 50–62.
- Zorrozua, N., Egunez, A., Aldalur, A., Galarza, A., Diaz, B., Hidalgo, J., Jover, L., Sanpera, C., Castège, I., Arizaga, J. 2020b. Evaluating the effect of distance to different food

subsidies on the trophic ecology of an opportunistic seabird species. *Journal of Zoology*. doi:10.1111/jzo.12759.

11. Could the European discard ban affect gull species? Lessons from birds foraging in contrasting environments

Hurrengo artikularen erreprodukzio bat da:

Zorrozua, N., Granado, I., Fernandes, J. A., Louzao, M. & Arizaga, A. Could the European discard ban affect gull species? Lessons from birds foraging in contrasting environments. Argitaratzereke.



ABSTRACT

Several bird species take benefit of the anthropogenic origin food subsidies, such as landfills or fishing discards. Therefore, management policies concerning these resources may have direct implications on the populations. In this work we analysed the foraging strategy of a yellow-legged gull *Larus michahellis* population in the south-eastern part of the Bay of Biscay, focusing on the exploitation of the marine resources and the interaction with the fishing activity, for which we used GPS-tracked adult birds and VMS data. We found a marginal use of the marine habitat by these gulls, especially after the breeding period (<10%), a result contrasting with the fact that ca. 40% of the diet of this population is comprised by marine prey. Furthermore, we detected on average a low interaction with the fishing vessels, contrasting with other gull populations which were found to depend more strongly on this activity. Consequently, we expect a minimal effect of the EU policies oriented to ban fishing discards offshore on this population, which would be more affected by management actions focused in landfills or on fish remains in harbours.

Keywords: EU policies, fishing vessels, foraging activity, GPS, habitat use, VMS.

INTRODUCTION

Food subsidies of anthropogenic origin are provided either in marine (e.g., fish discards) or terrestrial environments (e.g., organic waste available in landfills). These food subsidies have direct implications at ecosystem, community, animal population or individual levels (Hidalgo-Mihart *et al.* 2004; Olea & Baglion, 2008; Weiser & Powell 2010; Oro *et al.* 2013; Steigerwald *et al.* 2015; Gilbert *et al.* 2016). Landfills for instance can have important consequences on the territory use, trophic ecology, demographic or toxicological aspects in several opportunistic species, such as vultures, storks or gulls (Auman *et al.* 2008; Plaza & Lambertucci 2018; Arizaga *et al.* 2018). Dependence on such food subsidies promotes sedentary strategies or decreases dispersal distances (Gilbert *et al.* 2016), improves survival and reproduction and, overall, promotes population growth (Duhem *et al.* 2008; Weiser &

Powell 2010). For the marine anthropogenic resources, fish discards or waste from fisheries have been also well documented to modulate many life history aspects. For instance, movements of fishing vessels significantly affect seabirds' foraging patterns and habitat use (Bartumeus *et al.* 2010; Bodey *et al.* 2014), and the fish discards that they generate alter birds' diet (Arcos & Oro 2002) or can improve the breeding success (Oro *et al.* 1996). Therefore, understanding to what extent populations depend on food subsidies from discards is fundamental to (1) identify key resources and evaluate the magnitude of such dependence to, (2) design, if necessary, efficient, adequate management policies to reduce this dependence and promote the return of wildlife populations to more 'natural' scenarios.

Many seabird species, particularly large gulls, have a generalist feeding ecology and typically use a broad range of habitats, from marine to terrestrial (Arizaga *et al.* 2013; Washburn *et al.* 2013; Corman *et al.* 2016; Isaksson *et al.* 2016; Shaffer *et al.* 2017; Zorrozua *et al.* 2020a). The high availability of anthropogenic food resources, together with the increased protection of the birds since the 20th century, supported a growth in the numbers of several gull populations (Coulson 1963; Coulson & Coulson 2009; Duhem *et al.* 2008). As a result, these species have been treated as pests in multiple occasions (Vidal *et al.* 1998), with public administrations taking management measures (e.g., removing eggs, culling adults) with the aim of controlling gull populations (Coulson *et al.* 1982; Bosch *et al.* 2000). However, such measures have not been always effective (Oro & Martínez-Abraín 2006), due to the complex interactions between factors shaping population dynamics, sometimes even producing the contrary effect, such as higher emigration rates to other colonies (Bosch *et al.* 2000) or improving the condition of breeders (Coulson *et al.* 1982). Quite often, these management actions have focused on proximate factors (i.e., they directly reduce survival values or reproductive output), but rarely deal with the ultimate causes that create abnormal population dynamics, among which food subsidies play a fundamental role.

Fishing discards can constitute one of the main feeding sources for some gull populations (Arizaga *et al.* 2011), allowing a very fast population growth when available (Arizaga *et al.* 2009; Real *et al.* 2017), but at the same time promoting strong declines when they dramatically decrease or disappear (Payo-Payo *et al.* 2015). Thus, breeding success declines of up to 46% can be observed when fish discards are not available (Oro *et al.* 1995).

Fishing discards can be obtained either from vessels at the sea or in the harbours, where gulls also forage on eviscerated fish remains (Martínez-Abraín *et al.* 2002; Whittington *et al.* 2006; Cama *et al.* 2012; Alonso *et al.* 2015; Karris *et al.* 2018). This is of interest today, given the European ban on fishing discards applied to the fish species with TACs (European Commission 2008). Determining the dependence of gull populations on fishing discards produced offshore may help us to determine the impact of European policies.

The yellow-legged gull (*Larus michahellis*) is the most abundant gull in the Iberian Peninsula, with a population of ca. 125,000 adult breeding pairs in 2007-2009 in Spain (Molina & Bermejo 2009). The population increased significantly between the decades of 1980 and 2000 (Olsen & Larson 2004), mainly due to the high amount of food available from human origin, such as waste disposal in landfills (Duhem *et al.* 2008; Arizaga *et al.* 2009). Within the south-eastern Bay of Biscay, the species has been reported to have a high dependence on landfills (Egunez *et al.* 2018). After closing several landfills in the area, the proportion of food from landfills decreased significantly from ca. 40% to 20-30% (Zorrozuza *et al.* 2020a). Marine prey, mostly fish presumably related to fishing activity (Arizaga *et al.* 2013), are also a major part of the diet composition (35-45%) of this population (Zorrozuza *et al.* 2020a). A previous study carried out in the north-eastern Bay of Biscay found that large gulls were highly attracted to fishing vessels (Depestele *et al.* 2016). Whether our gulls obtain these prey from fishing vessels within their foraging range, as reported in other marine areas (Arcos *et al.* 2001; Valeiras 2003), or from the activity at harbours (e.g. vessel cleaning) is a question that remains still unknown and it will be determinant to figure out the effects of the EU policies on the population dynamics of this species, targeted by some administrations.

Using data from GPS-tracked adult yellow-legged gulls from the south-eastern Bay of Biscay (BoB), we evaluated the dependence on fishing vessel activity. With that goal, we firstly described the overall habitat use by the yellow-legged gull population of the BoB. Secondly, we assessed the overlap between marine trips by gulls and the presence of fishing vessels within the marine area potentially exploitable by adult breeding gulls. Understanding to what extent a yellow-legged gull population depends on the fishing activity and whether a population exploits more fish discards at sea or fish prey (incl. eviscerates) at harbour is crucial from a managing standpoint: first, to identify key feeding sources for the population

(which would allow to explore links between these and gulls' biological and ecological traits); second, to better assess the impact of the EU policies on gull populations, since these policies will affect fish discards offshore, but if gulls take fish mostly from harbours, then these policies would be expected to have a null or negligible impact on gull populations.

MATERIAL AND METHODS

Fieldwork was carried out in two yellow-legged gull colonies of Gipuzkoa, Getaria and Ulia, at northern Iberian Peninsula (Fig 1). Getaria is a more fish-dependent colony (ca. 40% vs. Ulia ca. 35%; Zorrozua *et al.* 2020a) since it is located nearby one of the most important fishing harbours in Gipuzkoa. Breeding population is estimated at 165 adult breeding pairs (in 2017; Zorrozua *et al.* 2020b), and it has a positive growth rate (Arizaga *et al.* 2014; Zorrozua *et al.* 2020b). Ulia is mainly a terrestrial-dependent colony, including landfills (Zorrozua *et al.* 2020a). Its population is comprised by 660 breeding pairs (in 2017), hence it is the largest colony from Gipuzkoa. Its population trend remains still unclear due to the lack of an adequate long-term sampling protocol.

Overall, 22 adults were captured while incubating using spring traps during the breeding period of 2017 and 2018 (Table 1). Once caught, each individual birds were ringed with both an official metallic ring (Aranzadi Ringing scheme) on one of the tarsus and a Darvic ring (to be read at distance) in the other tarsus. The first inner primary feather (P1) was also taken in order to sex the bird by DNA analysis at the University of Navarra (Griffiths *et al.* 1998). A GPS device (manufacturer: Wimbitek) was attached in the mantle region of each individual with a hand-made Teflon harness. These devices were equipped with a solar panel and reported the position of the gull every 30 minutes. The mass of the device was ca. 25 g.

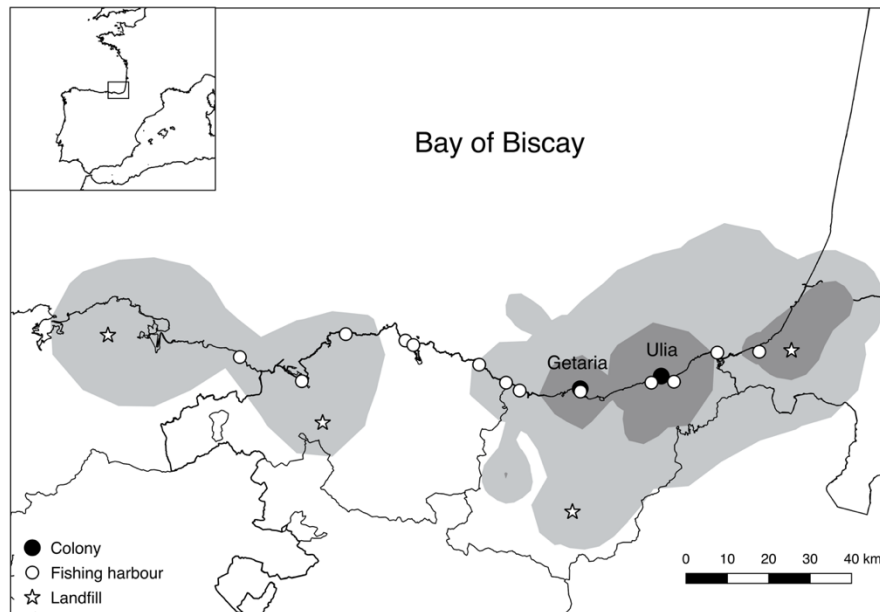


Fig. 1. 95% (light grey) and 50% (dark grey) kernel densities estimates with the location of the two colonies, Getaria and Ulia, where the gulls attached with a GPS were breeding in (northern Iberian peninsula). The main fishing harbours and landfills of the area are also indicated.

Birds tracks analysis

We defined a virtual radius of 500 m from the colonies to determine when a bird was inside (< 500 m) and outside (> 500 m) the colony. The same was applied to the existing landfills and harbours, which are known to be used by gulls of our two colonies (Egunez *et al.* 2018). Apart from this, we used the Corine Land Cover (CLC 2012) in QGIS (QGIS Development Team 2009) to determine the land use of all the GPS locations. Overall, we considered seven 'habitat' types: colony (as stated before), landfill (as stated before), fishing harbour (as stated before), marine, meadow, urban and 'other'. The category 'other' comprised less than 10% of all the obtained GPS locations.

The study period comprised the time between GPS deployments (from mid-May to June) up to the 31st of August (Table 1). This period was sub-divided into three phenological units: (1) breeding period (BP), from deployment to the 30th of June; (2) transition period (TP), July; (3) post-breeding period (PP), August. The BP comprises a season where adult birds are in the colony (incubation, parental care to chicks...). The TP is a month where some adult birds

are still in the colony but others may start to leave the colony as their offspring would fledge. Finally, the PP is a season when the breeding has finished and when all adults may not have previous requirements. Chi-squared tests were conducted to compare the habitat use among periods and between sexes.

GPS data were segmented in foraging trips defined as the locations of a particular bird from the time it left the colony, up to the time it returned, considering the first and the last positions of each trip to be placed within the colony. For each trip, we determined (1) if it comprised only marine (only habitat at the 'open' sea was included here), terrestrial or mixed habitat types (fishing harbours were considered as terrestrial places, as we wanted to separate the use of the open sea from the exploitation of fish discards at harbours); (2) the total and the maximum distance reached from the colony and (3) the duration. The total distance was assessed as the sum of the linear segments existing between successive temporal GPS locations. Terrestrial habitats, therefore, comprised all non-purely marine habitats, including urban areas, meadows, landfills, etc.

To determine the exploited areas by gulls, we calculated the Utilization Distribution (UD) using fixed Kernel polygons (KDE) calculated with the 'href' reference bandwidth of the 'adehabitatHR' package (Calenge 2006) in R 3.5.1 (R Development Core Team 2011). The 50% KDEs were used to estimate core foraging areas, while 95% KDEs were considered to estimate overall home ranges (Avalos *et al.* 2017; Schirmer *et al.* 2019). Both 50% and 95% KDEs were determined for each individual bird and period (BP, TP, PP).

Fishing vessels tracks analysis

To test for the possible overlap between fishing activity and gull at-sea movement the Vessel Monitoring System (VMS) data were used. As VMS data were available with a maximum frequency of 2 h (i.e., a vessel location at least every 2 hours), we re-calculated (interpolated) the position of each vessel for a new time-framework based on every 10 min-positions. Fishing vessels trajectories were obtained from VMS data collected by the Spanish Secretary of Fisheries for the Spanish vessels operating within the study area during the period 2017-2018. VMS data report the vessel position, identifier, velocity, heading, date and

time for vessels over 12 m length. Although there are some exceptions for vessels between 12 and 15 m length whether they only fish in national waters or the fishing trips are shorter than 24 hours (EC No 1224/2009). VMS data usually contains erroneous registers due to malfunctions that need to be removed ('VMStools' R package; Hintzen *et al.* 2012). These common errors are incomplete or duplicated registers, headings outside a compass range, points on land and unlikely speed (> 20 knots). Furthermore, the pseudo-duplicated records (i.e. entries with a time interval between pings < 5 min) and registers either close to ports or in ports were removed. This data processing allowed us to identify the temporal and spatial presence of Spanish fishing vessels within the study area. Afterwards, for each gull position at the sea that were from marine trips that went further than 1 km from the colony, we defined a spatial grid of 5x5 km (the centroid was the gull position; Sommerfeld *et al.* 2016), and then we checked whether, within a temporal window of ± 1 h, there was any vessel within that particular cell. Using this approach we were able to model the presence/absence of fishing vessels for each gull GPS location.

Statistical analyses

First, we analysed the possible effect of colony, period and sex on the habitat use based on Kernel polygons. With that goal, we used General Linear Mixed Models (GLMM) on the log-transformed 50% and 95% KDE with colony, period, sex and year as factors, with a linear-link function with Gaussian (normal) distribution errors. The colony-period and period-sex interactions were also included, and the individual was added as random factor. Moreover, an additional GLMM was run in order to determine whether these factors had any effect on the 95% KDE proportion of marine area. We used in this case only the 95% KDE because the 50% KDE was observed to majorly include locations within the colony and the very nearby surroundings. A similar GLMM was carried out with the log-transformed duration and the total and maximum distances reached within each trip, but in this case trip type (marine/terrestrial/mixed) was included with its interaction with period and sex. To test for the existence of a spatio-temporal overlap between the fishing vessels and the gulls at sea we conducted a GLMM on this overlap (yes/no) as an object variable, with a logit-link function with binomial distribution errors, and with year, period, sex and distance to colony as explanatory variables, and the individual as a random factor.

Table 1. Summary table showing main attributes of yellow-legged gulls marked with GPS-tracking and estimated mean and 95% CI values for total distance (TDIS), maximum distance (MDIS) and trip duration (TDUR).

| Id | Colony | Sex | First data | Last data | N | TDIS (km) | MDIS (km) | TDUR (h) |
|-----------|---------------|------------|-------------------|------------------|----------|-------------------------|------------------------|------------------------|
| 17-02 | Ulia | M | 17/05/2017 | 31/08/2017 | 1687 | 11.93 (9.71-14.65) | 5.07 (4.15-6.18) | 5.58 (4.88-6.37) |
| 17-06 | Ulia | M | 22/05/2017 | 30/08/2017 | 1344 | 43.94 (24.83-77.76) | 13.35 (8.58-20.78) | 19.05 (10.06-36.08) |
| 17-08 | Ulia | F | 25/05/2017 | 15/07/2017 | 1396 | 94.10 (40.49-218.69) | 23.01 (12.18-43.48) | 36.39 (18.91-70.04) |
| 17-09 | Ulia | F | 23/05/2017 | 12/07/2017 | 2255 | 13.35 (8.51-20.96) | 5.66 (3.75-8.53) | 6.34 (4.24-9.48) |
| 17-11 | Ulia | M | 13/06/2017 | 14/08/2017 | 1795 | 15.41 (13.02-18.23) | 7.09 (6.01-8.37) | 2.76 (2.26-3.37) |
| 17-12 | Getaria | F | 02/06/2017 | 22/06/2017 | 570 | 5.67 (4.00-8.02) | 2.52 (1.79-3.56) | 2.37 (1.99-2.82) |
| 17-13 | Getaria | M | 03/06/2017 | 13/08/2017 | 3128 | 8.76 (6.92-11.10) | 3.71 (2.95-4.65) | 2.82 (2.34-3.39) |
| 17-14 | Getaria | F | 02/06/2017 | 31/08/2017 | 3065 | 13.94 (11.28-17.22) | 6.23 (5.09-7.63) | 3.44 (2.88-4.10) |
| 17-15 | Getaria | M | 02/06/2017 | 31/08/2017 | 3620 | 10.56 (8.16-13.68) | 4.52 (3.57-5.73) | 2.36 (1.90-2.92) |
| 18-01 | Ulia | F | 21/05/2018 | 28/08/2018 | 2343 | 30.72 (24.87-37.95) | 14.28 (11.69-17.45) | 5.44 (4.38-6.76) |
| 18-03 | Ulia | M | 23/05/2018 | 01/09/2018 | 2298 | 30.16 (23.93-38.00) | 13.54 (10.84-16.92) | 6.19 (5.17-7.42) |
| 18-04 | Ulia | M | 23/05/2018 | 04/09/2018 | 2334 | 28.88 (23.66-35.26) | 13.69 (11.26-16.65) | 4.71 (3.97-5.58) |
| 18-06 | Ulia | F | 22/05/2018 | 30/09/2018 | 2598 | 23.19 (19.22-27.98) | 11.08 (9.21-13.34) | 4.10 (3.60-4.66) |
| 18-07 | Ulia | F | 02/06/2018 | 29/08/2018 | 2270 | 20.96 (18.37-23.91) | 9.03 (7.94-10.26) | 4.63 (4.06-5.27) |
| 18-08 | Ulia | F | 23/05/2018 | 23/07/2018 | 1762 | 40.00 (33.33-48.01) | 17.04 (14.33-20.25) | 8.21 (7.05-9.56) |
| 18-09 | Ulia | M | 23/05/2018 | 06/10/2018 | 1835 | 17.88 (13.93-22.97) | 8.29 (6.51-10.57) | 3.71 (2.89-4.76) |
| 18-10 | Ulia | M | 01/06/2018 | 13/08/2018 | 1824 | 19.01 (16.45-21.98) | 8.23 (7.13-9.50) | 3.66 (3.33-4.03) |
| 18-11 | Ulia | F | 06/06/2018 | 13/09/2018 | 1712 | 41.52 (31.66-54.44) | 17.83 (13.91-22.85) | 10.00 (7.74-12.91) |
| 18-12 | Ulia | M | 02/06/2018 | 17/09/2018 | 3898 | 21.69 (18.05-26.07) | 9.58 (8.02-11.44) | 3.69 (3.16-4.30) |
| 18-13 | Ulia | M | 02/06/2018 | 10/08/2018 | 1782 | 28.12 (24.28-32.58) | 12.93 (11.19-14.96) | 4.13 (3.75-4.54) |
| 18-14 | Ulia | F | 04/06/2018 | 11/10/2018 | 1620 | 34.33 (25.23-46.72) | 14.92 (11.10-20.07) | 9.95 (7.70-12.85) |
| 18-16 | Ulia | F | 03/06/2018 | 17/06/2018 | 151 | 27.36 (15.46-48.40) | 12.52 (7.29-21.50) | 8.67 (6.29-11.97) |

For all the mentioned models, all the possible factor combinations starting from the full (saturated) model were run and then they were ranked based on their small-sample size corrected Akaike values (AICc; Akaike 2011). Models differing in less than 2 AICc values were considered to fit to the data equally well (Akaike 2011), and in this case they were averaged to obtain 'averaged' parameter estimates. The 'dredge' and 'model.avg' functions from the 'MuMIn' package (Barton 2018) were used with this purpose. All statistical analyses were conducted in R 3.5.1 (R Development Core Team 2011).

RESULTS

Habitat use

Overall, we obtained 45,432 locations, of which 42% corresponded to the breeding period, 36% to the transition and 22% to the post-breeding period. Regarding the habitat use, our gulls were found to have a relatively marginal use of the marine environment (<10% of all the GPS locations; Fig. 2). This use, however, changed among periods ($\chi^2 = 3190.7$, $df = 12$, $P < 0.001$). Gulls spent more time in the colony during breeding in comparison to transition and post-breeding periods (ca. 50% more in the breeding period compared to the post-breeding period; Fig. 2). The proportion of locations in landfills and urban areas increased during the post-breeding period (Fig. 2). Moreover, both sexes were found to use the habitats differentially ($\chi^2 = 693.9$, $df = 6$, $P < 0.001$): overall males spent more time in the colony and at sea than females (ca. 20% more in the breeding period), while females used more the landfills (ca. 50% more in the breeding period) (Fig. 2).

We obtained a mean core range area of 96 km² (95% CI = 68-134 km²; Table 2). The core area was larger during the post-breeding period, and in the gulls from Ulia was nearly twice bigger as compared to Getaria (Table 2, Table 3). The mean home range area was of 927 km² (95% CI = 755-1143 km²), and the mean proportion of marine habitat within that area was 35.9% (95% CI= 33.2-38.8%). This proportion varied seasonally, only marginally between the two sex classes (Table 3). Our gulls were found to use a higher proportion of marine

habitat during the breeding period than in the other two subsequent phenological phases (ca. 25% more, Table 2). Regarding sexes (additive effect, due to the lack of interactions with the rest of factors; Table 3), males showed an almost significantly higher use of the marine habitat than females (Table 2, Table 3).

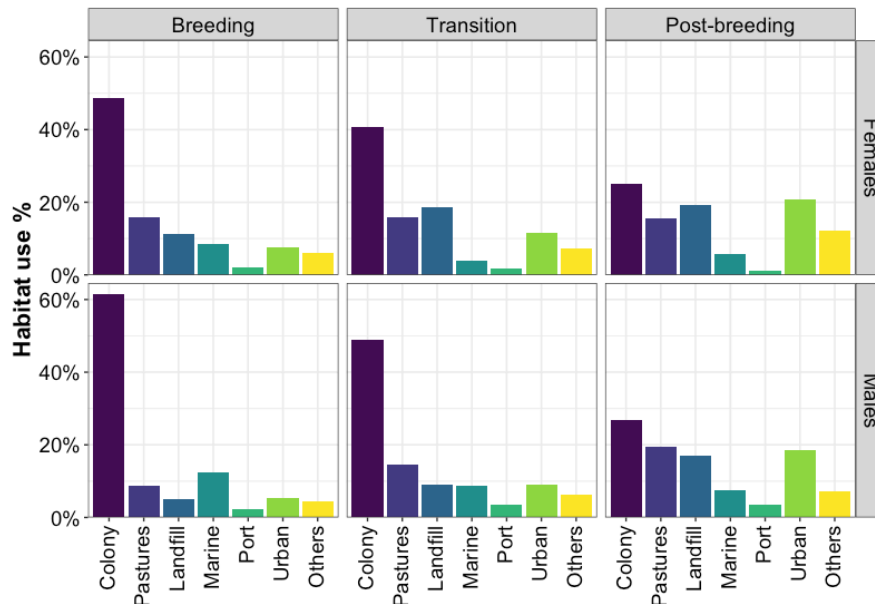


Fig. 2. Habitats used by GPS-tracked adult yellow-legged gulls in three different study periods: breeding (up to the end of June), transition (July), and post-breeding (August).

Table 2. Summary table showing estimated mean and 95% CI values for core range area (CORE), home range area (HOME), proportion of marine habitat within home range area (PMAR), total distance (TDIS), maximum distance (MDIS) and trip duration (TDUR). Values are indicated for different periods, colonies and sexes.

| | CORE (km ²) | HOME (km ²) | PMAR (%) | TDIS (km) | MDIS (km) | TDUR (h) |
|----------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------|---------------------|--------------------|------------------|
| Overall | 95.5 (68.0-134.1) | 927.2 (751.9-1143.2) | 35.9 (33.2-38.8) | 19.2 (18.2-20.2) | 8.5 (8.0-8.9) | 4.4 (4.2-4.6) |
| Breeding | 45.9 (26.2-80.3) | 734.8 (592.6-911.1) | 41.5 (35.7-48.1) | 17.7 (16.4-19.0) | 7.9 (7.4-8.5) | 3.7 (3.5-4.0) |
| Transition | 114.5 (74.7-175.4) | 926.6 (659.5-1302.0) | 32.7 (29.0-36.8) | 19.7 (18.1-21.4) | 8.7 (8.0-9.5) | 4.3 (4.0-4.7) |
| Post-breeding | 199.2 (101-392) | 1253.6 (707.9-2219.8) | 33.3 (29.5-37.6) | 24.6 (21.0-28.9) | 10.1 (8.7-11.7) | 8.2 (7.2-9.4) |
| Ulia | 106.5 (77.1-147.1) | 913.6 (727.1-1148.0) | 35.7 (33.0-38.7) | 23.0 (21.8-24.3) | 10.2 (9.7-10.7) | 4.9 (4.7-5.2) |
| Getaria | 55.9 (13.7-227.1) | 996.5 (528.4-1879.2) | 36.8 (27.1-49.9) | 10.3 (9.1-11.7) | 4.5 (4.0-5.1) | 2.8 (2.6-3.1) |
| Male | 91.2 (54.7-152.0) | 997.3 (714.9-1391.3) | 38.9 (35.5-42.8) | 17.7 (16.6-18.9) | 7.8 (2.3-8.3) | 3.9 (3.7-4.1) |
| Female | 101.2 (64.0-160.0) | 845.2 (664.5-1075.0) | 32.4 (28.5-36.8) | 21.7 (20.0-23.6) | 9.6 (8.9-10.4) | 5.2 (4.8-5.5) |

Table 3. Beta-parameter estimates, SE and *P*-value of the best GLMM (averaged models) predicting effects of several external factors on the territory use of adult yellow-legged gulls. Reference beta-parameter values (beta = 0): Colony = Getaria, Period = Breeding, Sex = Female, Trip = Marine, Year = 2017. Abbreviations: K50 = Kernel 50, K95mar = Marine proportion of the kernel 95, TDIS = Total distance, MDIS = Maximum distance, TDUR = Trip duration, OVER = Overlap between vessels and gulls.

| Factors | K50 | K95mar | TDIS | MDIS | TDUR | OVER |
|--------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Colony: Ulia | +2.26 ± 0.58 (<i>P</i> < 0.001) | | +0.85 ± 0.22 (<i>P</i> < 0.001) | +0.60 ± 0.18 (<i>P</i> < 0.001) | +1.07 ± 0.28 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Period: Tran | +3.19 ± 0.69 (<i>P</i> < 0.001) | -0.23 ± 0.05 (<i>P</i> < 0.001) | -0.62 ± 0.14 (<i>P</i> < 0.001) | -0.62 ± 0.13 (<i>P</i> < 0.001) | -0.21 ± 0.10 (<i>P</i> = 0.042) | -0.73 ± 0.24 (<i>P</i> = 0.002) |
| Period: Post | +3.52 ± 0.69 (<i>P</i> < 0.001) | -0.25 ± 0.06 (<i>P</i> < 0.001) | -0.81 ± 0.19 (<i>P</i> < 0.001) | -0.75 ± 0.18 (<i>P</i> < 0.001) | +0.08 ± 0.17 (<i>P</i> = 0.631) | -0.64 ± 0.41 (<i>P</i> = 0.121) |
| Colony: Ulia x Period: Tran | -2.74 ± 0.75 (<i>P</i> < 0.001) | | | | | |
| Colony: Ulia x Period: Post | -2.41 ± 0.76 (<i>P</i> = 0.002) | | | | | |
| Trip: Ter | | | +0.20 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.124) | +0.19 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.126) | +0.55 ± 0.09 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Mix | | | +1.17 ± 0.12 (<i>P</i> < 0.001) | +1.04 ± 0.12 (<i>P</i> < 0.001) | +1.10 ± 0.09 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Ter x Period: Tran | | | +0.71 ± 0.13 (<i>P</i> < 0.001) | +0.68 ± 0.13 (<i>P</i> < 0.001) | +0.37 ± 0.11 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Ter x Period: Post | | | +1.59 ± 0.20 (<i>P</i> < 0.001) | +1.41 ± 0.19 (<i>P</i> < 0.001) | +0.75 ± 0.16 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Mix x Period: Tran | | | +0.72 ± 0.14 (<i>P</i> < 0.001) | +0.74 ± 0.14 (<i>P</i> < 0.001) | +0.60 ± 0.11 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Mix x Period: Post | | | +1.36 ± 0.18 (<i>P</i> < 0.001) | +1.24 ± 0.18 (<i>P</i> < 0.001) | +0.99 ± 0.15 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Sex: M | -0.31 ± 0.31 (<i>P</i> = 0.327) | +0.20 ± 0.10 (<i>P</i> = 0.055) | -0.03 ± 0.19 (<i>P</i> = 0.867) | +0.05 ± 0.17 (<i>P</i> = 0.774) | -0.19 ± 0.19 (<i>P</i> = 0.338) | -0.38 ± 0.28 (<i>P</i> = 0.179) |
| Period: Tran x Sex: M | | | +0.05 ± 0.10 (<i>P</i> = 0.616) | +0.06 ± 0.10 (<i>P</i> = 0.580) | -0.07 ± 0.08 (<i>P</i> = 0.428) | |
| Period: Post x Sex: M | | | -0.35 ± 0.15 (<i>P</i> = 0.021) | -0.39 ± 0.15 (<i>P</i> = 0.008) | -0.26 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.034) | |
| Trip: Ter x Sex: M | | | -0.29 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.025) | -0.30 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.015) | -0.36 ± 0.10 (<i>P</i> < 0.001) | |
| Trip: Mix x Sex: M | | | -0.20 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.119) | -0.22 ± 0.13 (<i>P</i> = 0.080) | -0.28 ± 0.11 (<i>P</i> = 0.008) | |
| Year: 2018 | -0.38 ± 0.38 (<i>P</i> = 0.323) | | 0.22 ± 0.17 (<i>P</i> = 0.209) | +0.41 ± 0.15 (<i>P</i> = 0.005) | -0.51 ± 0.22 (<i>P</i> = 0.021) | +0.24 ± 0.29 (<i>P</i> = 0.424) |
| Dist.colony | | | | | | +0.07 ± 0.01 (<i>P</i> < 0.001) |

Table 4. Percentage of gulls' positions in marine habitat that overlap with vessels' position in a spatio-temporal window of 5x5 km and ± 1 h through the breeding cycle.

| Individual | Overlap (%) | | | Overall |
|------------|-----------------|------------|---------------|---------|
| | Breeding | Transition | Post-breeding | |
| 17-02 | 33.33 | 16.00 | 12.00 | 23.16 |
| 17-06 | 0.00 | - | - | 0.00 |
| 17-08 | No marine trips | | | |
| 17-09 | 0.00 | 0.00 | - | 0.00 |
| 17-11 | 11.76 | 0.00 | 0.00 | 5.56 |
| 17-12 | 26.67 | - | - | 26.67 |
| 17-13 | 16.22 | 5.67 | 0.00 | 12.29 |
| 17-14 | 35.29 | 13.64 | 25.00 | 23.73 |
| 17-15 | 23.91 | 0.00 | - | 23.16 |
| 18-01 | 36.13 | 0.00 | - | 35.90 |
| 18-03 | 39.29 | 0.00 | - | 31.43 |
| 18-04 | 20.00 | 0.00 | 0.00 | 12.50 |
| 18-06 | 40.43 | 0.00 | 100.00 | 36.36 |
| 18-07 | 59.10 | 0.00 | - | 52.00 |
| 18-08 | 33.33 | - | - | 33.33 |
| 18-09 | 12.82 | 0.00 | 0.00 | 10.00 |
| 18-10 | 33.33 | 0.00 | - | 27.78 |
| 18-11 | 25.00 | - | - | 25.00 |
| 18-12 | 39.10 | 26.23 | 0.00 | 32.78 |
| 18-13 | 22.22 | 0.00 | 0.00 | 18.18 |
| 18-14 | - | 0.00 | - | 0.00 |
| 18-16 | 0.00 | - | - | 0.00 |

Gulls made trips with a total mean distance of 19.2 km (95% CI = 18.2-20.2 km), whereas the maximum distance reached in the trips was on average 8.5 km (95% CI = 8.0-8.9 km) from the colony and overall trips were found to last 4.4 h (95% CI = 4.2-4.6 h).

Distances and duration varied significantly in relation to several factors (distances: colony, period and sex, including some interactions; duration: colony, period, type of trip, sex and year; Table 3). Thus, individuals from Ulia made longer trips and travelled longer distances than those from Getaria, about 50% more (Table 2). Moreover, travelled distances and duration were longer in the post-breeding period for terrestrial and mixed trips, but not for the marine trips, where the birds travelled longer distances in the breeding period (Table 3, Fig. 3). Regarding sexes, females made longer trips and distances than males in the post-breeding period and when the trip was terrestrial (Table 3, Fig. 3). Trips lasted less in 2018

than in 2017. Individuals from Getaria made a higher proportion of trips to the sea (ca. 35% vs. 25%, Table S1) ($\chi^2 = 106.1$, $df = 2$, $P < 0.001$). Regarding sexes, males were found to make proportionally more marine trips than females ($\chi^2 = 12.3$, $df = 2$, $P = 0.002$; Table S1).

Overlap with vessel activity

All except one individual showed at least one marine trip, but the spatio-temporal overlap between vessels and gulls was observed to (greatly) differ individually, from 0% to 52% (Table 4, Fig. S1). The averaged model was based on four models that fitted the data equally well, revealing a higher overlap with an increasing distance to colonies, and in the breeding period as compared to the other two periods (Table 3, Fig. S2).

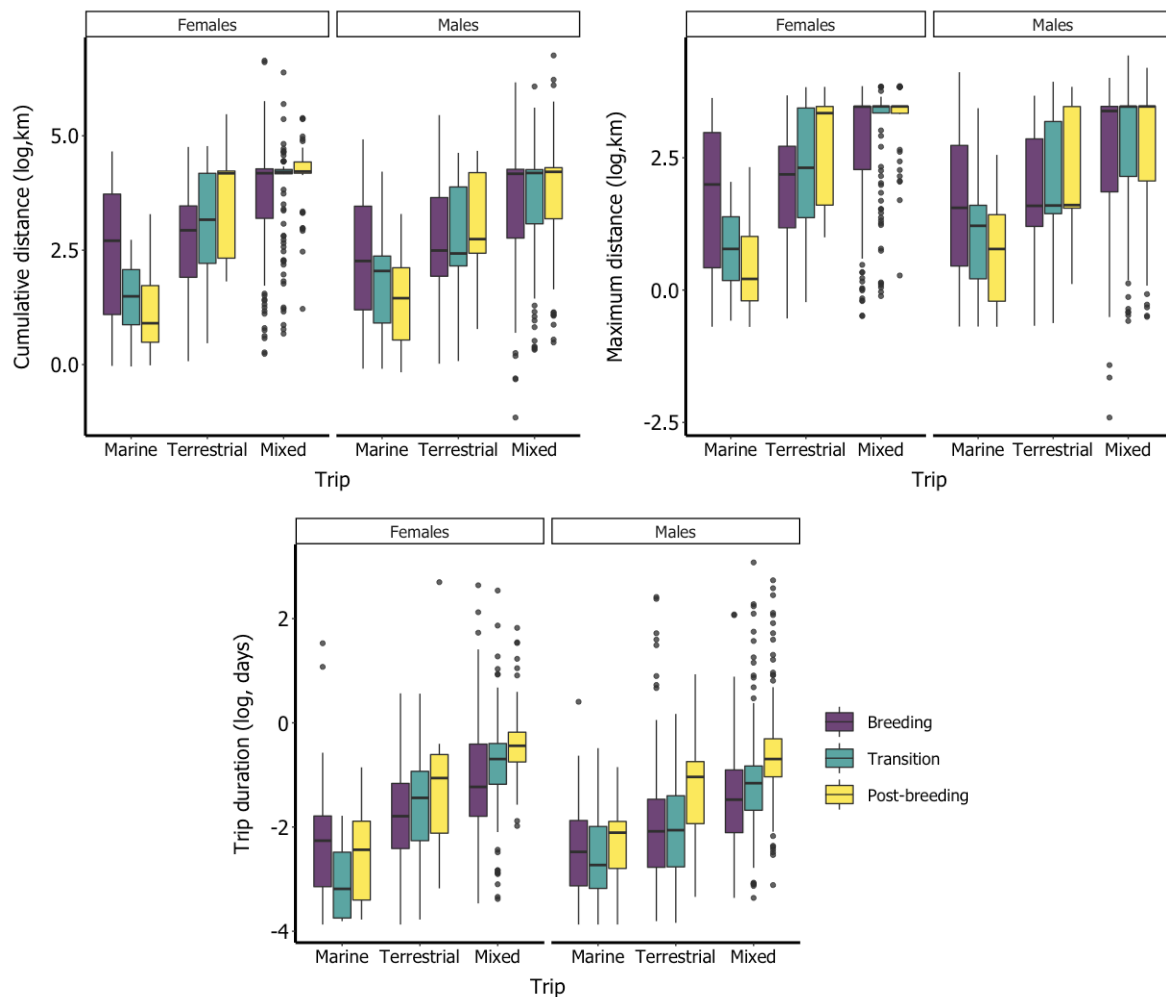


Fig. 3. Boxplots representing the total and the maximum distance, as well as the trip duration in relation to period and habitats. Mixed trips are those in which some GPS locations were observed in the sea and others in mainland (terrestrial) habitats.

DISCUSSION

Using data on GPS-tracked adult yellow-legged gulls, we detected a relatively small use of the marine habitat compared to other habitat types, including landfills, urban areas or meadows. On average, 19% of the foraging trips were marine, (range: 0% to ca. 50%), whereas other yellow-legged gull populations make considerably more marine trips (e.g., in Portugal ranging between ca. 60% to nearly 100%; Mendes *et al.* 2018). Such differences clearly respond to the high adaptability of this species to exploit those resources which would be more abundant at a local scale level (Ramos *et al.* 2009; Romero *et al.* 2019). Interestingly, our yellow-legged gull population showed a relatively high dependence on marine prey (roughly 40% of adults' diet; Zorrozuza *et al.* 2020a), a percentage remarkably higher than the one referring to marine trips. When looking at the habitat use results, we obtained a higher relative number of locations at the sea than in harbours, which would entail a higher consumption of fish discards offshore compared to harbours. However, it remains unknown to us in which habitat types (offshore vs. harbours) gulls might be more efficient at foraging (in terms of food intake rate by foraging time invested in a habitat), so we cannot make a direct link between the habitat use and the contribution of a given type of prey in diet. Furthermore, note that we considered in this work all positions, including those of birds in flight, feeding or resting. Removing those of birds in flight is a possibility (Méndez *et al.* 2020), but in this case we would lose lots of data of individual birds following fishing vessels (i.e., actively foraging at the sea), thus creating an underrepresentation of the use of marine as compared to terrestrial resources. Therefore, it remains still unknown to what extent the fish prey consumed by this population were obtained mostly at the sea or in the harbours.

This is the first study aiming to test the spatial overlap between the fishing activity and the foraging patterns of a resident, breeding seabird species within the Bay of Biscay. In contrast to other gull populations breeding in the Mediterranean that highly rely on fishing activity (Arcos *et al.* 2001; Martínez-Abraín *et al.* 2002), our breeding population showed a weak spatial overlap with fishing vessels. This suggests that the population breeding in the SE Bay of Biscay do not depend strongly on fishing, and hence they would obtain the fish they

eat either by active fishing at the sea or by exploiting the discards and eviscerates at harbours (N. Zorrozua pers. obs.), as argued before. Even whether the overlap analyses could be improved by changing the spatial grid (5x5 km) and the temporal window (± 1 h) used, as well as the recording frequency of the GPS (15-30 min), a low interaction of gulls with the vessels has been observed, contrasting with other gull populations in the Mediterranean or oceanic islands (Bécares *et al.* 2015; Romero *et al.* 2019), or even in the north-eastern Bay of Biscay (Depestele *et al.* 2016). As far as a bigger grid and temporal window are used, a higher overlap should be expected. Overall, therefore, we consider that our approach was conservative, covering reasonably wide geographic/temporal ranges (but see Sugishita *et al.* 2015), so it cannot be rejected that the overlap may have been even smaller than assessed in this analysis. In this framework, we must also have in mind that, overall, the percentage of marine trips was small, although we must note the high variability among individual birds (range: 0% to ca. 50%). Therefore, the EU policies towards the reduction of fish discards offshore, but not on fishery waste in the harbours, will probably affect in different ways to each gull population. According to our results the relatively low overlap between vessels and gulls may suggest that these policies would likely have a negligible effect on the yellow-legged gull population of the south-eastern Bay of Biscay.

We also detected a differential use of the habitat between the sexes: males foraged more at the sea and spent more time in the colony compared to females. Our previous studies revealed no differences in the trophic ecology between the two sexes (Zorrozua *et al.* 2020a), although it remained unknown whether sexes might show some kind of spatial segregation. The trophic ecology studies carried out until now are based on a methodological approach (stable isotopes) useful to disentangle main prey categories (Arizaga *et al.* 2013; Zorrozua *et al.* 2020a), though likely insufficient to detect small sex-dependent variation in the consumption of different prey or prey from different feeding habitats. Contrary to this result, evidence from other seabird species shows that sexual segregation in foraging patterns is common, but being relatively usual that females made longer foraging trips than males (Cleasby *et al.* 2015; Paiva *et al.* 2017; Kazama *et al.* 2018; but see Pinet *et al.* 2012). Ultimate causes explaining this segregation is attributed to sexual size dimorphism (Lewis *et al.* 2005), since it is found that body size influences foraging behaviour (Van Donk *et al.* 2020), though we must acknowledge that other explanations might be also considered. Regarding the lack

of differences between sexes on the overlap with fishing vessels, we cannot reject the possibility that the small overlap between gulls and fishing, added to the high variability among individuals, may have hidden a possible, small sex-dependent variation in foraging patterns related to fishing activity offshore.

Besides, we observed habitat use variation depending on the period. As expected, gulls spent more time in the colony in the breeding period. The increase in the use of the landfills and urban area after this period, can be explained by the gulls not being attached to the colony when the breeding finishes (due to breeding duties, such as incubation, chick attendance; Gaston 2004). Therefore, they are able to spend more time resting in different habitats and to exploit feeding sources in wider geographic areas (Ackerman *et al.* 2018), which is supported by the higher home range area used in the post-breeding period. In addition, we detected a higher use of the marine habitat in the breeding period, as well as a higher overlap with the fishing vessels. Although previously a higher consumption of marine prey has been observed in winter for this (Zorrozuza *et al.* 2020a) and other populations (Ramos *et al.* 2011), there are studies where chicks were fed with more fish compared to adults consumption (Moreno *et al.* 2010), which may explain the higher marine use in this period. However, in this population differences between age classes have not been detected before (Arizaga *et al.* 2013; Zorrozuza *et al.* 2020a).

From an ecosystem service perspective, our results may suggest that gulls have a minor, negligible impact on marine ecosystems as a species that removes fish discards, both in the sea and, probably, in fishing harbours. This is a service that, however, needs to be properly quantified. Besides, previous studies have found that seabirds consume more discards offshore in winter (Depestele *et al.* 2016), therefore, it would be interesting to study the overlap of this population with fishing activity in this season. Another unsolved question in this context is which consequences would a decrease of gull populations (expected if artificial food subsidies disappear) have at the ecosystem level, since gulls are top predators.

In conclusion, we found that a yellow-legged gull population breeding in southern European waters showed a small spatial overlap with fishing vessels, suggesting a low dependence on fishing discards produced offshore. Therefore, it seems that EU policies

aiming to reduce fishing discards will have a negligible impact on gull populations, which would then be more affected by management actions focused on other terrestrial feeding sources, such as landfills. Besides, determining the exploitation of fish remains in harbours may suggest whether policies should also be directed towards the remains produced in these sites, and not only the ones that occur offshore.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was partly funded by the Basque Government and the Gipuzkoa Administration. This last entity also authorised the captures and GPS-tracking of gulls. N.Z. benefited from a pre-doctoral fellowship from the Basque Government. I.G. work was funded by a grant from the Department of Economic Development and Infrastructures of the Basque Government. M.L. was funded by a Ramón y Cajal (RYC-2012-09897) postdoctoral contract of the Spanish Ministry of Economy, Industry and Competitiveness.

REFERENCES

- Ackerman, J. T., Peterson, S. H., Tsao, D. C., Takekawa, J. Y. 2018. California Gull (*Larus californicus*) Space Use and Timing of Movements in Relation to Landfills and Breeding Colonies. *Waterbirds*, 41: 384-400.
- Alonso, H., Almeida, A., Granadeiro, J. P., Catry, P. 2015. Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and conservation. *Eur. J. Wildl. Res.*, 61: 819—829. doi: 10.1007/s10344-015-0958-9.
- Akaike, H. 2011. Akaike's Information Criterion. In International Encyclopedia of Statistical Science (pp. 25-25). Springer Berlin Heidelberg.
- Arcos, J. M., Oro, D., Sol, D. 2001. Competition between the yellow-legged gull *Larus cachinnans* and Audouin's gull *Larus audouinii* associated with commercial fishing vessels: the influence of season and fishing fleet. *Mar. Biol.*, 139: 807–816.

- Arcos, J. M., Oro, D. 2002. Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 239: 209–220.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J.F., Mendiburu, A., Sanpera, C. 2011. High importance of fish prey in diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird*, 23: 1–6.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A. & Sanpera, C. 2013. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.*, 87-88: 19–25.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A. 2014. Tendencia poblacional en tres colonias de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 en Gipuzkoa: 2000-2013. *Munibe*, 62: 61–69.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J., Aldalur, A. 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Rev. Catalana d'Ornitol.* 25: 32–42.
- Arizaga, J., Laso, M., Zorrozuza, N., Delgado, S., Aldalur, A. & Herrero, A. 2017. Uso del espacio por adultos de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 durante el periodo reproductor: resultados preliminares en relación al uso de vertederos. *Munibe*, 65: 67–80.
- Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Villanúa, D., Alonso, D., Barbarin, J. M., Herrero, A., Lekuona, J. M., Rodríguez, R. 2018. Importance of artificial stopover sites through avian migration flyways: a landfill-based assessment with the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis*, 160: 542-553. doi:10.1111/ibi.12566.
- Auman, H. J., Meathrel, C. E., Richardson, A. 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body size of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds*, 31(1): 122–126.
- Avalos, M. R., Ramos, J. A., Soares, M., Ceia, F. R., Fagundes, A. I., Gouveia, C., Menezes, D., Paiva, V. H. 2017. Comparing the foraging strategies of a seabird predator when recovering from a drastic climatic event. *Marine Biology*, 164: 48.
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

- Bartumeus, F., Giuggioli, L., Louzao, M., Bretagnolle, V., Oro, D., Levin, S. A. 2010. Fishery discards impact on seabird movement patterns at regional scales. *Current Biology*, 20: 215–222.
- Bécares, J., García-Tarrasón, M., Villero, D., Bateman, S., Jover, L., García-Matarranz, V., Sanpera, C., Arcos, J. M. 2015. Modelling Terrestrial and Marine Foraging Habitats in Breeding Audouin's Gulls *Larus audouinii*: Timing Matters. *PLoS ONE* 10(4): e0120799.
- Bodey, T. W., Jessopp, M. J., Votier, A. C., Gerritsen, H. D., Cleasby, I. R., Hamer, K. C., Patrick, S. C., Wakefield, E. D., Bearhop, S. 2014. Seabird movement reveals the ecological footprint of fishing vessels. *Cur. Bio.*, 24: R514-R515.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. J., Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology*, 37: 369–385.
- Calenge, C. 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol. Model.* 197: 516–519.
- Cama, A., Abellana, R., Christel, I., Ferrer, X., Vieites, D. 2012. Living on predictability: modelling the density distribution of efficient foraging seabirds. *Ecography* 35: 912–921.
- Cleasby, I. R., Wakefield, E. D., Bodey, T. W., Davies, R. D., Patrick, S. C., Newton, J., Votier, S. C., Bearhop, S., Hamer, K. C. 2015. Sexual segregation in a wide-ranging marine predator is a consequence of habitat selection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 518: 1–12.
- Corman, A. M., Mendel, B., Voigt, C. C., Garthe, S. 2016. Varying foraging patterns in response to competition? A multicolony approach in a generalist seabird. *Ecol Evol.*, 6: 974–86.
- Coulson, J.C. 1963. The status of the Kittiwake in the British Isles. *Bird Study* 10: 147–179.
- Coulson, J.C., Coulson, B.A. 2009. Ecology and colonial structure of large gulls in an urban colony: investigations and management at Dumfries, SW Scotland. *Waterbirds* 32: 1–15.
- Coulson, J. C., Duncan, N., Thomas, C. 1982. Changes in the breeding biology of the herring gull (*Larus argentatus*) induced by reduction in the size and density of the colony. *Journal of Animal Ecology*, 51: 739–756.
- de la Casa-Resino, I., Hernandez-Moreno, D., Castellano, A., Perez-Lopez, M., Soler, F. 2014. Breeding near a landfill may influence blood metals (Cd, Pb, Hg, Fe, Zn) and metalloids (Se, As) in White Stork (*Ciconia ciconia*) nestlings. *Ecotoxicology*, 23: 1377–1386.

- Depestele, J., Rochet, M.-J., Dorémus, G., Laffargue, P., Stienen, E. W. M. 2016. Favorites and leftovers on the menu of scavenging seabirds: modelling spatiotemporal variation in discard consumption. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(9): 1446–1459.
- Duhem, C., P. Roche, E. Vidal, T., Tatoni. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Population Ecology*, 50:91–100.
- Egunez, A., Zorrozuza, N., Aldalur, A., Herrero, A., Arizaga, A. 2018. Local use of landfills by a yellow-legged gull population suggests distance-dependent resource exploitation. *J. Avian Biol.* 49: jav-01455. doi: 10.1111/jav.01455.
- European Commission 1999. European Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Off. J. L*, 282: 1–19.
- European Commission 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council. Establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). EC, Brussels.
- Gaston, A. 2004. *Seabirds. A natural history*. T & AD Poyser, London.
- Gilbert., N. I., Correia, R. A., Silva, J. P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P. W., Gill, J. A., Franco, A. M. A. 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov Ecol.* 4:7. doi: 10.1186/s40462-016-0070-0.
- Griffiths, R., Double, M. C., Orr, K., Dawson, R. J. G. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* 7: 1071–1075.
- Hidalgo-Mihart, M. G., Cantú-Salazar, L., López-González, C. A., Fernandez, E. C., González-Romero, A. 2004. Effect of a landfill on the home range and group size of coyotes (*Canis latrans*) in a tropical deciduous forest. *Journal of Zoology* 263: 55–63.
- Hintzen, N. T., Bastardie, F., Beare, D., Piet, G. J., Ulrich, C., Deporte, N., Egekvist, J., Degel, H. 2012. VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fisheries Research* 115–116: 31–43.
- Isaksson, N., Evans, T. J., Shamoun-Baranes, J., Åkesson, S. Land or sea? Foraging area choice during breeding by an omnivorous gull. *Mov. Ecol.* 4: 11. doi: 10.1186/s40462-016-0078-5.

- Karris, G., Ketsilis-Rinis, V., Kalogeropoulou, A., Xirouchakis, S., Machias, A., Maina, I., Kavadas, S. 2018. The use of demersal trawling discards as a food source for two scavenging seabird species: a case study of an eastern Mediterranean oligotrophic marine ecosystem. *Avian Res.*, 9: 26.
- Kazama, K., Nishizawa, B., Tsukamoto, S., Gonzalez, J. E., Kazama, M. T., Watanuki, Y. 2018. Male and female Black-tailed Gulls *Larus crassirostris* feed on the same prey species but use different feeding habitats. *J. Ornithol.*, 159: 923–934.
- Lewis, S., Schreiber, E. A., Daunt, F., Schenk, G. A., Orr, K., Adams, A., Wanless, S., Hamer, K. C. 2005. Sex-specific foraging behaviour in tropical boobies: does size matter? *Ibis*, 147: 408–414.
- Martínez-Abraín, A., Maestre, R., Oro, D. 2002. Demersal trawling waste as a food source for Western Mediterranean seabirds during the summer. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 529–537. doi:10.1006/jmsc.2001.1175.
- Mendes, R. F., Ramos, J. A., Paiva, V. H., Calado, J. G., Matos, D. M., Ceia, F. R. 2018. Foraging strategies of a generalist seabird species, the yellow-legged gull, from GPS tracking and stable isotope analyses. *Mar. Biol.*, 165: 168.
- Méndez, A., Montalvo, T., Aymí, R., Carmona, M., Figuerola, J., Navarro, J. 2020. Adapting to urban ecosystems: unravelling the foraging ecology of an opportunistic predator living in cities. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00995-3>.
- Molina, B., Bermejo, A. 2009. La gaviota patiamarilla: In: B. Molina (Ed.): Gaviotas reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo, pp. 50-111. SEO/BirdLife. Madrid.
- Olea, P. P., Baglione, V. 2008. Population trends of Rooks *Corvus frugilegus* in Spain and the importance of refuse tips. *Ibis*, 150:98–109.
- Oro, D., Bosch, M., Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137: 547–549.
- Oro, D., Jover, L., Ruiz, X. 1996. Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's gull *Larus audouinii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 139: 19–29.
- Oro, D., Martínez-Abraín, A. 2006. Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation* 10: 117–126.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S., Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from human. *Ecol. Lett.* 16: 1501–1514.

- Paiva, V. H., Pereira, J., Ceia, F. R., Ramos, J. A. 2017. Environmentally driven sexual segregation in a marine top predator. *Scientific Reports* 7: 2590.
- Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J. M., Jover, L., Sanpera, C., Tavecchia, G. 2015. Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol. Appl.* 25: 2228–2239.
- Pinet, P., Jaquemet, S., Phillips, R. A., Le Corre, M. 2012. Sex-specific foraging strategies throughout the breeding season in a tropical, sexually monomorphic small petrel. *Animal Behaviour* 83: 979–989.
- Plaza, J. I., Lambertucci, S. A. 2018. More massive but potentially less healthy: black vultures feeding in rubbish dumps differed in clinical and biochemical parameters with wild feeding birds. *PeerJ*, 6:e4645. doi: 10.7717/peerj.4645.
- QGIS Development Team. 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation, URL <http://qgis.osgeo.org>.
- R Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Ramos, R., Ramirez, F., Sanpera, C., Jover, L., Ruiz, X. 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150: 265–272.
- Ramos, R., Ramírez, F., Carrasco, J. L., Jover, L. 2011. Insights into the spatiotemporal component of feeding ecology: an isotopic approach for conservation management sciences. *Divers. Distrib.* 17: 338–349.
- Real, E., Oro, D., Martínez-Abraín, A., Igual, J. M., Bertolero, A., Bosch, M., Tavecchia, G. 2017. Predictable anthropogenic food subsidies, density-dependence and socio-economic factors influence breeding investment in a generalist seabird. *J. Avian Biol.* 48: 1462–1470.
- Romero, J., Catry, P., Menezes, D., Coelho, N., Silva, J. P., Granadeiro, J. P. 2019. A gull that scarcely ventures on the ocean: Yellow-legged Gulls *Larus michahellis atlantis* on the oceanic island of Madeira. *Ardeola*, 66: 101–112.
- Sanz-Aguilar, A., Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Minguéz, E., Oro, D. 2009. Evidence-based culling of a facultative predator: Efficacy and efficiency components. *Biological Conservation*, 142: 424-431.

- Schirmer, A., Herde, A., Eccard, J. A., Dammhahn, M. 2019. Individuals in space: personality-dependent space use, movement and microhabitat use facilitate individual spatial niche specialization. *Oecologia*, 189: 647–660.
- Shaffer, S. A., Cockerham, S., Warzybok, P., Bradley, R. W., Jahncle, J., Clatterbuck, C. A., Lucia, M., Jelincic, J. A., Cassell, A. L., Kelsey, E. C., Adams, J. 2017. Population-level plasticity in foraging behavior of western gulls (*Larus occidentalis*). *Mov. Ecol.*, 5: 27. <https://doi.org/10.1186/s40462-017-0118-9>.
- Sommerfeld, J., Mendel, B., Fock, H. O., Garthe, S. 2016. Combining bird-borne tracking and vessel monitoring system data to assess discard use by a scavenging marine predator, the lesser black-backed gull *Larus fuscus*. *Mar. Biol.*, 163: 116.
- Steigerwald, E. C., Igual, J.-M., Payo-Payo, A., Tavecchia, G. 2015. Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis* 157:439–448.
- Sugishita, J., Torres, L. G., Seddon, P. J. 2015. A new approach to study of seabird-fishery overlap: Connecting chick feeding with parental foraging and overlap with fishing vessels. *Global Ecology and Conservation* 4: 632–644.
- Valeiras, J. 2003. Attendance of scavenging seabirds at trawler discards off Galicia, Spain. *Scientia Marina*, 67(S2): 77–82.
- Van Donk, S., Shamoun-Baranes, J., Bouten, W., Van Der Meer, J., Camphuysen, K. C. J. 2020. Individual differences in foraging site fidelity are not related to time-activity budgets in Herring Gulls. *Ibis*. doi:10.1111/ibi.12697
- Vidal, E., Medail, F., Tatoni, T. 1998. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biod. Cons.*, 7: 1013-1026.
- Washburn, B. E., Bernhardt, G. E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R. B., Francoeur, L. C. 2013. Foraging Ecology of Four Gull Species at a Coastal–Urban Interface. *The Condor*, 115(1): 67–76. doi:10.1525/cond.2013.110185.
- Weiser, E. L., Powell, A. N. 2010. Does garbage in the diet improve reproductive output of Glaucous Gulls? *The Condor*, 112:530–538.
- Wittington, P. A., Martin, A. P., Klages, N. T. W. Status, distribution and conservation implications of the Kelp Gull (*Larus dominicanus vetula*) within the Eastern Cape region of South Africa. *Emu - Austral Ornithology*, 106(2): 127–139. doi:10.1071/mu05049.

Zorrozua, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L., Arizaga, J.

2020a. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*, 162: 50–62. doi:10.1111/ibi.12701.

Zorrozua, N., Egunez, A., Aldalur, A., Galarza, A., Diaz, B., Hidalgo, J., Jover, L., Sanpera, C.,

Castège, I., Arizaga, J. 2020b. Evaluating the effect of distance to different food subsidies on the trophic ecology of an opportunistic seabird species. *J. Zool.* doi:10.1111/jzo.12759.

SUPPORTING INFORMATION

Table S1. Information on different individuals tagged with a GPS: Id (Individual), Year, Colony, Sex, First data, Last data, N (Number of positions), % Mar (% Marine trips), % Ter (% Terrestrial trips) and % Mix (% Mixed trips).

| Id | Year | Colony | Sex | First data | Last data | N | %Mar | %Ter | %Mix |
|-------|------|---------|-----|------------|------------|------|-------|-------|-------|
| 17-02 | 2017 | Ulia | M | 17/05/2017 | 31/08/2017 | 1687 | 39.16 | 27.11 | 33.73 |
| 17-06 | 2017 | Ulia | M | 22/05/2017 | 30/08/2017 | 1344 | 11.43 | 40.00 | 48.57 |
| 17-08 | 2017 | Ulia | F | 25/05/2017 | 15/07/2017 | 1396 | 0.00 | 23.53 | 76.47 |
| 17-09 | 2017 | Ulia | F | 23/05/2017 | 12/07/2017 | 2255 | 24.07 | 24.07 | 51.85 |
| 17-11 | 2017 | Ulia | M | 13/06/2017 | 14/08/2017 | 1795 | 16.77 | 49.68 | 33.55 |
| 17-12 | 2017 | Getaria | F | 02/06/2017 | 22/06/2017 | 570 | 32.76 | 39.66 | 27.59 |
| 17-13 | 2017 | Getaria | M | 03/06/2017 | 13/08/2017 | 3128 | 49.38 | 15.63 | 35.00 |
| 17-14 | 2017 | Getaria | F | 02/06/2017 | 31/08/2017 | 3065 | 27.41 | 39.09 | 33.50 |
| 17-15 | 2017 | Getaria | M | 02/06/2017 | 31/08/2017 | 3620 | 35.56 | 25.19 | 39.26 |
| 18-01 | 2018 | Ulia | F | 21/05/2018 | 28/08/2018 | 2343 | 41.07 | 22.32 | 36.61 |
| 18-03 | 2018 | Ulia | M | 23/05/2018 | 01/09/2018 | 2298 | 18.58 | 39.82 | 41.59 |
| 18-04 | 2018 | Ulia | M | 23/05/2018 | 04/09/2018 | 2334 | 17.07 | 47.15 | 35.77 |
| 18-06 | 2018 | Ulia | F | 22/05/2018 | 30/09/2018 | 2598 | 17.31 | 45.51 | 37.18 |
| 18-07 | 2018 | Ulia | F | 02/06/2018 | 29/08/2018 | 2270 | 6.45 | 76.13 | 17.42 |
| 18-08 | 2018 | Ulia | F | 23/05/2018 | 23/07/2018 | 1762 | 4.88 | 64.63 | 30.49 |
| 18-09 | 2018 | Ulia | M | 23/05/2018 | 06/10/2018 | 1835 | 25.00 | 39.77 | 35.23 |
| 18-10 | 2018 | Ulia | M | 01/06/2018 | 13/08/2018 | 1824 | 7.47 | 67.24 | 25.29 |
| 18-11 | 2018 | Ulia | F | 06/06/2018 | 13/09/2018 | 1712 | 4.84 | 37.10 | 58.06 |
| 18-12 | 2018 | Ulia | M | 02/06/2018 | 17/09/2018 | 3898 | 28.48 | 30.91 | 40.61 |
| 18-13 | 2018 | Ulia | M | 02/06/2018 | 10/08/2018 | 1782 | 5.30 | 76.82 | 17.88 |
| 18-14 | 2018 | Ulia | F | 04/06/2018 | 11/10/2018 | 1620 | 1.59 | 58.73 | 39.68 |
| 18-16 | 2018 | Ulia | F | 03/06/2018 | 17/06/2018 | 151 | 5.88 | 70.59 | 23.53 |

Table S2. Information on habitat use of different individuals tagged with a GPS: Id (Individual), Year, Sex, % Col (% Colony), % Mea (% Meadow), % Lan (% Landfill), % Mar (% Marine), % Por (% Port), % Urb (% Urban), % Oth (% Others).

| Id | Year | Sex | % Col | % Mea | % Lan | % Mar | % Por | % Urb | % Oth |
|--------------|-------------|------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 17-02 | 2017 | M | 48.37 | 11.26 | 3.85 | 15.83 | 0.47 | 17.31 | 2.90 |
| 17-06 | 2017 | M | 16.00 | 14.14 | 7.37 | 11.09 | 4.61 | 33.26 | 13.54 |
| 17-08 | 2017 | F | 3.65 | 32.74 | 14.11 | 4.87 | 5.09 | 23.93 | 15.62 |
| 17-09 | 2017 | F | 37.96 | 14.15 | 22.13 | 7.76 | 3.19 | 7.10 | 7.72 |
| 17-11 | 2017 | M | 53.93 | 14.21 | 4.46 | 9.14 | 1.28 | 9.08 | 7.91 |
| 17-12 | 2017 | F | 69.30 | 4.56 | 0.00 | 14.56 | 10.88 | 0.00 | 0.70 |
| 17-13 | 2017 | M | 47.06 | 11.45 | 4.00 | 17.49 | 6.39 | 7.67 | 5.95 |
| 17-14 | 2017 | F | 49.20 | 14.68 | 0.82 | 5.68 | 3.00 | 12.59 | 14.03 |
| 17-15 | 2017 | M | 29.92 | 20.80 | 5.08 | 8.07 | 11.60 | 14.83 | 9.70 |
| 18-01 | 2018 | F | 42.89 | 8.02 | 27.49 | 10.63 | 0.13 | 6.70 | 4.14 |
| 18-03 | 2018 | M | 40.38 | 11.31 | 27.72 | 5.44 | 0.65 | 9.40 | 5.09 |
| 18-04 | 2018 | M | 61.65 | 13.88 | 10.80 | 5.10 | 0.00 | 3.30 | 5.27 |
| 18-06 | 2018 | F | 63.47 | 11.12 | 11.05 | 6.70 | 0.27 | 4.35 | 3.04 |
| 18-07 | 2018 | F | 45.51 | 11.89 | 8.06 | 4.85 | 0.18 | 24.14 | 5.37 |
| 18-08 | 2018 | F | 38.71 | 30.19 | 14.70 | 3.97 | 0.28 | 6.07 | 6.07 |
| 18-09 | 2018 | M | 59.02 | 7.63 | 11.55 | 9.70 | 0.82 | 6.98 | 4.31 |
| 18-10 | 2018 | M | 56.14 | 18.48 | 6.63 | 5.48 | 1.10 | 8.77 | 3.40 |
| 18-11 | 2018 | F | 23.36 | 24.71 | 31.13 | 5.61 | 2.51 | 5.55 | 7.13 |
| 18-12 | 2018 | M | 54.69 | 10.01 | 14.96 | 13.21 | 0.26 | 4.05 | 2.82 |
| 18-13 | 2018 | M | 58.19 | 17.73 | 5.84 | 2.92 | 0.39 | 9.09 | 5.84 |
| 18-14 | 2018 | F | 35.80 | 10.00 | 23.40 | 4.01 | 0.56 | 18.21 | 8.02 |
| 18-16 | 2018 | F | 55.63 | 13.91 | 5.30 | 5.30 | 0.00 | 9.27 | 10.60 |

Table S3. Ranking of the best models ($\Delta AICc < 2$), together with the global and null models, according to their small-sample size-corrected Akaike (AICc) values. Abbreviations: AICc, small sample size-corrected Akaike values; $\Delta AICc$, difference in AICc values in relation to the first model; *df*, degrees of freedom; Dev, deviance; r^2 , likelihood-ratio based R^2 . The global model included all the possible factors and the null one corresponds to a constant model.

| Models | AICc | $\Delta AICc$ | <i>df</i> | Dev | r^2 |
|--|--------|---------------|-----------|-------|-------|
| Kernel 50 | | | | | |
| 1. Colony + Period + Colony x Period | 185.3 | 0.00 | 8 | 166.4 | 0.413 |
| 2. Colony + Period + Year + Colony x Period | 187.1 | 1.78 | 9 | 165.4 | 0.423 |
| 3. Colony + Period + Sex + Colony x Period | 187.1 | 1.79 | 9 | 165.4 | 0.422 |
| Global | 193.4 | 8.09 | 12 | 162.6 | 0.449 |
| Null | 204.2 | 18.9 | 3 | 197.8 | 0.000 |
| Marine proportion in kernel 95 | | | | | |
| 1. Period + Sex | 5.5 | 0.00 | 6 | -8.2 | 0.424 |
| 2. Period | 6.5 | 1.00 | 5 | -4.7 | 0.389 |
| Global | 17.2 | 11.7 | 12 | -13.6 | 0.475 |
| Null | 21.6 | 16.1 | 3 | 15.2 | 0.145 |
| cumulative distance | | | | | |
| 1. Colony + Trip + Period + Sex + Trip x Period + Sex x Period + Trip x Sex | 7287.8 | 0.00 | 17 | 7254 | 0.336 |
| 2. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Sex x Period + Trip x Sex | 7288.4 | 0.60 | 18 | 7252 | 0.337 |
| 3. Colony + Trip + Period + Sex + Trip x Period + Sex x Period | 7288.8 | 0.99 | 15 | 7259 | 0.335 |
| 4. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Sex x Period | 7289.4 | 1.58 | 16 | 7257 | 0.335 |
| Global | 7291.2 | 3.4 | 20 | 7251 | 0.337 |
| Null | 7986.8 | 699 | 3 | 7981 | 0.105 |
| maximum distance | | | | | |
| 1. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Sex x Period + Trip x Sex | 7158.7 | 0.00 | 18 | 7122 | 0.317 |
| 2. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Sex x Period | 7160.6 | 1.93 | 16 | 7128 | 0.315 |
| Global | 7162.1 | 3.4 | 20 | 7122 | 0.317 |
| Null | 7757.3 | 598.6 | 3 | 7751 | 0.115 |
| trip duration | | | | | |
| 1. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Sex x Period + Trip x Sex | 6305.3 | 0.00 | 18 | 6269 | 0.383 |

| | | | | | |
|--|--------|-------|----|------|-------|
| 2. Colony + Trip + Period + Sex + Year + Trip x Period + Trip x Sex | 6305.7 | 0.45 | 16 | 6274 | 0.382 |
| Global | 6308.3 | 3.0 | 20 | 6268 | 0.383 |
| Null | 7133.7 | 828.4 | 3 | 7128 | 0.122 |
| overlap vessels - gulls | | | | | |
| 1. Dist.colony + Period | 1200.6 | 0.00 | 5 | 1161 | 0.117 |
| 2. Dist.colony + Period + Sex | 1200.9 | 0.31 | 6 | 1163 | 0.118 |
| 3. Dist.colony + Period + Year | 1201.9 | 1.33 | 6 | 1161 | 0.117 |
| 4. Dist.colony + Period + Sex + Year | 1202.3 | 1.75 | 7 | 1163 | 0.118 |
| Global | 1202.3 | 1.75 | 7 | 1163 | 0.118 |
| Null | 1303.6 | 103.0 | 2 | 1261 | 0.035 |

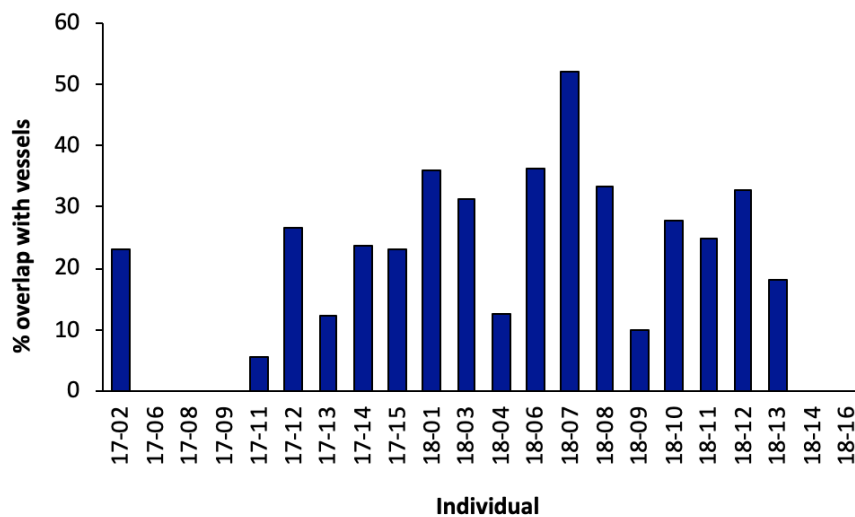


Fig. S1. Individual-based overlap between vessels and gulls in the south-eastern Bay of Biscay, during the months of May to August, of adults caught as breeders in 2017 and 2018. Only marine trips have been considered here.

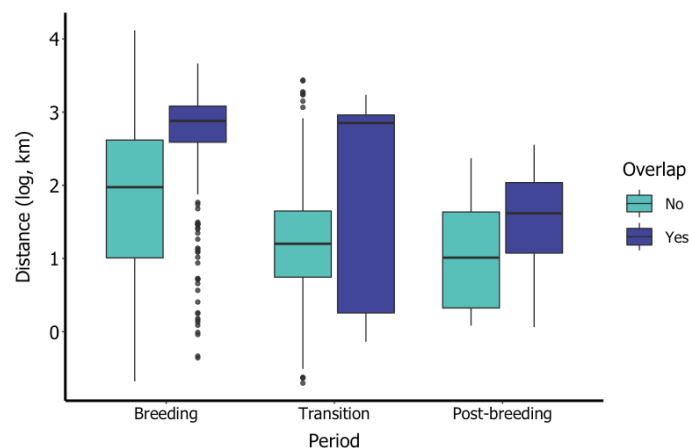


Fig. S2. Boxplots representing the distance to the colony depending on the overlap between gulls' and vessels and for the different periods. Only marine positions have been used for this purpose.

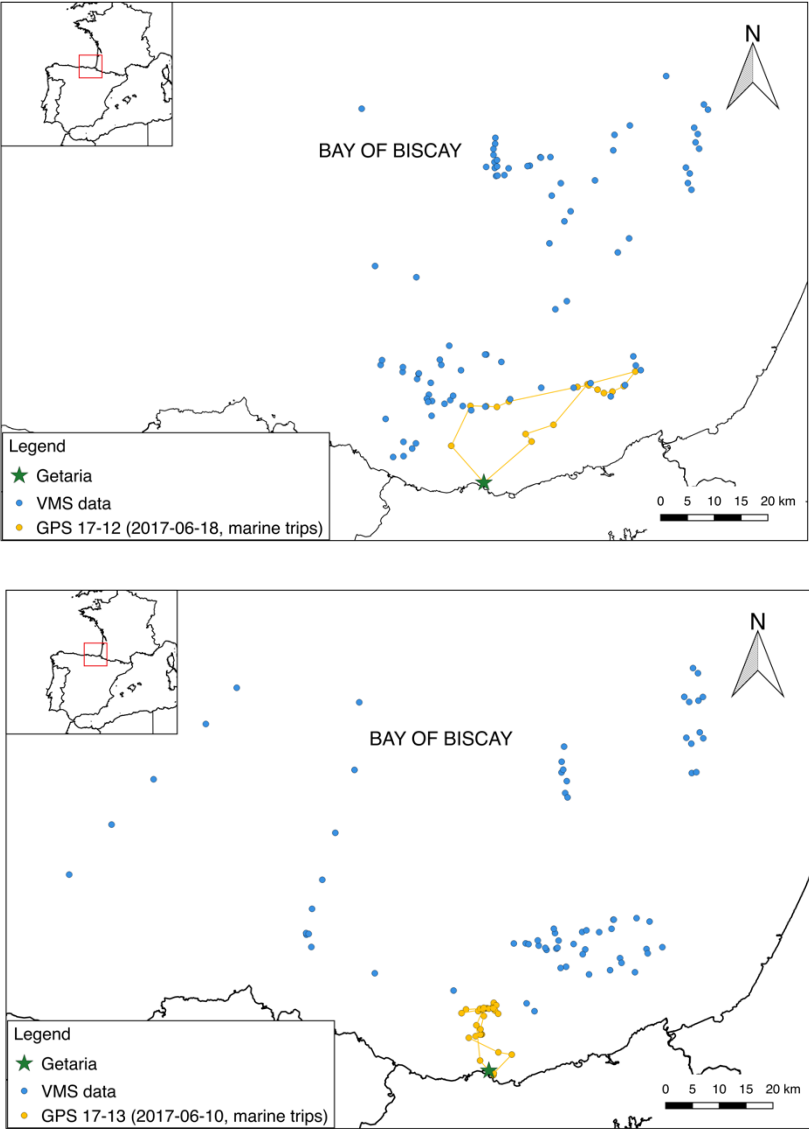


Fig. S3. Examples of gulls' marine trips and vessels' positions in the same temporal window (± 1 h).

12. Eguraldi txarrak kaio oportunistaren baten espazio-erabilera murrizten du

Hurrengo artikularen erreprodukzio bat da:

Zorroza, N., Delgado, S., Aldalur, A. & Arizaga, J. 2020. Adverse weather reduces the spatial use of an opportunistic gull. *Behaviour*, *in press*.



LABURPENA

Eguraldi aldaketen aurrean espezieek bakarka edo populazio gisa duten erantzuna aztertzea indarra hartzen ari den ikerketa arloa da, aldaketa globalak biodibertsitatean duen eragina kuantifikatzeko interes handiagoa dagoelako. Gure helburua izan zen baldintza meteorologikoen (bereziki muturreko eguraldi baldintzen) eragina aztertzea itsas-hegazti espezie jeneralista baten ugalketa garaiko jardueran. Horretarako, GPS bidez jarraituriko kaio hankahori (*Larus michahellis*) helduen datuak erabili genituen. Prezipitazioak eta haizeak eragin esanguratsua izan zuten espazioaren erabileran, bazkatzeko distantziak murriztuz, kaioak kolonia barruan denbora gehiago pasatzera behartuz eta habitataren erabileran aldaketa sustatuz. Eraitzen arabera, euriak eta haizeak eragiten zuten ugaltzen ari diren kaioek eguraldi onarekin ustiatutako eremu eta habitatak erabiltzeari uztea, eta horrek eragina izan zezakeen txiten elikagai hornikuntzan. Etorkizunean, prezipitazio eta muturreko egoera meteorologiko gehiago izango ditugula aurreikusiz, ikertu egin beharko da zein neurritan espazioaren erabilera murrizteak eragin negatiboak izan ditzakeen ugalketan eta, beraz, demografian.

Gako-hitzak: bazkatze-distantziak, euria, GPS, habitataren erabilera, haizea.

SARRERA

Eguraldi-aldaketen aurrean indibiduoek edo populazioek duten erantzuna ulertzeko nahia indarra hartzen ari da, gero eta interes handiagoa baitago aldaketa globalak biodibertsitatean duen eragina kuantifikatzeko (adib., Sillett *et al.* 2000, Sanz 2002, Haest *et al.* 2018). Ugalketa garaian, hegaztiak elikagaiak aurkitu behar ditu, ez bakarrik beretzat, baita bere bikotearentzat ere inkubazio-aldian zehar eta/edo ondorengoentzat arrautzak eklosionatu ondoren. Egoera horretan, eguraldi txarra erronka bat da, janaria topatzeko arrakastan eragiteaz gain (Finney *et al.* 1999, Pistorius *et al.* 2015, Chard *et al.* 2018), habien zainketa mugatzen baitu.

Euria da hegaztien portaeran eragiten duen faktore meteorologiko garrantzitsuenetako bat (Elkins 1983). Eragin hau zuzena izan daiteke, prezipitazioak, teorikoki, hegaztiak hegaldian energia gehiago inbertitzera behartuko baititu; izan ere, urak hegalean eta gorputzaren masa handitzerakoan airean egoteko energia-kostua igo (Haines & Luers 1983) eta erresistentzia aerodinamikoa handitzen da, hegaldiaren kontrolean eta maniobragarritasunean eraginez (Voigt *et al.* 2011). Ikerketa berriek, ordea, frogatu dute hegazti txikiak ere, hala nola kolibriak, gai direla nahiko ondo hegan egiteko euri-zaparrada mardulen azpian (Ortega-Jiménez & Dudley 2012). Taxon handienetan, itsas-hegazti gehienak bezala, prezipitazioak eragin txikiagoa izan dezake hegaldiaren errendimenduan (Gaston 2004). Hala ere, euriak zeharkako ondorioak izan ditzake hegaztiengan; adibidez, harrapakinen eskuragarritasunean edo harrapakinen bilaketa eta detekzioan (Sergio 2003). Izan ere, badirudi askotan hegaztiak denbora gehiago ematen dutela janaria bilatzen euria egiten duenean (Finney *et al.* 1999, Sergio 2003, Pistorius *et al.* 2015). Ugalketa garaian, janari bila aritzea arrautzen inkubazioarekin eta txiten zainketarekin uztartu beharko da. Prezipitazioak hainbat modutan eragin dezake ugalketa-arrakastan; esate baterako, prezipitazio-maila altuek txiten biziraupen aukerak gutxitzen dituzte (Kosicki 2011, Yannic *et al.* 2014), denboraldi lehor batek, berriz, gurasoen elikagai-hornidura zaildu dezake, eta, beraz, ugalketa-arrakasta gutxitu (Thyen & Becker 2006). Bitxia bada ere, ikusi zen euria ari zuzenean lurmuturreko zangek (*Morus capensis*) denbora gutxiago pasatzen zutela habietan (Pistorius *et al.* 2015). Hala ere, ikerketa gutxi egin dira aztertuz nola eragiten duen euriak ugalketa-sasoian zehar indibidualki jarraituriko hegaztien elikadura-errendimenduan, hauek beren habiak/txitak zaindu behar dituzten garaian.

Euriaz gain, haize bortitzak ere eragin nabarmena izan dezake hegaldiaren errendimenduan (Thorup *et al.* 2003, Erni *et al.* 2005, McLaren *et al.* 2012, Santos *et al.* 2020, Collins *et al.* 2020). Haize indartsuek, batez ere hegaldiaren norabidearen kontra edo albotik jotzen dutenean, mugitzeko energia gehiago inbertitzera behartzen dituzte hegaztiak. Hain zuzen horregatik, hegazti migratzaileek eskala bat egin ohi dute haize-baldintzak hegan egiteko egokiak ez direnean (Åkesson & Hedenstrom 2000, Danhardt & Lindström 2001, Barriocanal *et al.* 2002, Arizaga *et al.* 2011). Dena den, azterketa gutxi egin dira haizeak hegazti habiagileen erabilera espazialean duen eraginari buruz. Elikatze-eremu handiko hegaztietan, hala nola itsas hegazti askotan, esan daiteke haizearen baldintza nagusiek

eragina izango dutela euren ekologia espazialean; izan ere, hegazti hauek oreka aurkitu behar dute energia-kantitate handiak mugitzeko inbertitzearen eta beren burua eta txitak elikatzeko adina janari lortzearen artean.

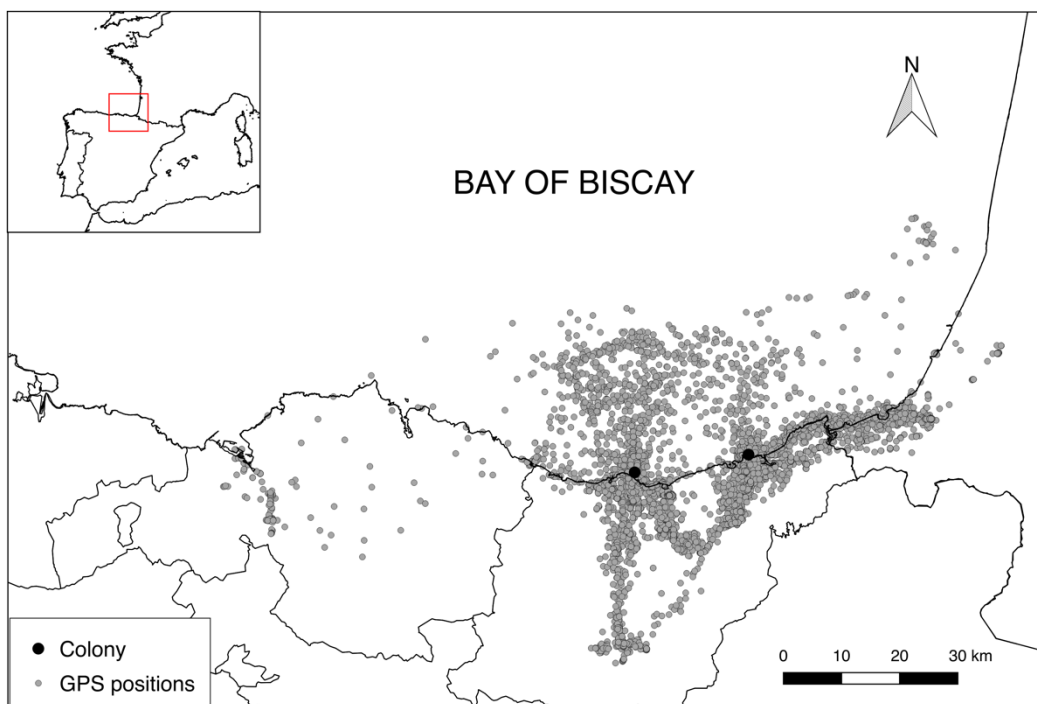
Klima-aldaketak hegaztiengan dituen ondorioei buruzko azterlanek gain (adib., Crick 2004, Cox *et al.* 2019), nahiko arreta gutxi jarri zaie klimaren aldaketek eragiten dituen indibiduo mailako portaera-erantzunei (Buchholz *et al.* 2019). Ingurumenean gertatzen diren aldaketa azkarrei heldu eta haietara egokitzeko gaitasuna da (hau da, portaera-malgutasuna) gaur egungo berotze-prozesuari aurre egiteko espezieek duten erantzun nagusietako bat (Beever *et al.* 2017). Hori dela eta, portaera-malgutasuna populazio jakin baten tamainan eta banaketan izandako aldaketak nabarmenak izan baino lehen agertzen da (Beever *et al.* 2017). Hala ere, azpimarratu behar da klima-aldaketari emandako portaera-erantzunen mugak gutxi ezagutzen ditugula oraindik. Azterketa horiek funtsezkoak dira espezie/populazioek klima-aldaketarekiko duten erresilientzia ulertzeko eta, beraz, ebaluatzeko gure gaitasuna klima-aldaketak hegaztiengan duen eragina gutxitzeko ekintzak planifikatzeko. Hain zuzen, klima-aldaketak hegaztiengan duen eragina hobeto ulertu nahi bada, muturreko baldintza meteorologikoen eta baldintza espezifikoek efektuei buruzko ikerketa gehiago egin behar dira (Møller *et al.* 2004).

GPS bidez jarraituriko kaio hankahori (*Larus michahellis*) helduen datu-multzo bat erabiliz, euriak eta haizeak itsas hegazti honen jardueran duten eragina ikertu genuen. Aurretik egin diren ikerketetan oinarrituta, hipotesi hauek genituen: (1) kaioek denbora gehiago igaroko dute kolonian egun euritsuetan, habia/txitak zaindu behar dituztelako; (2) egun euritsuetan eta haize bortitzak dauden egunetan elikatzeko egingo diren bidaiak laburragoak izango dira.

MATERIAL ETA METODOAK

Ikertutako espeziea

Kaio hankahoria Bizkaiko Golkon (Iberiar-penintsularen iparraldean; xehetasun gehiago nahi izanez gero, ikusi 1. irudia) urte osoan zehar bertan bizi den kostako itsas hegazti bat da, eta harrapakin-sorta zabal batez elikatzen da; itsasokoak nahiz lurrekoak, zabortegetatik hartutako hondakinak barne (Arizaga *et al.* 2013, Zorrozueta *et al.* 2020a). Bazkatze-bidaia, hortaz, guztiz itsasokoak, guztiz lehorrekoak edo mistoak izan daitezke (Arizaga *et al.* 2018).



1. irudia. Lan honetan aztertutako bi kolonien kokapena Bizkaiko Golkoko hego-ekialdean (puntu beltzak) eta kaio hankahori ugaltzaileek erregistratutako GPS posizioak (puntu grisak).

Gure ikerketa ugalketa-garaian harrapatutako indibiduo helduak erabiliz egin genuen, Bizkaiko Golkoko hego-ekialdeko bi kolonia nagusitan: Ulia (43°20'N, 01°57'W) eta Getaria (43°18'N, 02°12'W) (1. irudia). Ulia eskualdeko koloniarik handiena da, gutxi gorabehera 660 bikote habiagile dituena; Getariak, berriz, 165 bikote habiagile inguru ditu (2017an; Zorrozueta *et al.* 2020b). Ugalketa-sasoia apirilean hasten da (arrautzak apirilaren bigarren eta

maiatzaren lehen hamabostaldien artean jartzen dira). Eklosioa maiatzaren bigarren hamabostaldian gertatzen da (helduak harrapatu ziren garaian) eta txito gehienek uztailaren erdialdea baino lehen hegari egiten dute.

Laginketa-protokoloa, GPS konfigurazioa eta datu-bilketa

2019ko maiatzean umaltzen ari ziren 17 kaio hankahori heldu harrapatu genituen: 9 Ulian eta 8 Getarian. Hegazti bakoitzari eraztun ofizial bat (metalezkoa) eta Darvic eraztun bat jarri zitzaion. Gainera, kaio bakoitzari GPS gailu bat jarri zitzaion (Wimbiteken Wimbi SF-25 modelo, Gipuzkoan fabrikatua), hegazti bakoitzaren neurria eskuz egindako Tefloizko arnes batean muntatua. GPS gailuek eguzki-panel bat zuten bateria kargatzeko eta 30 minutuan behin posizioak erregistratzen zituzten. Kaio bakoitzari barrualdeko lehenengo luma primarioa (P1) hartu zitzaion, DNA analisi bidez hegaztien sexua zehazteko. Lan hau Nafarroako Unibertsitatean egin zen.

Igeldoko estazio meteorologikoak (43°18'23"N, 2°2'28"W, iturria: AEMET, Trantsizio Ekologikoko Ministerioa, Espainia) eman zituen eguraldiari buruzko datuak (prezipitazioak eta haizearen abiaduraren eguneko batez besteko balioak). Zehazki, lan honetan 2019ko maiatzaren 1etik ekainaren 30era bitartean egunero bildutako euri kopuru osoa (mm) eta haizearen batez besteko abiadura (km/h) erabili genituen.

Datuak prozesatzea, analisi estatistikoak

Hegazti bakoitzarentzat, GPSak emandako datu (posizio) guztiak bidaietan multzokatu ziren, bidaia kolonian hasi eta amaituriko mugimendu bakoitzaren posizio-kopuru totala izanik; hau da, bidaiaren lehen eta azken posizioa kolonia izan zen. Koloniako kokapen moduan hartu ziren koloniaren erdigunetik kilometro bateko erradio baten barruan zeudenak. Datu meteorologikoak egunero jaso zirenez, egun bat baino gehiago iraun zuten bidaiak ezabatu genituen (%5). Bidai bakoitzean barne harturiko habitat-mota nagusia zehazteko, bidaia bakoitzeko GPSaren kokapen oro itsasoko edo itsasoz kanpokotzat sailkatu zen, Corine Land Cover (CLC 2012) erabiliz QGISen (QGIS Development Team 2009). Ondoren, bidaia bakoitza itsas bidaiatzat (bidaia bateko kokapen guztiak itsasoan zeudenean) edo

itsasoz kanpokotzat jo zen. Azken hori lehorreko bidaiez eta bidaia mistoz osatuta zegoen eta arrantza-portuko kokapenak barne hartzen zituen.

Hegazti eta bidaia bakoitzerako, beste lau aldagai kalkulatu genituen: bidaiaren kopurua eta iraupena (NT eta DT, hurrenez hurren), egindako distantzia maximoa (MD) eta bidaiaren distantzia metatuak (AD). Euriari dagokionez, lau aldagai hartu genituen kontuan: (1) *rain*, egun batean eginiko euri kopurua (mm-tan); (2) *rain.qual*, euriaren birkodifikazioa aldagai bitar (0/1) batean: euria/euririk ez (euria > 2 mm); (3) *rain10*, euriaren birkodifikazioa aldagai bitar batean: kasu honetan, datuak bereizi egin genituen eguneko euria ≥ 10 mm eta euririk gabeko edo < 10 mm egunen artean; (4) *rain.semi*, euriaren birkodifikazioa aldagai erdi-kuantitatibo batean, hiru faktore finkorekin: euri-balioak ≥ 10 mm-koak diren egunak, 2 mm-tik 10 mm-ra bitarteko euri-balioak dituzten egunak, eta euri-balioak < 2 mm-koak diren egunak. < 2mm-ko prezipitazio-balioak ez ziren kontuan hartu baxuegiak zirelako. Izan ere, baliteke lanbroa hodi barruan kondentsatzearen ondorio izatea; beraz, askotan gomendatzen den moduan, euririk gabeko egun gisa sailkatu ziren (Schaub *et al.* 2004). Haizearen kasuan, aldagai bakarra hartu genuen kontuan, *wind*, haizearen eguneroko batez besteko abiadurari dagokiona.

Datuak bildu eta manipulatu ondoren, NT, DT, MD eta ADren Eredu Misto Lineal Orokortuak (GLMM) eraiki genituen, *rain*, *rain.qual*, *rain10*, *rain.semi*, *wind* eta sexua aldagai esplikatzaile gisa hartuta. Indibiduoaren ausazko faktore gisa hartu zen eta kokapen kopurua *offset* gisa. DT, MD eta AD ereduarentako bidaia-mota ere (itsasokoa/ez itsasokoa) faktore finko gisa sartu genuen. Distantzia-aldagaiei log-transformazioa egin zitzaien normaltasunera hobeto egokitze eta ereduaren gaindispertsioa murrizteko. GLMMak 'lmerTest' paketearekin exekutatu ziren (Kuznetsova *et al.* 2017) R-n (R Core Team 2014). Euriaren eta haizearen balioen arteko edozein lotura ere bilatu genuen, Pearson korrelazio-testa erabiliz.

Bigarrenik, euria egiten zuen egunetan edo euririk gabeko egunetan erabilera-eremuaren azaleraren (*home range area*) tamaina kalkulatu genuen. Horretarako posizioak eurirako zehaztutako parametro kualitatiboaren (*rain.qual*, *rain10* edo *rain.semi*) balioen arabera banatu ziren. Ondoren, %95eko Kernel poligono finkoak (KDE) erabiliz Erabilera-Banaketa (UD) zenbatetsi zen, horretarako 'adehabitatHR' paketea erabili zelarik (Calenge

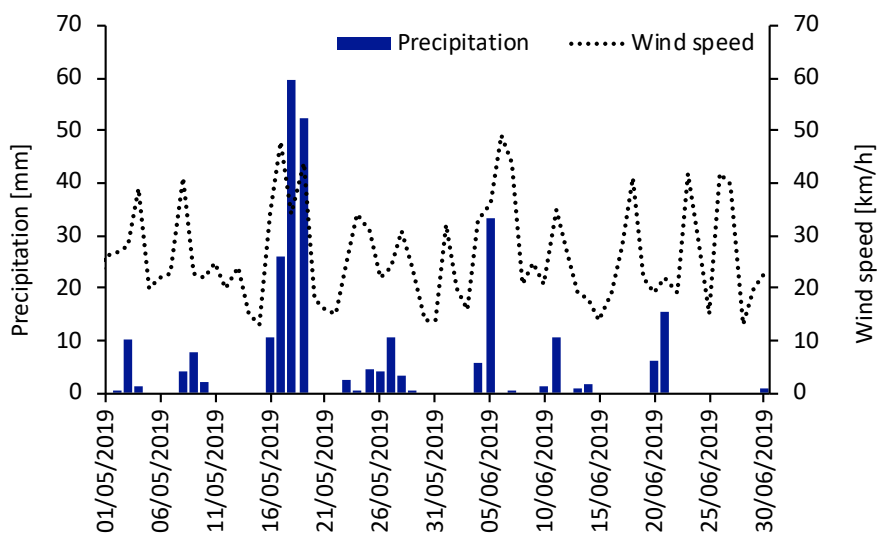
2006) R-n, erreferentziako 'href' banda-zabalerarekin. Beste behin ere, GLMMak egin ziren log-transformaturiko Kernel %95 objektu aldagai gisa ezarriz eta gainerako aldagai independente, zorizko eta offset aldagaiak aurretik deskribaturiko berak izanik.

Azkenik, itsas bidaien proportzioa egun euritsuen edo euririk gabeko egunen artean nola aldatzen zen konparatu genuen. Horretarako, eredu binomialak eraiki genituen bidaiamota menpeko aldagai gisa hartuz (itsasokoa/ez itsasokoa). Sexua eta euriaren faktoreak (euria aurretik azaldu bezala kodifikatua) faktore finko/koaldagai gisa gehitu ziren. Eguneko posizio-kopurua offset aldagai gisa gehitu zen, eta indibidua zorizko faktore gisa.

EMAITZAK

2019ko maiatzaren 1etik ekainaren 30era, prezipitazioa 278.1 mm-koa izan zen. 27 egunetan egin zuen euria (%44), horietatik 9 egunetan 10 mm baino gehiago bildu eta 229 mm euri metatu zirelarik (hau da, bi hilabeteetan eroritako euriaren %82) (2. irudia). Maiatzaren 18an eta 19an eta ekainaren 5ean euria gogotik egin zuen, eta hiru egun horietan guztira 30 mm-tik gorako balioak lortu ziren eguneko. Bi hilabeteko aldi berean, haizearen batez besteko abiadura (\pm SD) 26.2 ± 9.6 km/h izan zen, balio txikiena 13 km/h eta handiena 49 km/h izanik. Euriak eta haizeak korrelazio positiboa erakutsi zuten ($r = 0.42$, $P < 0.001$, 95% CI: 0.38-0.47).

Oro har, baliozko 1221 bidaiak lortu genituen (65 baztertu genituen egun bat baino gehiago iraun zutelako). Horietatik %35 egun euritsuetan (>2 mm) egin ziren. Bidaiaren batez besteko iraupena (\pm SE) 4.0 ± 3.6 ordukoa izan zen eta distantzia maximoa 12.4 ± 11.2 km-koa. Erabilera-eremuaren batez besteko azalera (*home range area*) 515 km² izan zen (95% CI = 232, 1147 km²).



2. irudia. Prezipitazio-kopurua eta haizearen eguneroko batez besteko abiadura Gipuzkoan (iturria: Igeldoko estazioa, AEMET), 2019ko maiatzaren hasieratik ekainaren bukaera arte.

Egun euritsuetan, euririk gabeko egunekin alderatuta, GPS bidez jarraituriko kaioek bidaia gutxiago egin zituzten, laburragoak zirenak denboran eta distantzian (1. taula). Efektu hori prezipitazio-maila baxuekin ere aurkitu zen (<10 mm) zenbait parametrotan (1. taula). Distantzia maximoa txikiagoa izan ohi zen haizearen abiadura handiagoa zen egunetan ere (1. taula). Sexuak ez zuen eragin esanguratsurik izan bidaien iraupenean, distantzian edo kopuruan (1. taula). Haizeari dagokionez, kaioak gutxiago mugitu ziren haize-abiadura handiagoko egunetan. Erabilera-eremuak ere modu esanguratsuan gutxitu ziren egun euritsuetan, baita euri gutxiko egunetan ere (1. taula).

Euriak ez zuen eraginik izan hegaztiak bidaia itsasora edo itsasotik kanpora egiteko duten probabilitatean, bai ordea haizearen parametroak (1. taula). Haize gehiagoko egunetan, kaioak gutxiago joan ohi ziren itsasora, eta lurreko portaera handiagoa erakutsi zuten. Proporzionalki arrek emeek baino itsas bidaia gehiago egiteko joera zutela ere hauteman genuen.

1. taula. Bizkaiko Golkoko hego-ekialdean, inkubazio eta umatze-aldian kaio hankahori helduen bazka-errendimenduan euririk eta haizeak duten eragina zehazteko egindako ereduaren beta-parametroen estimazioak (\pm SE eta hari lotutako P balioa) eta R^2 doitua (parentesian). Laburdurak: NT: bidaia-kopurua eguneko; DT: bidaien iraupena (minutuak); MD: eguneko distantzia maximoa (km); AD: eguneko bidaien distantzia metatua (km); K95: Kernel %95 azalera; MT: Itsas bidaia (bai / ez).

| | NT | DT | MD | AD | log(K95) | MT |
|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Rain</i> | ($R^2 = 0.275$) | ($R^2 = 0.278$) | ($R^2 = 0.282$) | ($R^2 = 0.282$) | | ($R^2 = 0.186$) |
| Euria | -0.04 ± 0.02 , $P = 0.093$ | -0.04 ± 0.01 , $P = 0.006$ | -0.04 ± 0.01 , $P = 0.004$ | -0.04 ± 0.01 , $P = 0.003$ | | -0.01 ± 0.01 , $P = 0.132$ |
| Haizea | -0.04 ± 0.03 , $P = 0.216$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.009$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.009$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.009$ | | -0.03 ± 0.01 , $P < 0.001$ |
| Sex(M) | 1.01 ± 2.07 , $P = 0.632$ | 0.53 ± 1.77 , $P = 0.769$ | 0.69 ± 1.77 , $P = 0.704$ | 0.66 ± 1.77 , $P = 0.715$ | | 0.67 ± 0.39 , $P = 0.082$ |
| Bidaia(Mar) | | 0.12 ± 0.58 , $P = 0.840$ | 0.09 ± 0.57 , $P = 0.874$ | 0.05 ± 0.57 , $P = 0.931$ | | |
| Sex(M) \times Bidaia(Mar) | | -0.52 ± 0.80 , $P = 0.518$ | -0.53 ± 0.80 , $P = 0.506$ | -0.52 ± 0.80 , $P = 0.518$ | | |
| <i>Rain.qual</i> | ($R^2 = 0.282$) | ($R^2 = 0.282$) | ($R^2 = 0.284$) | ($R^2 = 0.285$) | ($R^2 = 0.306$) | ($R^2 = 0.182$) |
| Euria | -1.75 ± 0.62 , $P = 0.005$ | -1.73 ± 0.37 , $P < 0.001$ | -1.69 ± 0.37 , $P < 0.001$ | -1.70 ± 0.37 , $P < 0.001$ | -2.18 ± 0.63 , $P < 0.001$ | 0.03 ± 0.16 , $P = 0.839$ |
| Haizea | -0.03 ± 0.03 , $P = 0.288$ | -0.04 ± 0.02 , $P = 0.015$ | -0.04 ± 0.02 , $P = 0.012$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.011$ | -0.03 ± 0.03 , $P = 0.290$ | -0.04 ± 0.01 , $P < 0.001$ |
| Sex(M) | 1.03 ± 2.07 , $P = 0.626$ | 0.60 ± 1.75 , $P = 0.739$ | 0.75 ± 1.75 , $P = 0.676$ | 0.72 ± 1.75 , $P = 0.686$ | 0.81 ± 2.24 , $P = 0.722$ | 0.67 ± 0.39 , $P = 0.084$ |
| Bidaia(Mar) | | 0.14 ± 0.58 , $P = 0.806$ | 0.12 ± 0.57 , $P = 0.837$ | 0.08 ± 0.57 , $P = 0.894$ | | |
| Sex(M) \times Bidaia(Mar) | | -0.47 ± 0.80 , $P = 0.553$ | -0.48 ± 0.79 , $P = 0.544$ | -0.47 ± 0.79 , $P = 0.557$ | | |
| <i>Rain10</i> | ($R^2 = 0.275$) | ($R^2 = 0.273$) | ($R^2 = 0.276$) | ($R^2 = 0.277$) | ($R^2 = 0.296$) | ($R^2 = 0.183$) |
| Euria | -1.37 ± 0.78 , $P = 0.080$ | -1.00 ± 0.47 , $P = 0.035$ | -1.09 ± 0.47 , $P = 0.021$ | -1.09 ± 0.47 , $P = 0.021$ | -1.73 ± 0.80 , $P = 0.032$ | -0.21 ± 0.21 , $P = 0.327$ |
| Haizea | -0.04 ± 0.03 , $P = 0.198$ | -0.06 ± 0.02 , $P = 0.002$ | -0.06 ± 0.02 , $P = 0.002$ | -0.06 ± 0.02 , $P = 0.002$ | -0.04 ± 0.03 , $P = 0.172$ | -0.03 ± 0.01 , $P < 0.001$ |
| Sex(M) | 1.01 ± 2.07 , $P = 0.633$ | 0.51 ± 1.76 , $P = 0.775$ | 0.66 ± 1.75 , $P = 0.710$ | 0.64 ± 1.75 , $P = 0.721$ | 0.76 ± 2.23 , $P = 0.740$ | 0.67 ± 0.39 , $P = 0.082$ |
| Bidaia(Mar) | | 0.10 ± 0.58 , $P = 0.860$ | 0.07 ± 0.57 , $P = 0.897$ | 0.03 ± 0.57 , $P = 0.954$ | | |
| Sex(M) \times Bidaia(Mar) | | -0.44 ± 0.81 , $P = 0.581$ | -0.45 ± 0.80 , $P = 0.573$ | -0.43 ± 0.80 , $P = 0.586$ | | |
| <i>Rain.semi</i> | ($R^2 = 0.282$) | ($R^2 = 0.282$) | ($R^2 = 0.284$) | ($R^2 = 0.285$) | ($R^2 = 0.306$) | ($R^2 = 0.184$) |
| Euria(2-10) | -1.74 ± 0.78 , $P = 0.026$ | -1.92 ± 0.46 , $P < 0.001$ | -1.80 ± 0.45 , $P < 0.001$ | -1.81 ± 0.45 , $P < 0.001$ | -2.18 ± 0.80 , $P = 0.007$ | 0.16 ± 0.19 , $P = 0.381$ |
| Euria(>10) | -1.76 ± 0.80 , $P = 0.028$ | -1.51 ± 0.49 , $P = 0.002$ | -1.56 ± 0.48 , $P = 0.001$ | -1.57 ± 0.48 , $P = 0.001$ | -2.21 ± 0.82 , $P = 0.007$ | -0.16 ± 0.22 , $P = 0.470$ |
| Haizea | -0.03 ± 0.03 , $P = 0.303$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.011$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.011$ | -0.05 ± 0.02 , $P = 0.011$ | -0.03 ± 0.03 , $P = 0.287$ | -0.03 ± 0.01 , $P < 0.001$ |
| Sex(M) | 1.03 ± 2.07 , $P = 0.626$ | 0.60 ± 1.75 , $P = 0.735$ | 0.75 ± 1.74 , $P = 0.674$ | 0.72 ± 1.75 , $P = 0.684$ | 0.78 ± 2.24 , $P = 0.731$ | 0.66 ± 0.39 , $P = 0.085$ |
| Bidaia(Mar) | | 0.16 ± 0.58 , $P = 0.784$ | 0.13 ± 0.57 , $P = 0.824$ | 0.09 ± 0.57 , $P = 0.880$ | | |
| Sex(M) \times Bidaia(Mar) | | -0.49 ± 0.80 , $P = 0.543$ | -0.49 ± 0.79 , $P = 0.538$ | -0.47 ± 0.79 , $P = 0.551$ | | |

Erreferentzia balioak ($\beta = 0$): *Rain.qual*: euririk ez (euria = 0); *Rain10*: euria < 10 mm; *Rain.semi*: euririk ez (euria < 2 mm); *Sex*: Emea; *Trip*: ez-itsasokoa.

EZTABAIDA

Ikerketa hau lehenengoetarikoa da aztertzen parametro meteorologikoen kaio ugaltzaileen erabilera espazialean duten eragina, eta gai hau bera oro har hegaztietan aztertzen duten bakarretakoa ere bai (Sergio *et al.* 2003, Chard *et al.* 2017). Emaitzek itsas hegazti ugaltzaileen bazka-portaera hobeto ulertzen eta eragin potentzialak aurreratu lagunduko dute, bereziki klima-aldaketaren aurrean erantzuterakoan.

Euriak eta haizeak eragina izan zuten gure kaio ugaltzaileen populazioaren erabilera espazialean, bazka-bidaien iraupena eta distantzia murriztuz eta bidaia kopurua gutxituz; horrez gain, egun euritsuetan erabilera-eremu txikiagoak ustiatzen ziren. Aurkikuntza horiek guztiek adieraziko lukete baldintza euritsu eta haizetsuetan kaioek denbora gehiago eman behar dutela beren habiak zaintzen, arrautzak edo txitak babestuz. Zangekin eginiko ikerketa batean ikusi zen hegazti hauek bidaia luzeagoak egin zituztela nahiko baldintza euritsuetan (Pistorius *et al.* 2015), aldiz, euriak ugaltzen ari ziren kaio hankahoriak urrunago joatea eragozten zuela ikusi genuen. Euria eta haizea, beraz, faktore mugatzaileak direla dirudi ugaltzen ari diren kaioen bazka-ahalmenari dagokionez, ez baitituzte ustiatzen euririk edo haizerik gabeko egoeran eskura izango lituzketen elikadura-baliabide guztiak. Gainera, kaioek proportzionalki itsas bidaia gutxiago egin zituzten egun oso haizetsuetan, adieraziz haizeak itsas habitataren erabilera mugatu lezakeela. Euriak eta haizeak korrelazio positiboa izan zuten; izan ere, eskualdean egun euritsuak ipar-mendebaldeko haize bortitzekin batera izaten dira normalean (Puillat *et al.* 2006). Ipar-mendebaldeko ekaitz horien kopurua eta indarra handitzeak, beraz, eragina izan lezake espeziearentzat eskuragarri dauden bazka-habitatetako baten erabileran. Ereduek Europan Atlantikoko iparraldeko eta hegoaldeko eskualdeetan prezipitazioa handitu eta murriztuko dela aurreikusten dute, hurrenez hurren (Meaurio *et al.* 2017). Bizkaiko Golkoa, ordea, bi eskualdeen arteko trantsizio-eremu batean dago, eta, beraz, inguru honetarako iragarpen klimatikoak askoz ere zalantzarriagoak dira (Meaurio *et al.* 2017). Hala ere, euri-jasa handiak ohikoagoak bihurtzen badira, udaberrian erabilera-eremuaren azalera murriztea espero dezakegu, eta hori espezie horrek izan ditzakeen ugalketa-kostuekin lotuta ikertu beharko litzateke. Eguraldi txarrari aurre egiteko

bazka-patroien malgutasuna erabakigarria izan liteke klima-aldaketaren ondorioetara hobeto egokitzeko (Gilmour *et al.* 2018).

Egun haizetsuetan itsas bidaia gutxiago egin izana itsasoan elikagaiak bilatzeko zailtasun handiagoa izateari egotzi dakioke, edo baldintza meteorologikoen arabera harrapakinen eskuragarritasuna desberdina izan daitekeelako (Sergio 2003). Egindako distantzietan dagokienez, egun euritsu edo haizetsuetako distantzia laburragoen arrazoia ezezaguna da oraingoz. Hasiere batean, prezipitazioak ez luke eragin handirik izango hegazti handien hegaldi-errendimenduan (Gaston 2004). Ezin dugu ebaluatu gure emaitzak, baldintza euritsu edo haizetsuetan erabilera espazialaren aldaketa erakusten dutenak, euriak edo haizeak hegaldiaren errendimenduan duen eraginaren ondorio diren, edo erabilera espazialean eragina izan dezaketen beste alderdi batzuen ondorio diren, hala nola harrapakinen eskuragarritasunaren edo habiaren zainketaren ondorio.

Parametro meteorologikoen bazka-jardueran duten eraginaren bidez ondorioztatu genezake txiten elikagai hornikuntzan klimak izan ditzakeen ondorio potentzialak. Izan ere, txitei ematen zaien harrapakin kopuruan eta motan desberdintasunak egon daitezke euri/haize egunen eta euririk/haizerik gabeko egunen artean, edo euritsuak (edo haizetsuak) diren udaberrien eta lehorrigoen artean. Bereziki, gure emaitzek adierazten dute itsas jatorriko harrapakin gutxiago kontsumitzen dela baldintza meteorologiko okerragoetan. Beste harrapakin-mota batzuen aldean, hala nola zabortegietako hondakinak, arrainek energia gehiago eskaintzen dutela ikusi izan da (Annett & Pierotti 1999). Euriak eta haizeak, beraz, umatze-garaian dieta baldintzatu dezakete, eta eragina izan dezakete txiten egoera fisikoan; honek, era berean eta orain arte aztertu ez bada ere, eragina izan dezake txiten osasun-egoera eta biziraupenean. Ikuspuntu metodologiko batetik, klimak dietan duen efektu potentzial hau ikusirik, ekologia trofikoari buruzko azterketak egitean laginketa-urte bat baino gehiago hartu beharko lirateke kontuan, urteari lotutako alborapenak murriztu nahi badira.

Beraz, euriak eta haizeak kaio hankahoriaren umatze garaiko bazka-portaeran eragiten dute, haien erabilera espaziala murriztuz. Klima-aldaketako eszenatoki batean eta Bizkaiko Golkoan udaberri euritsuagoak izango ditugula aurreikusiz, litekeena da populazioak

erabilera-eremu txikiagoa ustiatzea, nahiz eta oraindik ez den ezagutzen portaera horren kostu potentziala (ugalketari dagokionez).

ESKER ONAK

Ikerketa hau Eusko Jaurlaritzak eta Gipuzkoako Foru Aldundiak finantzatu zuten; azken erakunde honek eman zituen kaioak eraztundu eta GPS gailuak jartzeko baimenak. Esperimentu guztiek gaur egun herrialdean indarrean dauden legeak betetzen dituzte. N. Zorrozuak Eusko Jaurlaritzaren beka bat jaso zuen. Espainiako Meteorologia Agentziak Igeldoko estazioaren datuak eman zituen (bereziki eskertzen dugu M. Martinek emandako laguntza).

BIBLIOGRAFIA

- Åkesson, S., and A. Hedenstrom. 2000. Wind selectivity of migratory flight departures in birds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 47:140-144.
- Annett, C. A. and R. Pierotti. 1999. Long-term reproductive output in Western Gulls: Consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology* 80:288-297.
- Arizaga, J., E. Belda, and E. Barba. 2011. Effect of fuel load, date, rain and wind on departure decisions of a migratory passerine. *Journal of Ornithology*:1-9.
- Arizaga, J., L. Jover, A. Aldalur, J. F. Cuadrado, A. Herrero, and C. Sanpera. 2013. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Marine Environmental Research* 87-88:19-25.
- Arizaga, J., N. Zorrozu, and A. Egunez. 2018. Between the land and sea: how yellow-legged gulls have changed their dependence on marine food in relation to landfill management. Pages 67-78 in H. Mikkola, editor. *Seabirds*. InTech Open.
- Barriocanal, C., D. Montserrat, and D. Robson. 2002. Influences of wind flow on stopover decisions: the case of the reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* in the Western Mediterranean. *International Journal of Biometeorology* 46:192-196.

- Beever, E. A., L. E. Hall, J. Varner, A. E. Loosen, J. B. Dunham, M. K. Gahl, F. A. Smith, and J. J. Lawler. 2017. Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15:299-308.
- Buchholz, R., J. D. Banusiewicz, S. Burgess, S. Crocker-Buta, L. Eveland and L. Fuller. 2019. Behavioural research priorities for the study of animal response to climate change. *Animal Behaviour* 150:127–137. doi: 10.1016/j.anbehav.2019.02.005.
- Calenge, C. 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197:516–519.
- Chard, M., J. Martin, K. French and R. E. Major. Rainfall events drive foraging choices by an urban coloniser. *Urban Ecosystems* 20:1285-1290.
- Chard, M., K. French, J. Martin, and R. E. Major. 2018. Rain drives foraging decisions of an urban exploiter. *Plos One* 13:e0194484-e0194484.
- Collins, P. M., J. A. Green, K. H. Elliott, P. J. A. Shaw, L. Chivers, S. A. Hatch, and L. G. Halsey. 2020. Coping with the commute: Behavioural responses to wind conditions in a foraging seabird. *Journal of Avian Biology* 51:. doi:10.1111/jav.02057.
- Cox, A. R., R. J. Robertson, A. Z. Lendvai, K. Everitt and F. Bonier. 2019. Rainy springs linked to poor nestling growth in a declining avian aerial insectivore (*Tachycineta bicolor*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286:20190018.
- Crick, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146: 48-56.
- Danhardt, J., and Å. Lindström. 2001. Optimal departure decisions of songbirds from an experimental stopover site and the significance of weather. *Animal Behaviour* 62:235-243.
- Elkins, N. 1983. *Weather and bird behaviour*. Poyser, London.
- Erni, B., F. Liechti, and B. Bruderer. 2005. The role of wind in passerine autumn migration between Europe and Africa. *Behavioral Ecology* 16:732-740.
- Finney, S. K., S. Wanless, and M. P. Harris. 1999. The effect of weather conditions on the feeding behaviour of a diving bird, the Common Guillemot *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology* 30:23-30.
- Gaston, A. 2004. *Seabirds. A natural history*. T & AD Poyser, London.
- Gilmour, M. E., J. A. Castillo-Guerrero, A. B. Fleishman, S. Hernández-Vázquez, H. S. Young, and S. A. Shaffer. 2018. Plasticity of foraging behaviors in response to diverse environmental conditions. *Ecosphere* 9(7):e02301.

- Haest, B., O. Hüppop, and F. Bairlein. 2018. The influence of weather on avian spring migration phenology: What, where and when? *Global Change Biology* 24:5769-5788.
- Haines, P., and J. Luers. 1983. Aerodynamic penalties of heavy rain on landing airplanes. *Journal of Aircraft* 20:111-119.
- Kosicki, J. Z. 2011. Effect of weather conditions on nestling survival in the White Stork *Ciconia ciconia* population. *Ethology Ecology & Evolution* 24:140–148.
- Kuznetsova, A., P. B. Brockhoff, and R. H. B. Christensen. 2017. ImerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software* 82:1-26.
- McLaren, J. D., J. Shamoun-Baranes, and W. Bouten. 2012. Wind selectivity and partial compensation for wind drift among nocturnally migrating passerines. *Behavioral Ecology* 23:1089-1101.
- Meaurio, M., A. Zabaleta, L. Boithias, A. M. Epelde, S. Sauvage, J-M. Sánchez-Pérez, R. Srinivasan and I. Antigüedad. 2017. Assessing the hydrological response from an ensemble of CMIP5 climate projections in the transition zone of the Atlantic region (Bay of Biscay). *Journal of Hydrology* 548:46-62.
- Møller, A. P., P. Berthold, and W. Fiedler. 2004. The Challenge of Future Research on Climate Change and Avian Biology. *Advances in Ecological Research*, Academic Press, 35:237-245,
- Öberg, M., D. Arlt, T. Pärt, A. T. Laugen, S. Eggers, and M. Low. 2015. Rainfall during parental care reduces reproductive and survival components of fitness in a passerine bird. *Ecology and Evolution* 5:345-356.
- Ortega-Jimenez, V. M., and R. Dudley. 2012. Flying in the rain: hovering performance of Anna's hummingbirds under varied precipitation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279:3996-4002.
- Pistorius, P. A., M. A. Hindell, Y. Tremblay, and G. M. Rishworth. 2015. Weathering a dynamic seascape: influences of wind and rain on a seabird's year-round activity budgets. *Plos One* 10:e0142623.
- Puillat, I., P. Lazure, A.-M. Jégou, L. Lampert, and P. Miller. 2006. Mesoscale hydrological variability induced by northwesterly wind on the French continental shelf of the Bay of Biscay. *Scientia Marina* 70S1: 15-26.
- QGIS Development Team. 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation, URL <http://qgis.osgeo.org>.

- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. ISBN 3-900051-07-0, Vienna, Austria.
- Santos, C. D., J. P. Silva, A.-R. Muñoz, A. Onrubia, and M. Wikelski. 2020. The gateway to Africa: What determines sea crossing performance of a migratory soaring bird at the Strait of Gibraltar? *Journal of Animal Ecology* 00:1-12. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13201>.
- Sanz, J. J. 2002. Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palaearctic. *Global Change Biology* 8:409-422.
- Schaub, M., F. Liechti, and L. Jenni. 2004. Departure of migrating European robins, *Erithacus rubecula*, from a stopover site in relation to wind and rain. *Animal Behaviour* 67:229-237.
- Schulz, U. H., L. Kruger, and M. V. Petry. 2014. Southern giant Petrel *Macronectes giganteus* nest attendance patterns under extreme weather conditions. *Zoological Science* 31:501-506.
- Sergio, F. 2003. From individual behaviour to population pattern: weather-dependent foraging and breeding performance in black kites. *Animal Behaviour* 66:1109-1117.
- Sillett, T. S., R. T. Holmes, and T. W. Sherry. 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 288:2040-2042.
- Thorup, K., T. Alerstam, M. Hake, and N. Kjellen. 2003. Bird orientation: compensation for wind drift in migrating raptors is age dependent. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 270:S8-S11.
- Thyen, S., and P. H. Becker. 2006. Effects of individual life-history traits and weather on reproductive output of Black-headed Gulls *Larus ridibundus* breeding in the Wadden Sea, 1991–97. *Bird Study* 53:132-141.
- Voigt, C. C., K. Schneeberger, S. L. Voigt-Heucke, and D. Lewanzik. 2011. Rain increases the energy cost of bat flight. *Biology Letters* 7:793-795.
- Yannic, G., A. Aebischer, B. Sabard and Olivier Gilg. 2014. Complete breeding failures in ivory gull following unusual rainy storms in North Greenland. *Polar Research* 33:22749.
- Zorrozua, N., A. Aldalur, A. Herrero, B. Diaz, S. Delgado, C. Sanpera, L. Jover, and J. Arizaga. 2020a. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis* 162:50-62.

Zorrozueta, N., A. Egunez, A. Aldalur, A. Galarza, B. Diaz, J. Hidalgo, L. Jover, C. Sanpera, I. Castège and J. Arizaga. 2020b. Evaluating the effect of distance to different food subsidies on the trophic ecology of an opportunistic seabird species. *Journal of Zoology* 311:45-55.

INFORMAZIO OSAGARRIA

S1 taula. Gps gailuak jarri zitzaizkien indibiduen ezaugarri nagusiak erakusten dira (kolonia, sexua, gps gailua ezarri zitzaizen data, datuak eman dituen azken eguna, kokapen kopurua). Gainera, indibiduo bakoitzak egindako bidai kopurua eta bidai mota bakoitzaren proportzioa (%) adierazten dira.

| Indibidua | Kolonia | Sexua | Ezartze data | Azken eguna datuekin | Kokapen kop. | Bidaien kop. | Itsas bidaien % | Lurreko bidaien % | Bidai mistoen % |
|-----------|---------|-------|--------------|----------------------|--------------|--------------|-----------------|-------------------|-----------------|
| 1900501 | Ulia | F | 09/05/2019 | 30/06/2019 | 952 | 43 | 13.95% | 34.88% | 51.16% |
| 1900502 | Getaria | F | 23/05/2019 | 30/06/2019 | 1597 | 48 | 29.17% | 39.58% | 31.25% |
| 1900503 | Ulia | M | 09/05/2019 | 30/06/2019 | 1748 | 66 | 22.73% | 54.55% | 22.73% |
| 1900504 | Ulia | M | 13/05/2019 | 30/06/2019 | 2287 | 78 | 28.21% | 42.31% | 29.49% |
| 1900505 | Ulia | M | 14/05/2019 | 30/06/2019 | 1624 | 87 | 20.69% | 62.07% | 17.24% |
| 1900506 | Ulia | F | 13/05/2019 | 31/05/2019 | 849 | 49 | 20.41% | 69.39% | 10.20% |
| 1900507 | Ulia | F | 13/05/2019 | 30/06/2019 | 2244 | 71 | 2.82% | 59.15% | 38.03% |
| 1900508 | Ulia | F | 14/05/2019 | 30/06/2019 | 2259 | 77 | 24.68% | 51.95% | 23.38% |
| 1900509 | Ulia | M | 15/05/2019 | 30/06/2019 | 2147 | 105 | 15.24% | 71.43% | 13.33% |
| 1900510 | Ulia | F | 14/05/2019 | 30/06/2019 | 2262 | 65 | 12.31% | 72.31% | 15.38% |
| 1900511 | Getaria | F | 15/05/2019 | 30/06/2019 | 2150 | 79 | 11.39% | 46.84% | 41.77% |
| 1900512 | Getaria | M | 16/05/2019 | 30/06/2019 | 2043 | 105 | 57.14% | 25.71% | 17.14% |
| 1900513 | Getaria | M | 15/05/2019 | 30/06/2019 | 2178 | 120 | 47.50% | 26.67% | 25.83% |
| 1900514 | Getaria | F | 15/05/2019 | 30/06/2019 | 2152 | 102 | 46.08% | 40.20% | 13.73% |
| 1900515 | Getaria | F | 21/05/2019 | 30/06/2019 | 1798 | 103 | 15.53% | 64.08% | 20.39% |
| PG1900501 | Getaria | M | 22/05/2019 | 30/05/2019 | 371 | 18 | 33.33% | 38.89% | 27.78% |
| PG1900502 | Getaria | F | 22/05/2019 | 30/06/2019 | 1874 | 70 | 24.29% | 35.71% | 40.00% |