

Mestrado en Biodiversidade Terrestre: Caracterización, Conservación e Xestión

Traballo de Fin de Mestrado

Modelización do hábitat reprodutor de *Charadrius alexandrinus* (Linnaeus, 1758) na costa de Galicia mediante imaxes de satélite

Modelización del hábitat reprodutor de *Charadrius alexandrinus* (Linnaeus, 1758) en la costa de Galicia mediante imágenes de satélite

Modeling the breeding habitat of *Charadrius alexandrinus* (Linnaeus, 1758) in Galician coast from satellite images



Nerea Novo Varela

Febreiro, 2022

Titores externos: Dr. Jesús Domínguez Conde e Dr. Adrián Regos Sanz

Titor académico: Dr. Pedro Manuel Galán Regalado

TRABALLO FIN DE MESTRADO

Don Jesús Domínguez Conde, Don Adrián Regos e Don Pedro Manuel Galán Regalado autorizan a presentación do Traballo de Fin de Mestrado “**Modelización do hábitat reprodutor de *Charadrius alexandrinus* (Linnaeus, 1758) na costa de Galicia mediante imaxes de satélite**”, presentado por Nerea Novo Varela para a súa defensa ante o tribunal cualificador.

DOMINGUEZ
CONDE
JESUS -
36046949S

Firmado digitalmente por
DOMINGUEZ CONDE JESUS -
36046949S
Nombre de reconocimiento (DN):
c=ES,
serialNumber=IDCES-36046949S,
givenName=JESUS, sn=DOMINGUEZ
CONDE, cn=DOMINGUEZ CONDE
JESUS - 36046949S
Fecha: 2022.02.08 08:37:41 +01'00'

REGOS SANZ
ADRIAN -
35309214M

Firmado digitalmente
por REGOS SANZ
ADRIAN - 35309214M
Fecha: 2022.02.08
09:55:39 +01'00'

Fdo.: Jesús Domínguez Conde

Fdo.: Adrián Regos Sanz

GALAN
REGALADO
PEDRO MANUEL
- DNI 32421026L

Firmado digitalmente por GALAN
REGALADO PEDRO MANUEL - DNI
32421026L
Nombre de reconocimiento (DN): c=ES,
o=UNIVERSIDAD DE A CORUÑA,
ou=CERTIFICADO ELECTRONICO DE
EMPLEADO PUBLICO, ou=BIOLOXIA,
ou=4620, serialNumber=IDCES-32421026L,
sn=GALAN REGALADO,
givenName=PEDRO MANUEL, cn=GALAN
REGALADO PEDRO MANUEL - DNI
32421026L
Fecha: 2022.02.08 20:00:18 +01'00'

Fdo.: Pedro Manuel Galán Regalado

En A Coruña, a 8 de febreiro de 2022

ÍNDICE

RESUMO	1
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	4
2. OBXECTIVO	6
3. MATERIAL E MÉTODOS	6
3.1. Especie e área de estudo.	6
3.2. Censo da poboación nidificante.	8
3.3. Datos de teledetección e variables ambientais.	9
3.4. Análise estatística.	11
4. RESULTADOS	12
4.1. Análise dos datos de nidificación	12
4.2. Variación espaciotemporal das variables explicativas.	14
4.3. Relación entre as variables ambientais e o número de parellas	15
5. DISCUSIÓN	16
6. A. CONCLUSIÓNS	19
B. CONCLUSIONES	20
C. CONCLUSIONS	20
7. BIBLIOGRAFÍA	21
ANEXOS	26



RESUMO

Os rápidos cambios ambientais que se están a producir a nivel global afectan de forma directa á distribución e abundancia das especies. Isto converte á conservación nun dos principais obxectivos da ecoloxía moderna. Detectar a tempo estes cambios é fundamental á hora de establecer medidas efectivas de conservación. A teledetección representa unha ferramenta imprescindible, pero aínda pouco desenvolvida, para o estudo a diferentes escalas espaciais e temporais, do hábitat reprodutor de especies ameazadas. Neste traballo modelizamos o hábitat reprodutor da píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*), a cal presenta tendencias poboacionais que indican un forte declive a curto prazo en España. A partir do arquivo histórico da misión Landsat, obtivéronse índices espectrais de vexetación e contido en auga que permitiron caracterizar anualmente cada praia de posible nidificación. Estas variables foron incluídas como preditores nun modelo lineal xeneralizado mixto, co obxectivo de explicar a variación especiotemporal no número de parellas da píllara das dunas en Galicia nun período de 22 anos (1999-2020). Os resultados confirman que as variables predictoras obtidas por teledetección, que caracterizan a vexetación, o contido en auga ou a reflectividade do solo, presentan unha alta capacidade explicativa da variación no número de parellas nidificantes de píllara das dunas na costa galega (R^2 marxinal = 0,5; R^2 condicional = 0,757). Das 11 variables non correlacionadas incluídas no modelo, 7 resultaron significativas, 4 fan referencia ao contido en auga (MSAVI_mean, NDWI_min, MNDWI_range e NDWI2_sd) e as 3 restantes están relacionadas co estado da vexetación e a diferenciación entre esta e o solo nu (MSAVI_mean, EVI_max e EVI2_max). Este traballo confirma a utilidade e o potencial da teledetección para modelizar as variacións espaciotemporais en parámetros chave da nidificación da píllara das dunas na costa de Galicia.

RESUMEN

Los rápidos cambios ambientales que se están produciendo a nivel global afectan de forma directa a la distribución y la abundancia de las especies. Esto convierte a la conservación en uno de los principales objetivos de la ecología moderna. Detectar a tiempo estos cambios es fundamental a la hora de establecer medidas eficaces para la conservación. La teledetección representa una herramienta imprescindible pero todavía poco desarrollada,



para el estudio a diferentes escalas espaciales y temporales, del hábitat reproductor de especies amenazadas. En este trabajo modelizamos el hábitat reproductor del chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), el cual presenta tendencias poblacionales que indican un fuerte declive a corto plazo en España. A partir del archivo histórico de Landsat, se obtuvieron índices espectrales de vegetación y contenido en agua que permitieron caracterizar anualmente cada playa de posible nidificación. Estas variables fueron incluidas como predictores en un modelo lineal generalizado mixto, con el objetivo de explicar la variación espaciotemporal en el número de parejas de chorlitejo patinegro en Galicia en un período de 22 años (1999-2020). Los resultados confirman que las variables predictoras obtenidas por teledetección, que caracterizan la vegetación, el contenido en agua o la reflectividad del suelo, presentan una alta capacidad explicativa de la variación en el número de parejas de chorlitejo patinegro en la costa gallega (R^2 marginal = 0,5; R^2 condicional = 0,757). De las 11 variables no correlacionadas incluidas en el modelo, 7 resultaron significativas, 4 hacen referencia al contenido en agua (MSAVI_mean, NDWI_min, MNDWI_range e NDWI2_sd) y las 3 restantes están relacionadas con el estado de la vegetación y la diferenciación entre esta y el suelo desnudo (MSAVI_mean, EVI_max e EVI2_max). Este trabajo confirma la utilidad y el potencial de la teledetección para modelizar las variaciones espaciotemporales en parámetros clave de la nidificación del chorlitejo patinegro en la costa de Galicia.

ABSTRACT

The rapid environmental changes taking place globally directly affect the distribution and abundance of species. This makes conservation one of the main objectives of modern ecology. Detecting these changes on time is essential when establishing effective measures for conservation. Remote sensing represents an essential but still underdeveloped tool for the study at different spatial and temporal scales of the reproductive habitat of threatened species. In this study we model the breeding habitat of the Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*), which shows population trends that indicate a strong short-term decline in Spain. From Landsat historical archive, spectral indices of vegetation and water content were obtained that allowed each beach of posible nesting to be characterized annually. These variables were included as predictors in a generalized linear mixed model, with the aim of explaining spatio-temporal variation in the number of pairs of Kentish Plover in Galicia over



a 22 years period (1999-2020). The results confirm that the predictor variables obtained by remote sensing, which characterize the vegetation, the water content or the soil reflectance, have a high explanatory capacity of the variation in the number of pairs of Kentish Plover on the Galician coast (marginal $R^2 = 0.5$; conditional $R^2 = 0.757$). Of the 11 uncorrelated variables included in the model, 7 resulted significant, 4 of them refer to the water content (MSAVI_mean, NDWI_min, MNDWI_range e NDWI2_sd) and the remaining 3 are related to the state of vegetation and the differentiation between it and the bare soil (MSAVI_mean, EVI_max e EVI2_max). This study confirms the usefulness and potential of remote sensing to model spatio-temporal variation in key parameters of Kentish Plover nesting on the Galician coast.

Palabras clave: *Charadrius alexandrinus*, teledetección, nidificación, GLMM.

Palabras clave: *Charadrius alexandrinus*, teledetección, nidificación, GLMM.

Key words: *Charadrius alexandrinus*, remote sensing, nesting, GLMM.



1. INTRODUCCIÓN

A conservación converteuse nun dos obxectivos principais da ecoloxía actual. Nas últimas décadas estase producindo unha acelerada fragmentación e destrución dos ecosistemas (Wang, 2010), así como o aumento das taxas de extinción de especies (Ceballos et al., 2015). É necesario detectar de forma temperá os cambios na biodiversidade e as presións ás que está sometida (Pettorelli et al., 2014a). Os sistemas costeiros e os humidais son especialmente vulnerables aos cambios ambientais (Cowell et al., 2003), o que afecta directamente ás especies presentes nos mesmos (Amezaga, Santamaría & Green, 2002).

Nos últimos 30 anos produciuse unha diminución importante en moitas poboacións reprodutoras de aves limícolas (Wilson et al., 2005). A píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*), selecciona como hábitat reprodutor praias expostas, con escasa cobertura vexetal, anidando preferentemente na fronte das praias e cordóns dunares (Vidal & Domínguez, 2013). En España, o 90% da poboación nidificante distribúese en zonas costeiras, polo que as praias representan un importante hábitat natural para a reprodución da especie. A tendencia da poboación nidificante europea é de estabilidade ou de lixeiro declive (Bronshov & Keller, 2020; Staneva & Burfield, 2017). Estímase unha poboación reprodutora de 5.000-6.000 parellas para España (Amat, 2016) e de 1.000-1.500 parellas para Portugal (Birdlife International, 2015), conservándose en Galicia a única poboación nidificante no norte peninsular (Figuerola & Amat, 2003). En España, a información máis recente sinala a longo prazo unha tendencia de moderado declive ($p < 0,01$), cunha porcentaxe de cambio de -80,8% en 2020 respecto a 1989, e unha taxa de redución anual do -4,6%. A curto prazo, o descenso anual cífrase nun -6,3%, cunha porcentaxe de cambio do -63,5% entre 2007 e 2020, clasificando así a tendencia como de “Forte Declive” ($p < 0,01$), aínda que con diferencias entre Comunidades Autónomas (Gómez-Serrano et al., 2021). En Galicia, despois do derrame do Prestige, non se constataou mortalidade directa de adultos, pero producíronse cambios na distribución ao longo da costa, e algúns individuos reprodutores sufriron contaminación (Domínguez & Vidal, 2009). As principais ameazas descritas para a especie son a destrución dos hábitats de nidificación, o incremento de actividades recreativas e extractivas, o incremento da depredación e o cambio climático (Bronshov & Keller, 2020; Gómez-Serrano et al., 2021). Todos estes factores son os que implicaron a inclusión da especie como “Vulnerable” no Catálogo Galego de Especies Ameazadas (Decreto 88/2007 do 19 de abril) aprobándose posteriormente o seu Plan de Conservación (Decreto 9/2014, do



23 de xaneiro). Recentemente acadou a categoría de “En Peligro” no Libro Rojo de las Aves de España (Gómez-Serrano et al., 2021).

As técnicas de teledetección representan un conxunto de ferramentas que contribúen á obtención de información sobre o estado da biodiversidade, a diferentes escalas espaciais e temporais (Petorelli, Safi & Turner, 2014b). Os diferentes elementos do medio presentan unha resposta espectral característica, que posibilita o estudo de variacións temporais (Romero, 2016). Os datos derivados da teledetección proporcionan medicións continuas e estandarizadas de diversos factores bióticos e abióticos (Arenas-Castro et al., 2019) que inflúen na distribución e abundancia das especies, e na forma na que ocupan os hábitats (Turner et al., 2003). Son diversas as aplicacións ecolóxicas que poden resultar das técnicas de teledetección, como modelizar a distribución das especies (Buermann et al., 2008), apoiar os sistemas de seguemento da biodiversidade ou establecer plans de recuperación e conservación (Regos et al., 2020). As imaxes multiespectrais xeradas polos sensores contidos nas misións satelitais como Landsat, exhiben os cambios que se producen na cobertura terrestre (Petorelli et al., 2014a), a través de índices que caracterizan a vexetación, o contido en auga ou a temperatura superficial do solo (Gao, 1996). Os índices espectrais son combinacións de dúas ou máis bandas das imaxes obtidas por teledetección, e poden actuar como variables predictoras en modelos de distribución que sinalan a idoneidade do hábitat dunha especie (Ferrier & Guisan, 2006). Landsat ofrece imaxes espectrais de alta resolución dende 1974, constituindo o rexistro máis amplo da cobertura terrestre (Wulder et al., 2016).

A combinación entre datos obtidos en campo de diferentes parámetros ecolóxicos da especie e variables ambientais predictoras obtidas a partir de teledetección posibilitan a xeración de modelos que permiten apoiar o seguemento poboacional das especies e mellorar así a toma de decisións da súa xestión. As diferentes características ecolóxicas, reprodutivas e etolóxicas da pílara das dunas foron amplamente estudadas ao longo de todo o seu rango de distribución (Argüelles-Ticó et al., 2016; Fraga & Amat, 1996) mais o uso de ferramentas de teledetección continúa a ser escaso nos estudos de conservación para a meirande parte das especies, especialmente para as limícolas.

Existe por tanto, a necesidade de desenvolver un maior número de estudos que teñan en conta o elevado potencial da teledetección e a modelización de variables ambientais para mellorar a comprensión sobre a selección do hábitat por parte das especies.



2. OBXECTIVO

O obxectivo deste traballo é avaliar se as variables de teledetección obtidas a partir de imaxes derivadas do satélite Landsat permiten explicar as variacións na poboación nidificante local da píllara das dunas nas praias galegas, empregando o número de parellas reprodutoras como variable resposta.

En particular, explorouse a capacidade informativa do histórico de imaxes da misión Landsat sobre as variacións interanuais e espaciais nas condicións dos hábitats reprodutivos durante o periodo 1999-2020. Esperamos a axeitada caracterización dos hábitats durante o periodo de cría da especie, a través dalguna das variables ambientais obtidas a partir dos índices espectrais xerados mediante a combinación de bandas do satélite.

De forma secundaria realizouse unha análise dos datos obtidos nos censos da poboación nidificante da píllara das dunas entre 1999 e 2020, para ter máis información sobre a distribución da poboación reprodutora desta especie ao longo da costa galega.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Especie e área de estudo.

A píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*, L., 1758) pertencente á familia Charadriidae (Colwell & Haig, 2019), é unha limícola de pequeno tamaño, que acada entre 15-17,5 cm de lonxitude, facilmente identificable polo dorso pardo-grisáceo, zona ventral e collar brancos, e pico e patas de cor gris escuro. Esta ave amosa dimorfismo sexual; os machos, a diferenza das femias, presentan unha banda frontal negra, que non chega a acadar os ollos e outra banda lateral estreita, tamén negra, que vai dende a base do pico, atravesa os ollos, e chega ata as plumas cobertoras dos oídos (**Fig. 1**). As seccións de plumaxe que nos machos son negras, nas femias son de cor pardo-grisáceas (**Fig. 2**) (Amat, 2016).



Figura 1. Macho de *C. alexandrinus* na praia de Baldaio. Fonte: Propia.



Figura 2. Femia de *C. alexandrinus* na praia de Baldaio. Fonte: Propia.

Seleccionáronse un total de 35 praias de cría na costa galega (Domínguez & Vidal, 2008; Vidal & Domínguez, 2013), 31 delas localizadas na provincia da Coruña e as 4 restantes na de Pontevedra (Fig. 3 e Anexo I).

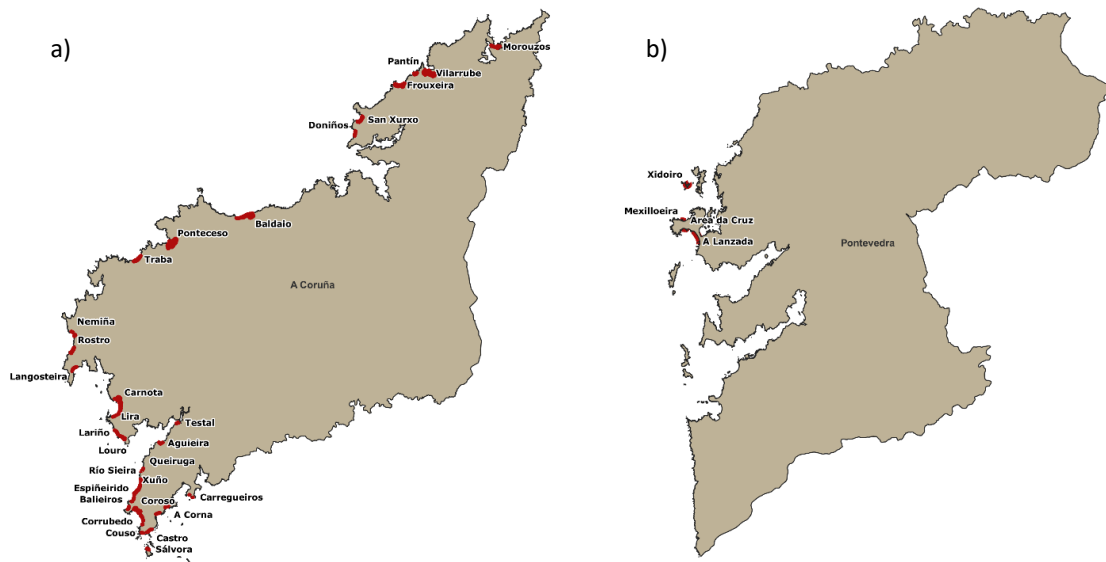


Figura 3. Localización da área de estudo. a) Praias localizadas na provincia da Coruña. b) Praias localizadas na provincia de Pontevedra.

Para a análise, as praias agrupáronse en 5 tramos de costa, denominados en diante como subzonas de reprodución (Táboa 1). Dado que as parellas de pílara das dunas poden criar en diferentes praias da mesma subzona en diferentes anos, estas poden considerarse como parte dunha estrutura metapoboacional. Deste xeito as subzonas de reprodución



delimitáronse tendo en conta características xeográficas e observacións realizadas durante a época de cría.

Táboa 1. Relación entre praias e subzonas de reprodución na área de estudo.

Subzona de reprodución	Praias
Costa Ártabra	Morouzos, Vilarrube, Pantín, Frouxeira, San Xurxo e Doniños
Bergantiños	Baldaio, Ponteceso e Traba
Costa da Morte	Nemiña, Rostro, Langosteira, Carnota, Lira, Lariño e Louro
Barbanza	Testal, Aguieira, Queiruga, Río Sieira, Xuño, Espiñeirido, Balieiros, Corrubedo, Couso, Aguiño, Castro, Coroso, Sálvora, A Corna e Carregueiros
Salnés	Xidoiro, Mexilloeira, Area da Cruz e A Lanzada

En conxunto, a zona caracterízase por presentar temperaturas medias anuais suaves (13-23°C), cun réxime medio de precipitacións elevado, que oscila entre os 1100-2300 mm (Rodríguez & Ramil-Rego, 2007). Porén, as diferentes subzonas de reprodución presentan características climáticas dispares (**Táboa 2**).

Táboa 2. Características climáticas da área de estudo. Datos referentes a precipitación media, temperatura media anual, réxime ombrotérmico e dominio climático (Cortizas & Alberti, 1999).

Subzona de reprodución	Precipitacións medias (mm)	Temperatura media anual (°C)	Réxime ombrotérmico	Dominio climático
Costa Ártabra	1700-1900	13-14	Subhúmido	Oceánico húmido
Bergantiños	1100-1300	14-15	Húmido	Oceánico húmido
Costa da Morte	1900-2100	16-17	Húmido	Oceánico hiperhúmido
Barbanza	1700-2300	16-23	Húmido	Oceánico húmido
Salnés	1500-1700	16-23	Moi húmido	Oceánico húmido

3.2. Censo da poboación nidificante.

Os datos relativos ao éxito reprodutivo da especie proveñen dun esforzo de mostraxe de 22 anos (dende 1999 ata 2020) (M. Vidal & J. Domínguez, datos propios), nos que se



registrou mediante contaxes, o número de parellas reprodutoras de píllara das dunas, en cada unha das 35 praias seleccionadas.

Realizáronse un mínimo de dúas prospeccións por praia, unha na primeira parte do ciclo reprodutivo (01 abril-15 maio) e outra na segunda (15 maio-30 xuño), cubrindo en cada unha delas a totalidade da costa galega. Sempre que foi posible, os censos fixéronse en días consecutivos, co fin de minimizar o risco de desprazamentos de exemplares entre localidades próximas. Cada censo foi efectuado por 1-2 observadores, consistindo nun percorrido pormenorizado do fronte de praia, cordón dunar e, de existir, intermareal asociado ao lagoon. Para cada exemplar observado anotouse posición, sexo, idade, e, de existir, código de marcase. Para a localización das aves empregáronse prismáticos e telescopios 20-60 x 80. Os niños achados durante as prospeccións foron posicionados mediante XPS (precisión ± 5 m). Para a asignación do número total de parellas por praia adoptouse como criterio considerar como tales aquelas constituídas por ambos individuos ou por femias solitarias, asumindo que o número de femias nidificantes foi aproximadamente equivalente ao número de parellas (de Souza et *al.*, 1996). Tomouse como número de parellas por praia o obtido no censo de maio, por ser este aparentemente o óptimo para a avaliación da especie en Galicia (de Souza et *al.*, 1995).

3.3. Datos de teledetección e variables ambientais.

As imaxes espectrais empregadas neste estudo son produto de tres misións satelitais: Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 OLI. Escolleuse unha imaxe para cada ano, acotando a selección dentro do periodo reprodutivo da especie (marzo a xullo), priorizando os meses nos que a dispoñibilidade de imaxes foi maior ao longo dos 22 anos de estudo, para reducir variacións derivadas da fenoloxía da vexetación (ver listado de imaxes seleccionadas no **Anexo II**). Tívoise en conta ademais a nubosidade presente sobre a costa galega, para diminuír as alteracións que estas poden provocar, seleccionando imaxes cunha proporción de nubes inferior a o 10%.

A selección das variables predictoras enfocouse nos factores bióticos e abióticos responsables da conformación dos hábitats de nidificación, tendo en conta elementos como a vexetación, o contido en auga ou a reflectancia do solo aereo (Gonçalves et *al.*, 2016). As variables extraéronse ao nivel de praia mediante o cálculo de medias (mean), máximos (max),



mínimos (min), rangos (range) e desviacións típicas (sd) dos píxeles de 30 metros en cada unha das praias para cada índice espectral. Calculáronse un total de 10 índices espectrais (Táboa 3), os cales son o resultado da combinación de diversas bandas de reflectancia das imaxes satelitais procedentes de Landsat. Desta forma xeráronse un total de 60 variables ambientais, que son o resultado do cálculo de media, máximo, mínimo, rango e desviación típica de cada un destes índices espectrais.

Táboa 3. Relación dos índices espectrais seleccionados para o estudo.

Nome do Índice	Siglas	Significado Ecolóxico	Referencia
Índice Normalizado Diferencial de Vexetación	NDVI	Reflexa o estado da vexetación.	Rouse et al., 1973
Índice de Vexetación Mellorado	EVI	Corrixe as interaccións entre a atmósfera e o solo	Liu & Huete, 1995
Índice Secundario de Vexetación Mellorado	EVI2	Corrixe as interaccións entre a atmósfera e o solo	Jiang et al., 2008
Índice de Vexetación do Solo Axustado	SAVI	Permite a diferenciación entre a vexetación e o fondo do solo	Richardson & Wiegand, 1977
Índice Modificado de Vexetación do Solo Axustado	MSAVI	Reduce a influencia do solo nu no SAVI	Baret et al., 1993
Índice Secundario Modificado de Vexetación do Solo Axustado	MSAVI2	Permite a análise do crecemento da vexetación, da erosión do solo, da desertificación	Richardson & Wiegand, 1977
Índice Normalizado Diferencial de Auga	NDWI	Define e monitoriza os cambios de contido en augas superficiais	Gao, 1996
Índice Secundario Normalizado Diferencial de Auga	NDWI2	Mide a cantidade de auga e o nivel de saturación de humidade do solo	Chen, Huang & Jackson, 2005



Índice Modificado Normalizado Diferencial de Auga	MNDWI	Reduce a información sobre terra construída e resalta a información sobre a auga	Han-Qiu, 2005
Tasseled Cap	Tasseled Cap	Estudia o patrón espacial do crecemento da vexetación incluíndo a reflectividade do fondo do solo	Kauth & Thomas, 1976

Para o procesamento das imaxes e a obtención dos índices espectrais empregáronse os paquetes R “RStoolbox”, “rgdal”, “sd” e “raster”. As imaxes procedentes de Landsat precisaron de corrección radiométrica mediante o método de Chávez (substracción de obxectos escuros) empregando a función ‘radcor’ do paquete R “RStoolbox”. A representación gráfica dos resultados obtidos realizouse co paquete R “ggplot” (R Core Team, R Foundation for Statistical Computing, Viena, AT).

3.4. Análise estatística.

Para a construción do modelo, a variable resposta seleccionada foi o número de parellas nidificantes, a cal está composta por conteos e non presenta distribución normal (p -valor = $2,2 \times 10^{16}$ no test de Shapiro-Wilk). Neste estudo dáse unha autocorrelación temporal ao mostrexar as mesmas praias todos os anos, ademais dunha agregación espacial das subzonas reprodutoras da especie, polo que se tiveron en conta dous factores random, que son as variables ‘ano’ e ‘subzona de reprodución’. Por tanto, dada a natureza da variable resposta e debido á existencia dos factores random, construíuse un modelo lineal xeneralizado mixto cunha función link de Poisson.

Por outra banda, levouse a cabo unha análise de multicolinealidade das 60 variables ambientais, para o que se creou unha matriz de correlación (**Anexo III**), eliminando aquelas variables ambientais que presentaron un coeficiente de correlación de Pearson superior ao 0,7, tanto se a relación foi positiva como negativa. Tamén se realizou unha análise VIF (Factor de Inflación da Varianza) que cuantifica o grao de multicolinealidade cunha análise de regresión de mínimos cadrados. Asumindo que un valor VIF superior a 7 indica alta multicolinealidade, a análise indicou que das 60 variables iniciais, 11 delas non presentan problemas de correlación (**Táboa 4**), polo que foron incluídas no modelo como preditores.



Táboa 4. Valores obtidos para a análise VIF, que indican as variables sen problemas de multicolinealidade.

Variable	VIF
MSAVI_mean	2,368672
NDWI2_mean	2,108488
EVI_max	2,121883
EVI2_max	3,158199
Tasseledcap_3_max	1,919303
NDWI_min	3,809183
NDWI2_min	2,702422
MNDWI_range	4,564436
EVI2_sd	2,233847
NDWI2_sd	3,175493
Tasseledcap_1_sd	2,923823

A construción do modelo lineal xeneralizado mixto realizouse coa función ‘glmer’ do paquete R “lme4” e a bondade de axuste de dito modelo examinouse co paquete R “arm” (R Core Team, R Foundation for Statistical Computing, Viena, AT).

4. RESULTADOS

4.1. Análise dos datos de nidificación

Os censos realizados entre 1999 e 2020 amosan unha media de 70 parellas de pílara por ano. Destaca 2012 como o ano con maior número de parellas dentro do rango de censo, detectándose un total de 97 parellas ao longo da costa da Coruña e Pontevedra. O ano con menor taxa de nidificación foi o 2000, no que se localizaron só 3 parellas no período de censo, dado que só se puido prospectar unha praia, a de Mexilloeira (Pontevedra).

Os datos obtidos nos censos exhiben unha alta variabilidade (**Fig. 4**), amosando un lixeiro incremento nos últimos anos, dándose os máximos entre os anos 2008 e 2012. O número de parellas presenta tendencia positiva, aínda que o coeficiente de determinación desta regresión lineal (R^2) é baixo, e explica unha baixa porción da variabilidade dos datos.

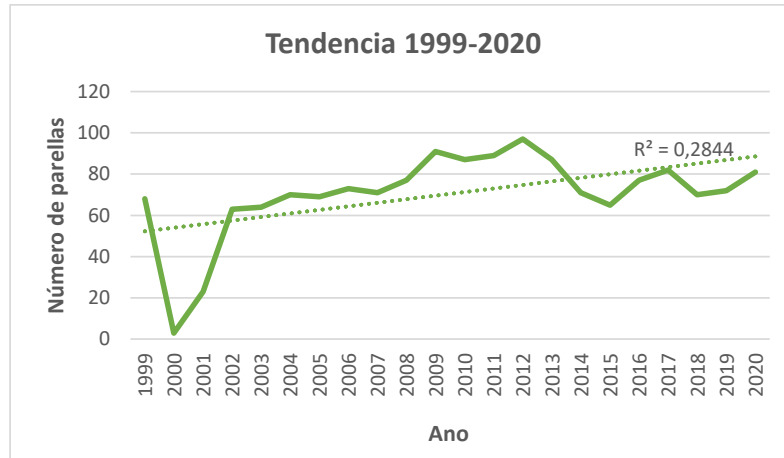


Figura 4. Tendencia da poboación nidificante entre 1999 e 2020.

Ao analizar o número medio de parellas en cada unha das praias (Fig. 5), a de Carnota semella ser a que presenta unha maior idoneidade para a nidificación da especie, xa que foi seleccionada de media por 14 parellas ao ano, seguida pola praia de Corrubedo, cunha media de 8 parellas por ano.

Son moitas as praias que aparentemente resultan menos axeitadas para a reprodución da píllara das dunas, xa que de media foron escollidas por só unha ou ningunha parella ao ano, sendo estas últimas as de Carregueiros, Couso, Sálvora, Morouzos, Pantín, Vilarrube, Langosteira, Lariño, Lira e Area da Cruz.

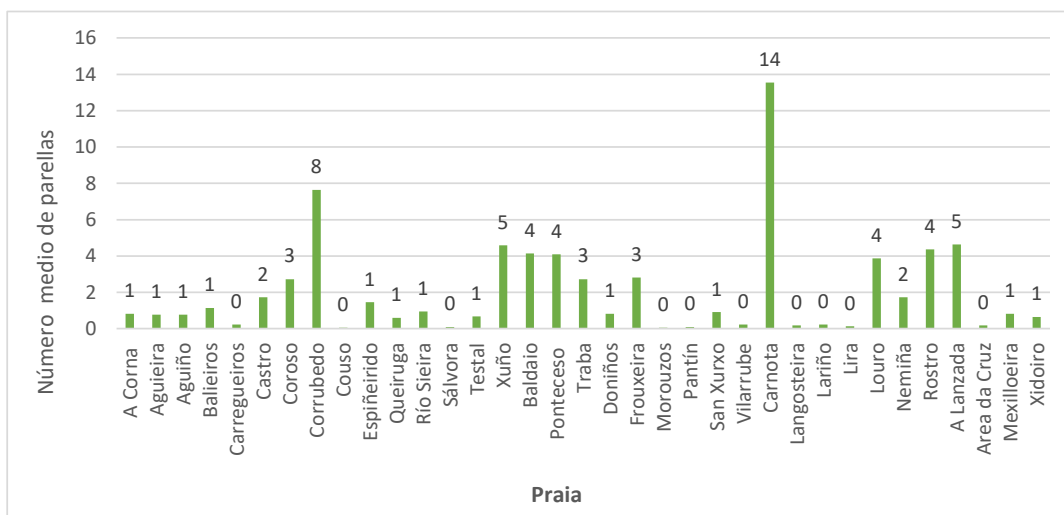


Figura 5. Número medio de parellas nidificantes por praia.

O número medio de parellas en relación á subzona de reprodución (Fig. 6), indica que as máis axeitadas para a nidificación son a Costa da Morte e o Barbanza, cunha media



de 24 parellas criando por ano. Así mesmo, as subzonas coa media de parellas máis baixa foron o Salnés e a Costa Ártabra, que albergaron de media por ano, 6 e 5 parellas respectivamente.

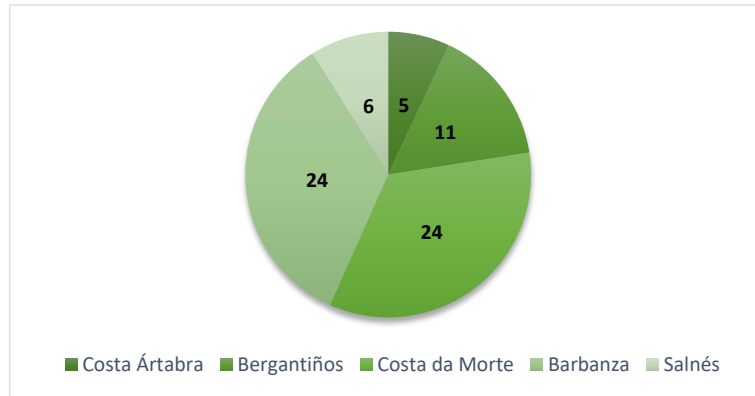


Figura 6. Número medio de parellas nidificantes por subzona de reprodución.

4.2. Variación espaciotemporal das variables explicativas

Se facemos unha comparación por subzonas reprodutoras, podemos discernir certas similitudes nos patróns que seguen os índices que presentan unha relación entre si, se os clasificamos tendo en conta o seu significado ecolóxico. Deste xeito, os índices relacionados co estado da vexetación (EVI, EVI2 e NDVI) seguen tendencias similares ao longo dos anos nas mesmas subzonas de reprodución, aínda que con patróns dominantes por parte dunha delas. Por exemplo, para o EVI e o EVI 2, destaca o Barbanza (en granate) cos niveis máis elevados, agás nalgúns periodos (2010-2015) nos que é superado pola Costa da Morte (en verde) (Fig. 7). Ocorre o mesmo cos índices que establecen unha relación entre o estado da vexetación e a reflectancia do solo (SAVI, MSAVI, MSAVI2) a excepción do Tasseled Cap en cada un dos seus compoñentes (Brightness, Greeness e Wetness) o cal presenta patróns anómalos. Porén os índices asociados ao contido en auga (MNDWI, NDWI e NDWI2) presentan unha maior variabilidade entre subzonas reprodutoras e anos, presentando tendencias non semellantes.

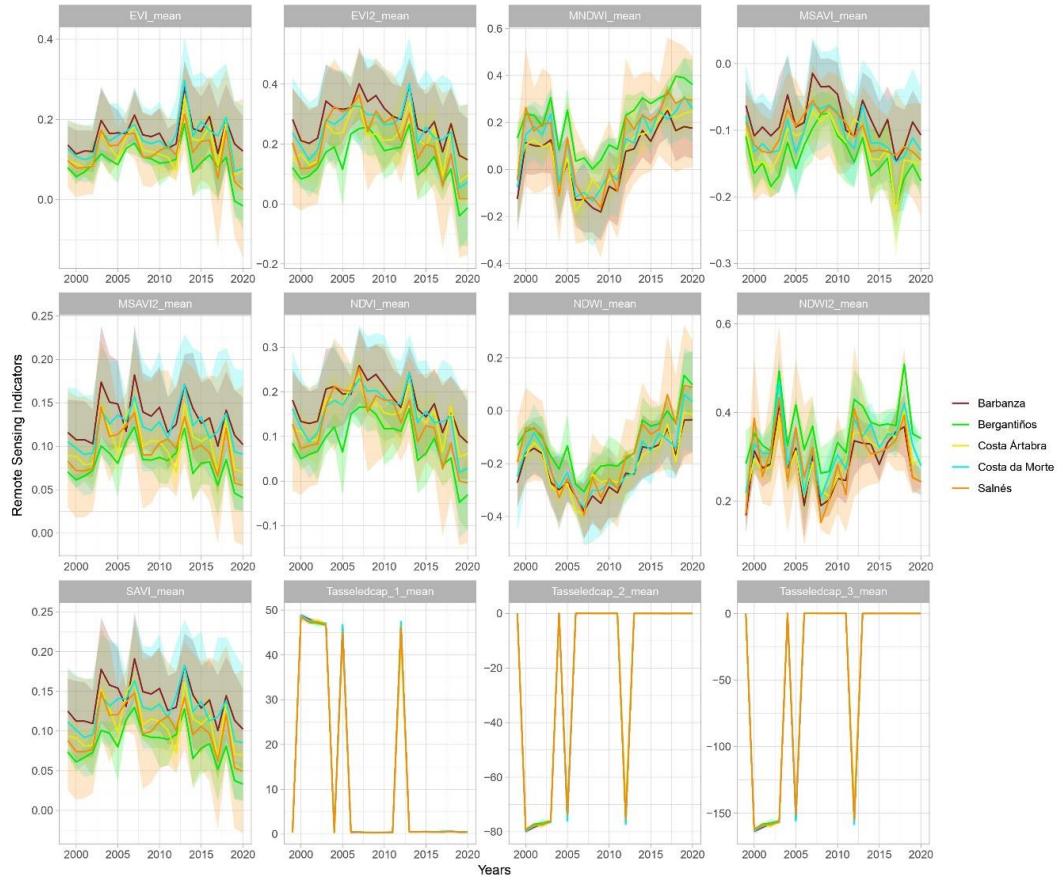


Figura 7. Variabilidade espacial e temporal das variables ambientais. As liñas de cores indican o valor medio nas diferentes subzonas de reprodución e as áreas de cores transparentes indican os límites de erro definidos polos valores medios do rango.

Estes patróns seguidos polos índices espectrais representan os valores medios dos índices por subzona, así como a variación entre as praias que a caracterizan (ver variacións a nivel de praias no **Anexo IV**).

4.3. Relación entre as variables ambientais e o número de parellas

Das 11 variables ambientais incluídas no modelo, 7 presentaron un p-valor inferior a 0,05 (resaltadas en verde na **Táboa 5**). Destas variables significativas, dúas (MSAVI_mean e NDWI2_mean) manifestan unha relación negativa con respecto á variable resposta, sendo a media do MSAVI unha das variables que presenta un maior efecto (-6,821) sobre o número de parellas. As demais variables predictoras significativas exhiben unha relación positiva



(NDWI_sd, MNDWI_range, NDWI_min, EVI2_max e EVI_max) para a variable resposta, sendo o rango do MNDWI a variable cun maior efecto (7,997) para o modelo construído.

Táboa 5. Resultados xerados para as variables predictoras (en verde as variables significativas para o noso modelo).

Variables explicativas fixas	Estimación	Erro estándar	Valor z	Pr (> z)
(Intercept)	0,51815	0,23879	2,170	0,03001
MSAVI_mean	-0,34263	0,0523	-6,821	9,02x10⁻¹²
NDWI2_mean	-0,12828	0,04613	-2,781	0,00542
EVI_max	0,35218	0,5115	6,885	5,79x10⁻¹²
EVI2_max	0,22359	0,05118	4,369	1,25x10⁻⁵
Tasseledcap_3_max	-0,07564	0,07978	-0,948	0,34306
NDWI_min	0,34742	0,07355	4,724	2,32x10⁻⁶
NDWI2_min	0,03664	0,04529	0,809	0,41851
MNDWI_range	0,57164	0,07148	7,997	1,28x10⁻¹⁵
EVI2_sd	0,01589	0,04635	0,343	0,73169
NDWI2_sd	0,22357	0,05691	3,929	8,54x10⁻⁵
Tasseledcap	-0,08214	0,06348	-1,294	0,19562

A variabilidade explicada polos factores fixos (R^2 marxinal), que neste caso son as variables ambientais, é de 0,5. Por outra banda, a variabilidade total do modelo (R^2 condicional) é dicir, a variabilidade dos factores fixos máis os aleatorios (que neste caso son as variables ‘ano’ e ‘subzona reprodutora’) é de 0,757.

5. DISCUSIÓN

Os nosos resultados confirman que as variables predictoras obtidas por teledetección, que caracterizan a vexetación, o contido en auga ou a reflectividade do solo, presentan unha alta capacidade explicativa para a variación do número de parellas nidificantes de píllara das dunas na costa galega.

Das 11 variables incluídas, 7 resultaron significativas para o modelo, 4 fan referencia ao contido en auga (MSAVI_mean, NDWI_min, MNDWI_range e NDWI2_sd) e as 3 restantes están relacionadas co estado da vexetación e a diferenciación entre esta e o solo desnudo (MSAVI_mean, EVI_max e EVI2_max).



O MSAVI, EVI e o EVI2 son índices de vexetación mellorados, que presentan correccións para os efectos do solo (Huete et *al.*, 2002) con respecto a índices empregados de forma máis estendida como o NDVI (Petorelli et *al.*, 2011), que neste estudo non presentou un efecto significativo sobre a variable resposta. Que resulten nun efecto significativo para o modelo pode deberse ás particularidade das praias seleccionadas como área de estudo, dada a elevada reflectividade causada pola area.

Os valores medios do MSAVI e do NDWI2 presentan un efecto significativo e negativo, polo que, canto máis elevado é o valor medio destes índices menor é o número de parellas nidificantes. O MSAVI é un índice de vexetación que reduce a influencia do solo desnudo e permite a diferenciación entre este e a vexetación. A relación negativa que presenta con respecto á variable resposta indica que canto máis alto é o valor medio da vigorosidade da vexetación, menor é o número de parellas. Isto podería deberse á selección do hábitat reprodutor da píllara das dunas, que escolle praias expostas, con escasa cobertura vexetal, nidificando directamente na area, formando un foxo no que deposita a posta (Fraga & Amat, 1996; Vidal & Domínguez, 2013). O NDWI2 mide a cantidade de auga e o nivel de saturación de humidade do solo, polo que canto maior é o valor medio do NDWI2 menor é o número de parellas nidificantes. Os cambios que se están a producir nas zonas costeiras, como o aumento do nivel medio do mar ou o retroceso da liña de costa, poden ter efectos negativos a longo prazo para especies costeiras como a píllara das dunas. Esta especie pode verse afectada polas pleamares, que tenden a unha entrada máis intensa nas depresións interdunares (Medina et *al.*, 2004), podendo causar un incremento na perda do número de niños de píllara como consecuencia de inundacións nas praias (Hanane, 2011; Norte & Ramos, 2004).

As variables significativas para o modelo que presentaron unha relación positiva para a variable resposta foron 5, 3 están relacionadas co contido en auga (NDWI_min, MNDWI_range, NDWI2_sd), e 2 co estado da vexetación (EVI_max e EVI2_max).

O índice máis habitual para monitorizar cambios no contido en augas superficiais é o NDWI (Gao, 1996). Para o noso modelo, o valor mínimo deste índice indica unha maior abundancia de parellas de píllara. Como se mencionou previamente, esta especie vese afectada por cambios bruscos no nivel do mar e precisa de ambientes areosos libres de auga superficial para a nidificación, polo que resulta intuitivo establecer unha relación positiva entre o número de parellas de píllara e valores mínimos de contido en auga. Ademais o



NDWI maniféstase como un predictor relevante para hábitats areosos como as dunas costeiras que selecciona a píllara como hábitat reprodutor (Marzialetti et *al.*, 2020).

Por outra banda, as outras dúas variables con relación positiva e relacionadas co contido en auga, son o rango do MNDWI, que é un índice que resalta a información sobre a auga, e a desviación típica do NDWI2. Estas variables son predictores da heteroxeneidade do contido en auga e indican unha relación positiva que sinala un maior número de parellas. Este resultado é discordante con respecto aos obtidos anteriormente para os índices de contido en auga, os cales presentaban unha relación negativa para o valor máximo, e unha relación positiva para o valor mínimo. A relación positiva entre a heteroxeneidade no contido en auga e o número de parellas de píllara pode relacionarse coa variación interanual causada polo clima ou a distribución espacial das masas de auga presentes nas praias, e non co seu contido medio. As subzonas de reprodución da especie en Galicia que parecen ser máis idóneas para a nidificación son a Costa da Morte e o Barbanza (Fig.6), que destacan por ser as que presentan un réxime de precipitacións máis elevado. Para esta especie tense comprobado que as femias non son capaces de incubar os ovos soas durante periodos longos en ambientes cálidos (Amat & Masero, 2004). Por este motivo é posible que a especie seleccione zonas con elevada precipitación e temperaturas suaves como é o caso da costa de Galicia.

En alusión aos índices de vexetación EVI e EVI2, ambos corrixen interaccións entre a atmosfera e o solo. Especialmente o EVI móstrase como un predictor máis determinante, que o clásico NDVI, para entornos con baixa cobertura vexetal (Potter et *al.*, 2007). Segundo os nosos resultados, os valores máximos destes índices indican un maior número de parellas nidificantes, o cal non parece coherente coa ecoloxía da especie, a cal non se ve favorecida por valores altos de vexetación no hábitat de cría. Neste estudo a caracterización do hábitat reprodutor da píllara realizouse acotando praias con presenza de cordóns dunares ademais do pertinente areal. Isto podería ofrecer unha explicación ao resultado obtido, xa que ao non caracterizar o hábitat reprodutor a nivel de niño, a presenza de vexetación dunar pode resultar favorable para a especie tras a eclosión dos ovos, ofrecendólle protección aos polos, os cales están expostos ao atoparse o niño na area, sendo a depredación unha das causas que provocan unha maior perda de crías (Shulz, 1995).

Por tanto, podemos determinar que as ferramentas de teledetección resultan útiles á hora de caracterizar parámetros ecolóxicos das especies, como neste caso, a variación no



número de parellas nidificantes de píllara das dunas. Pero as imaxes satelitais non son unha ferramenta perfecta, xa que estas presentan limitacións. Debe terse en conta a dispoñibilidade dos datos necesarios para a obtención das variables que actuarán como preditores nos modelos. Neste caso, as imaxes satelitais procederon de sensores do satélite Landsat, cunha resolución de 30 metros cada 16 días. Nun período temporal curto como é a tempada de cría da píllara das dunas en Galicia, que se estende de marzo a xullo, unha resolución espacial de 16 días resulta insuficiente; de forma que nalgún ano tiveron que empregarse imaxes espectrais que non pertencen a este período, podendo afectar á xeración das variables ambientais. Neste sentido, o sensor MODIS do satélite TERRA da NASA sería unha alternativa a ter en conta en futuros estudos, xa que aporta información dende o 2001 a unha resolución temporal moi elevada (composicións de 8 días) con resultados prometedores para outras especies de aves limícolas en período de invernada (Moreira et al., 2022). Ademais, a pesar das correccións radiométricas realizadas, as imaxes satelitais tamén poden verse afectadas pola calidade acadada no momento da recepción, podendo presentar artefactos atmosféricos como nubes, brétemas ou sombras (Shirley et al., 2013).

Asimesmo, debido á baixa resolución dos datos de nidificación da píllara (nivel de praia), a caracterización do seu hábitat quedou reducido a un único valor dunha serie de métricas (media, mínimo, máximo, rango ou desviación típica) que caracterizan toda a praia a partir de todos os píxeles (30 m de resolución) contidos en cada imaxe satelital. Para mellorar o estudo, podería replicarse o mesmo medindo parámetros ecolóxicos a escala de microhábitat (p.ex. a nivel de niño de píllara).

Malia estas limitacións, obtemos unha alta capacidade explicativa no modelo xerado, o que ratifica as ventaxas da teledetección sobre outras técnicas, presentando un elevado potencial á hora de realizar seguementos de parámetros reprodutivos da píllara das dunas e outras especies de aves limícolas (Regos et al., 2020).

6. A. CONCLUSIÓNS

Os preditores seleccionados neste traballo, que caracterizan a vexetación, o contido en auga ou a reflectividade do solo, obtidos por teledetección a través do histórico de imaxes



da misión Landsat, presentan unha alta capacidade explicativa para as variacións da poboación nidificante local de píllara das dunas nas praias de Galicia. O modelo xerado determinou que valores mínimos de vexetación e contido en auga resultan favorables para a selección do hábitat de cría por parte da especie.

Este traballo confirma a utilidade e o potencial da teledetección para modelizar variacións espaciotemporais en parámetros ecolóxicos de especies ameazadas con distribucións delimitadas por condicións locais. Isto demostra as ventaxas dos sensores remotos fronte a outros planteamentos que empregan variables procedentes de bases bioclimáticas, que son útiles a escalas espaciais máis amplas.

B. CONCLUSIONES

Los predictores seleccionados en este trabajo, que caracterizan la vegetación, el contenido en agua o la reflectividad del suelo, obtenidos por teledetección a través del histórico de imágenes de la misión Landsat, presentan una alta capacidad explicativa para las variaciones de la población nidificante local de chorlitejo patinegro en las playas de Galicia. El modelo generado ha determinado que valores mínimos de vegetación y contenido en agua resultan favorables para la selección del hábitat de cría por parte de la especie.

Este trabajo confirma la utilidad y el potencial de la teledetección para modelizar variaciones espaciotemporales en parámetros ecológicos de especies amenazadas con distribuciones delimitadas por condiciones locales. Esto demuestra las ventajas de los sensores remotos frente a otros planteamientos que emplean variables procedentes de bases bioclimáticas, que son útiles a escalas espaciales máis amplias.

C. CONCLUSIONS

The predictors selected in this study, which characterize the vegetation, the water content or the reflectivity of the soil, obtained by remote sensing through the historical images of the Landsat mission, present a high explanatory capacity for the variations of the local nesting population of Kentish plover on the beaches of Galicia. The generated model has determined that minimum values of vegetation and water content result favorable for the selection of the breeding habitat by the species.



This work confirms the usefulness and potential of remote sensing to model spatio-temporal variations in ecological parameters of threatened species with distributions delimited by local conditions. This demonstrates the advantages of remote sensing over other approaches that use variables from bioclimatic bases, which are useful at larger spatial scales.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Amat, J. A. & Masero, J. A. (2004). How Kentish plovers, *Charadrius alexandrinus*, cope with heat stress during incubation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 56, 26-33. <https://doi.org/10.1007/s00265-004-0758-9>.
- Amat, J. A. (2016). *Chorlito patinegro – Charadrius alexandrinus*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, España.
- Amezaga, J. M., Santamaría, L. & Green, A. J. (2002). Biotic wetland connectivity--supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica*, 23(3), 213-222. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01152-9](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01152-9).
- Arenas-Castro, S., Regos, A., Gonçalves, J. F., Alcaraz-Segura, D. & Honrado, J. (2019). Remotely sensed variables of ecosystem functioning support robust predictions of abundance patterns for rare species. *Remote Sensing*, 11(18), 2086. <https://doi.org/10.3390/rs11182086>.
- Argüelles-Ticó, A., Küpper, C., Kelsh, R. N., Kosztolányi, A., Székely, T. & van Dijk, R. E. (2016). Geographic variation in breeding system and environment predicts melanin-based plumage ornamentation of male and female Kentish plovers. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 70, 49-60. <https://doi.org/10.1007/s00265-015-2024-8>.
- Baret, F., Jacquemoud, S. & Hanocq, J. F. (1993). The soil line concept in remote sensing. *Remote Sensing Reviews*, 7(1), 65-82. <https://doi.org/10.1080/02757259309532166>.
- BirdLife International (2015). Species Factsheet: *Charadrius Alexandrinus*. Descargado de <http://www.birdlife.org> el 23/07/2021.
- Bronshov, O. & Keller, V. (2020). *Charadrius alexandrinus*, Kentish Plover. En, V. Keller, S. Herrando, P. Vorisek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvanova, M. V. Kalyakin, H. G. Bauer & R. F. B. Foppen (Eds.): *European Breeding Bird Atlas 2:*



Distribution., Abundance and Change, 300-301. European Bird Census Council & Lynx Edicions. Barcelona, España.

Buermann, W., Saatchi, S., Smith, T. B., Zutta, B. R., Chaves, J. A., Milá, B. & Graham, C. H. (2008). Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography*, 35(7), 1160-1176. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01858.x>.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.

Chen, D., Huang, J. & Jackson, T. J. (2005). Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near-and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98(2-3), 225-236. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.008>.

Colwell, M. A. & Haig, S. M. (Eds.). (2019). *The population ecology and conservation of Charadrius plovers*. Florida, United States. CRC Press.

Cortizas, A. M. & Alberti, A. P. (1999). *Atlas climático de Galicia*. Santiago de Compostela, España. Xunta de Galicia.

Cowell, P. J., Stive, M. J., Niedoroda, A. W., de Vriend, H. J., Swift, D. J., Kaminsky, G. M. & Capobianco, M. (2003). The coastal-tract (part 1): A conceptual approach to aggregated modeling of low-order coastal change. *Journal of Coastal Research*, 19(4), 812-827.

de Souza, J. A., Fafian, J. M., Caeiro, M. L., Velasco, J. & Monteagudo, A. (1995). Situación actual del Chorlitejo Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia: población nidificante y primeros datos sobre productividad. En: *Actas do II Congreso Galego de Ornitología*, 95-113.

de Souza, J.A., Caeiro, M.L., Monteagudo, A. & Rosende, F., (1996). *La población nidificante de Chorlitejo patinegro en la provincia de A Coruña: Censo, Distribución, Variaciones Numéricas y Movimientos. Biología y Conservación de las Poblaciones de Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) y Alcaraván (Burhinus oedicnemus) en la provincia de A Coruña (Galicia)*. Informe Grupo Naturalista Hábitat para la Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural-Servicio de Medio Ambiente Natural de A Coruña, A Coruña, España, 6-15.



- Domínguez, J. & Vidal, M. (2008). *Plan de Conservación del Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela, España.
- Domínguez, J. & Vidal, M. (2009). Factors affecting plumage oiling levels in a Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* population after a major oil spill. *Acta Ornithologica*, 44(2), 119-126. <https://doi.org/10.3161/000164509X482696>.
- Ferrier, S. & Guisan, A. (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 393-404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>.
- Figuerola, J. & Amat, J. A. (2003) Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. Atlas de las aves reproductoras de España, 252-253. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid, España.
- Fraga, R. M. & Amat, J. A. (1996). Breeding biology of a Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) population in an inland saline lake. *Ardeola* 43, 69-85.
- Gao, B. C. (1996). NDWI--A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3).
- Gómez-Serrano, M. Á., Macarena, E., Domínguez, J., Pérez-Hurtado, A., Tejera, G. & Vidal, M. (2021). Chorlitejo patinegro, *Charadrius alexandrinus*. En: López-Jiménez, N (Ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*, 375-385. SEO/Birdlife. Madrid, España.
- Gonçalves, J., Alves, P., Pôças, I., Marcos, B., Sousa-Silva, R., Lomba, Â. & Honrado, J. P. (2016). Exploring the spatiotemporal dynamics of habitat suitability to improve conservation management of a vulnerable plant species. *Biodiversity and Conservation*, 25, 2867-2888. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1206-7>.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C. & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 89-100. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1).
- Han-Qiu, X. (2005). A study on information extraction of water body with the modified normalized difference water index (MNDWI). *Journal of Remote Sensing*, 9(5), 589-595.
- Hanane, S. (2011). Breeding ecology of Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus* in rocky and sandy habitats of north-west Morocco (North Africa). *Ostrich*, 82(3), 217-223. <https://doi.org/10.2989/00306525.2011.616681>.



- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E., Gao, X. & Ferreira, L., (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83 (1-2), 195-213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2).
- Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K. & Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112(10), 3833-3845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.006>.
- Kauth, R. J. & Thomas, G. S. (1976). The tasselled cap--a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. *LARS Symposia*, 159, 41-51.
- Liu, H. Q. & Huete, A. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 457-465.
- Marzialetti, F., Di Febbraro, M., Malavasi, M., Giulio, S., Acosta, A.T. & Carranza, M.L. (2020) Mapping coastal dune landscape through spectral Rao's Q temporal diversity. *Remote Sensing*, 12(14), 2315. <https://doi.org/10.3390/rs12142315>.
- Medina, R., Losada, I. J., Méndez, F. J., Olabarrieta, M., Liste, M., Menéndez, M., ... & Luceño, A. (2004). Impacto en la costa española por efecto del cambio climático. Oficina Española de Cambio Climático–Dirección General de Costas (Ministerio de Medio Ambiente). Santander, España.
- Moreira, F. S., Regos, A., Gonçalves, J. F., Rodrigues, T. M., Verde, A., Pérez, J. A., ... & Gonçalves, D. (2022). Combining citizen science data and satellite descriptors of ecosystem functioning to monitor the abundance of a migratory bird during the non-breeding season. *Remote Sensing*, 14(3), 463. <https://doi.org/10.3390/rs14030463>.
- Norte, A. C. & Ramos, J. A. (2004). Nest-site selection and breeding biology of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in sandy beaches of the Portuguese west coast. *Ardeola*, 51 (2), 255-268.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jędrzejewska, B., Lima, M. & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46, 15-27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>.
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H. & Turner, W. (2014a). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 839-848. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12261>.



- Pettorelli, N., Safi, K. & Turner, W. (2014b). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369 (1643), 20130190. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0190>.
- Potter C., Gross P., Genovese V. & Smith M.L. (2007). Net primary productivity of forest stands in New Hampshire estimated from Landsat and MODIS satellite data. *Carbon Balance and Management*, 2, 1–11. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-2-9>.
- Regos, A., Vidal, M., Lorenzo, M. & Domínguez, J. (2020). Integrating intraseasonal grassland dynamics in cross-scale distribution modeling to support waterbird recovery plans. *Conservation Biology*, 34(2), 494-504. <https://doi.org/10.1111/cobi.13415>.
- Richardson, A. J. & Wiegand, C. L. (1977). Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12), 1541-1552.
- Rodríguez, M. A. & Ramil-Rego, P. (2007). Clasificaciones climáticas aplicadas a Galicia: revisión desde una perspectiva biogeográfica. Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento. *Recursos Rurais*, 1(3), 31-53.
- Romero, F. S. (2016). La Teledetección satelital y los sistemas de protección ambiental. *Revista AquaTIC*, 24, 13-41.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. & Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA Special Publication*, 351, 309.
- Shirley, S. M., Yang, Z., Hutchinson, R. A., Alexander, J. D., McGarigal, K. & Betts, M. G. (2013). Species distribution modelling for the people: unclassified landsat TM imagery predicts bird occurrence at fine resolutions. *Diversity and Distributions*, 19(7), 855-866. <https://doi.org/10.1111/ddi.12093>.
- Shulz, R. (1995). Breeding success and dispersal strategy of Kentish Plover in relation to predation and tourism. *Proceedings of the 10th International Waterfowl Ecology Symposium and Wader Study Group Conferences*. Aveiro, Portugal.
- Staneva, A. & Burfield, I. J. (2017). European Birds of Conservation Concern. Populations, trends and national responsibilities. *Birdlife International*.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(6), 306-314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3).



- Vidal, M. & Dominguez, J. (2013). Long-term population trends of breeding Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus* in north-west Spain under the effects of a major oil spill. *Bird Conservation International*, 23(3), 386-398.
- Wang, K., Franklin, S. E., Guo, X. & Cattet, M. (2010). Remote sensing of ecology, biodiversity and conservation: a review from the perspective of remote sensing specialists. *Sensors*, 10(11), 9647-9667. <https://doi.org/10.3390/s101109647>.
- Wilson, A. M., Vickery, J. A., Brown, A., Langston, R. H., Smallshire, D., Wotton, S. & Vanhinsbergh, D. (2005). Changes in the numbers of breeding waders on lowland wet grasslands in England and Wales between 1982 and 2002. *Bird Study*, 52(1), 55-69. <https://doi.org/10.1080/00063650509461374>.
- Wulder, M. A., White, J. C., Loveland, T. R., Woodcock, C. E., Belward, A. S., Cohen, W. B., ... & Roy, D. P. (2016). The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. *Remote Sensing of Environment*, 185, 271-283. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.032>.

ANEXOS.

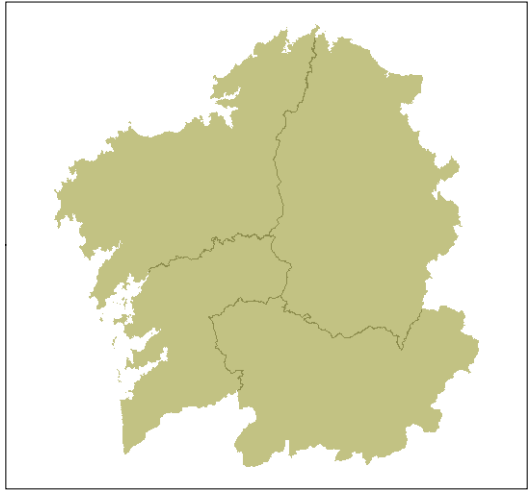
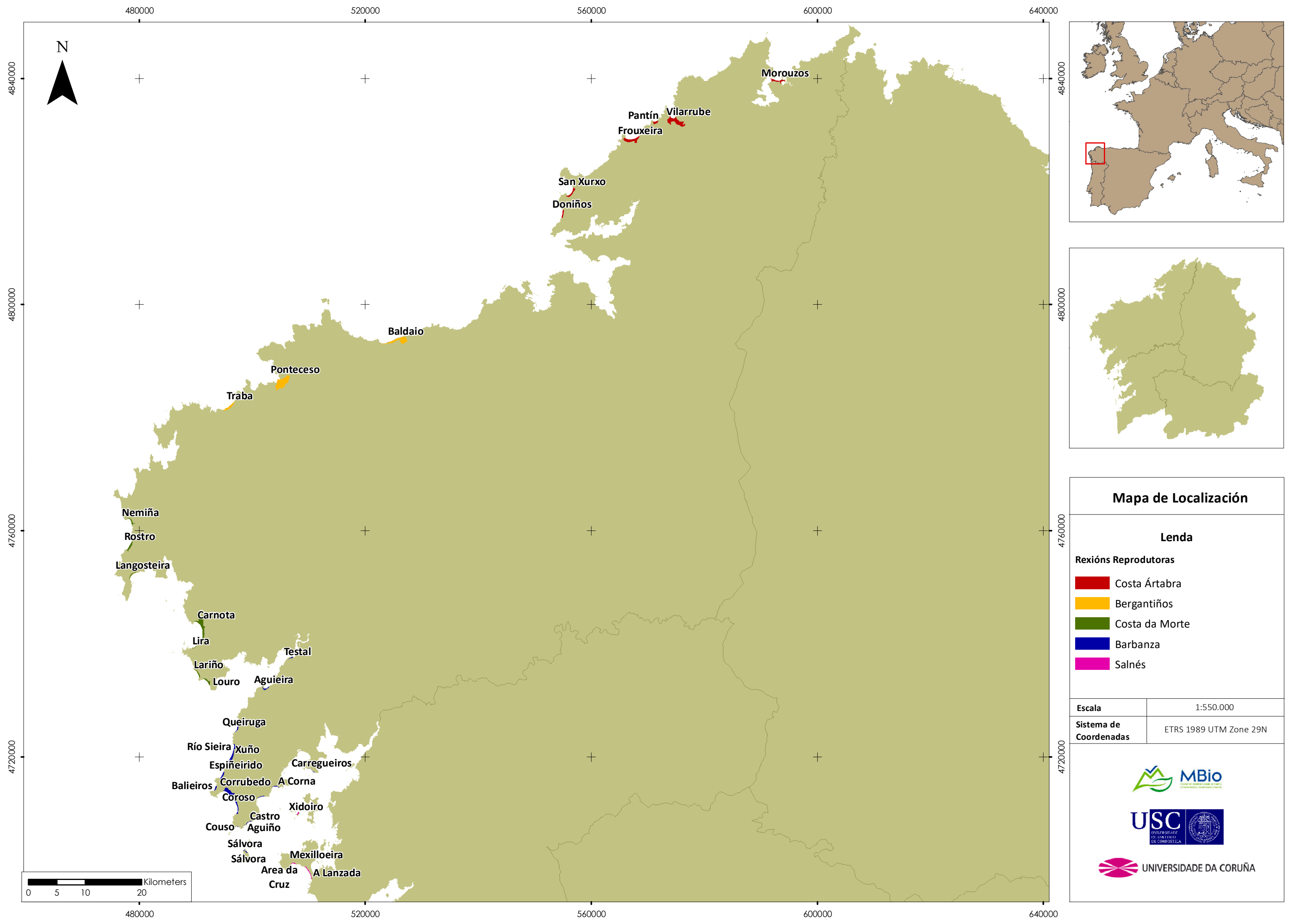
ANEXO I: Mapas de localización da área de estudo

ANEXO II: Listado de imaxes satelitais

ANEXO III: Matriz de correlación das variables ambientais

ANEXO IV: Variacións temporais e espaciais dos valores medios dos Índices Espectrais por praia

ANEXO I: Mapas de localización da área de estudo



Mapa de Localización

Lenda

Rexións Reprodutoras

- Costa Ártabra
- Bergantiños
- Costa da Morte
- Barbanza
- Salnés

Escala	1:550.000
Sistema de Coordenadas	ETRS 1989 UTM Zone 29N



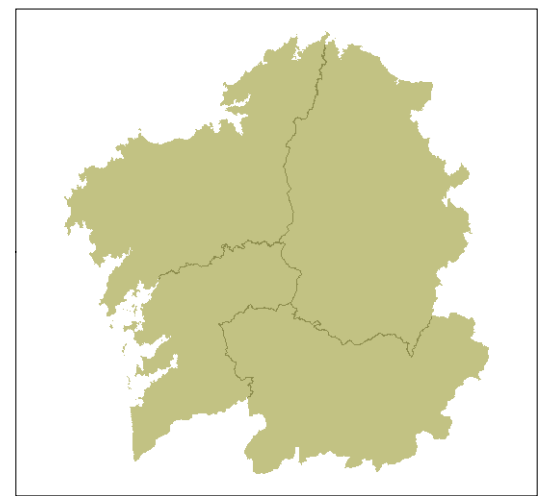
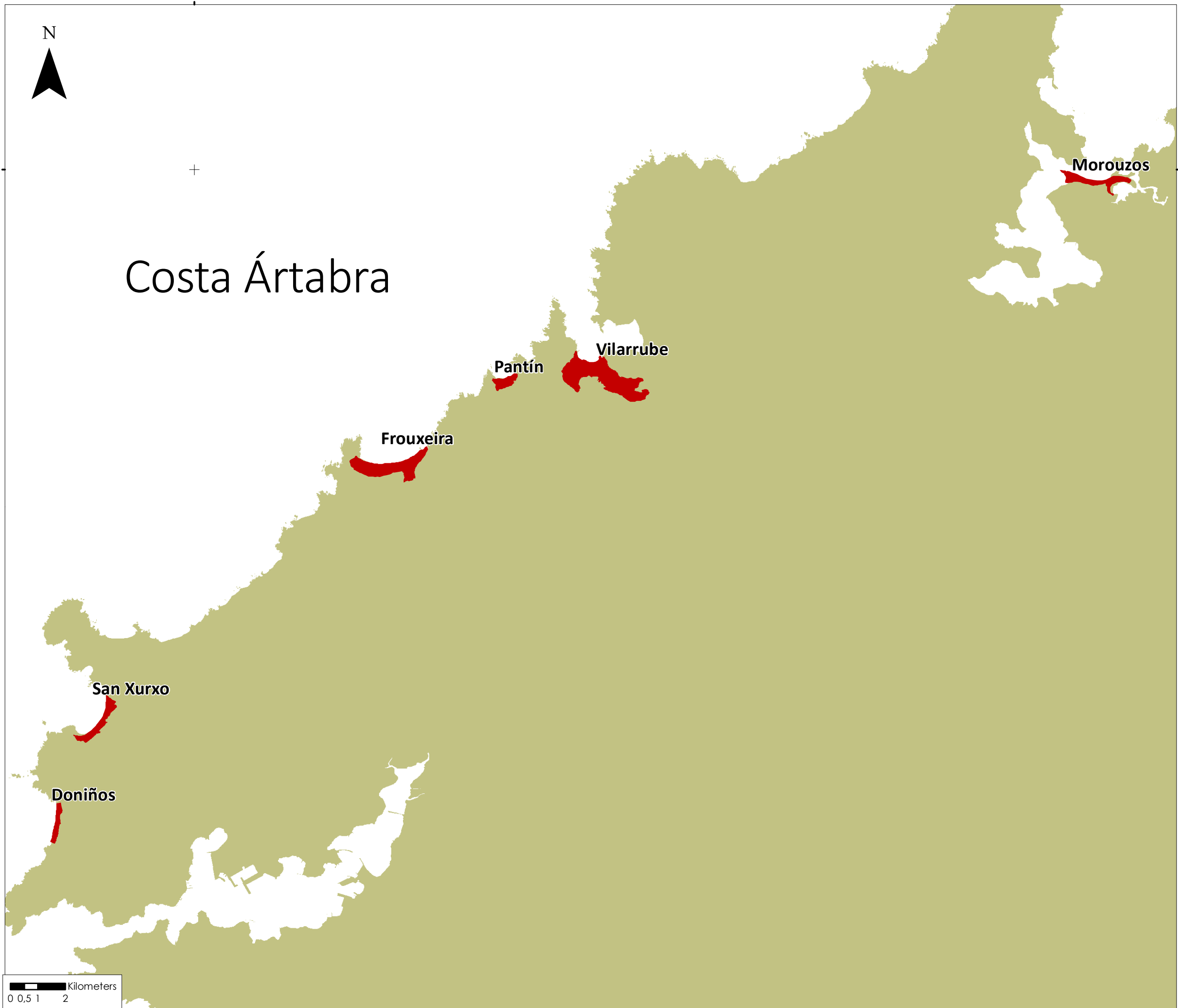
560000



+

4840000

Costa Ártabra



Mapa de Localización

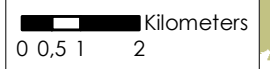
Lenda

Rexións Reprodutoras

 Costa Ártabra

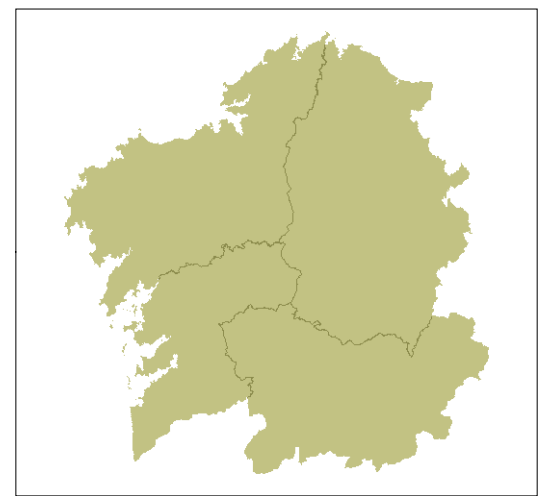
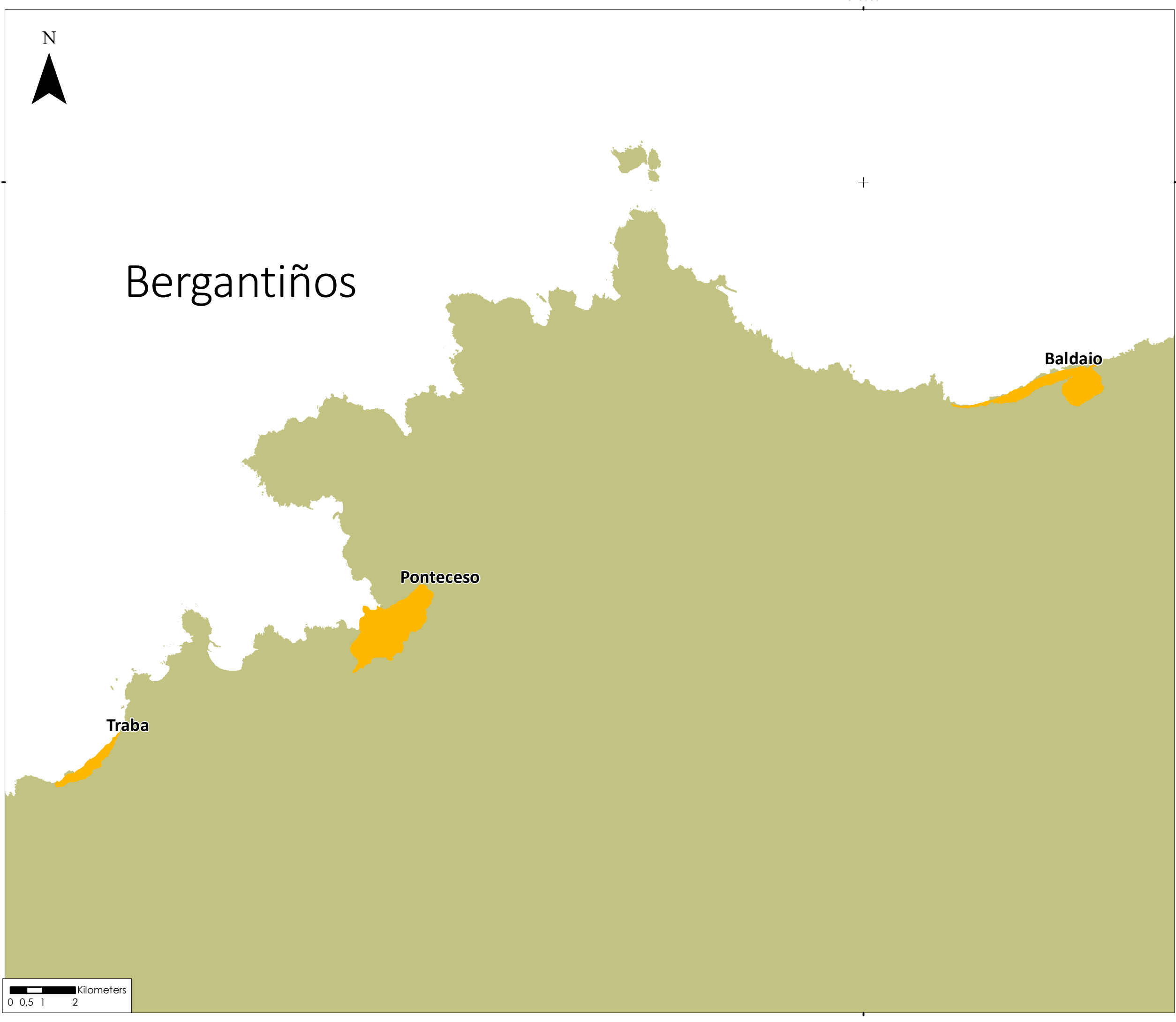
Escala 1:130.000

Sistema de Coordenadas ETRS 1989 UTM Zone 29N



560000





Mapa de Localización

Lenda

Rexións Reprodutoras

 Bergantiños

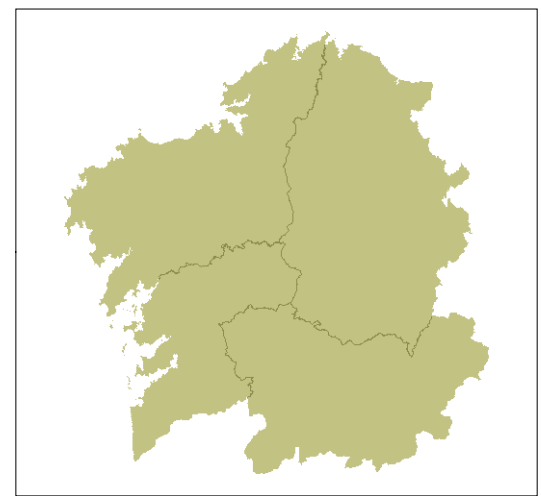
Escala 1:110.000

Sistema de Coordenadas ETRS 1989 UTM Zone 29N





Costa da Morte



Mapa de Localización

Lenda

Rexións Reprodutoras

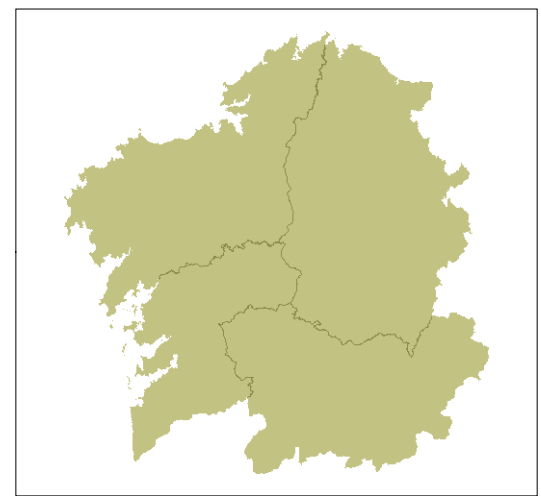
- Costa da Morte

Escala	1:110.000
Sistema de Coordenadas	ETRS 1989 UTM Zone 29N










Mapa de Localización

Lenda

Rexións Reprodutoras

 Barbanza

Escala 1:130.000

Sistema de Coordenadas ETRS 1989 UTM Zone 29N





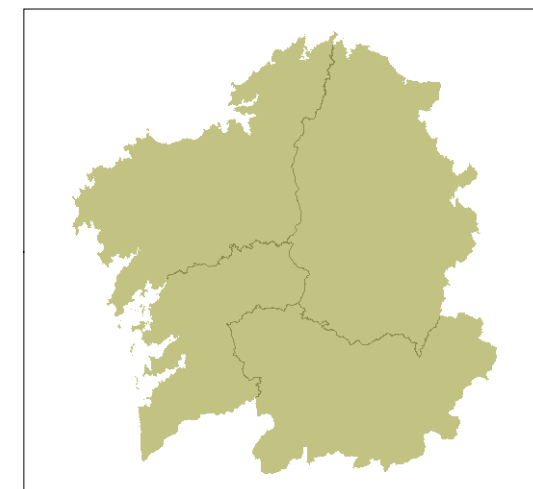
Salnés

Xidoiro

Mexilloeira

Area da Cruz

A Lanzada



Mapa de Localización

Lenda

Rexións Reprodutoras

 Salnés

Escala 1:50.000

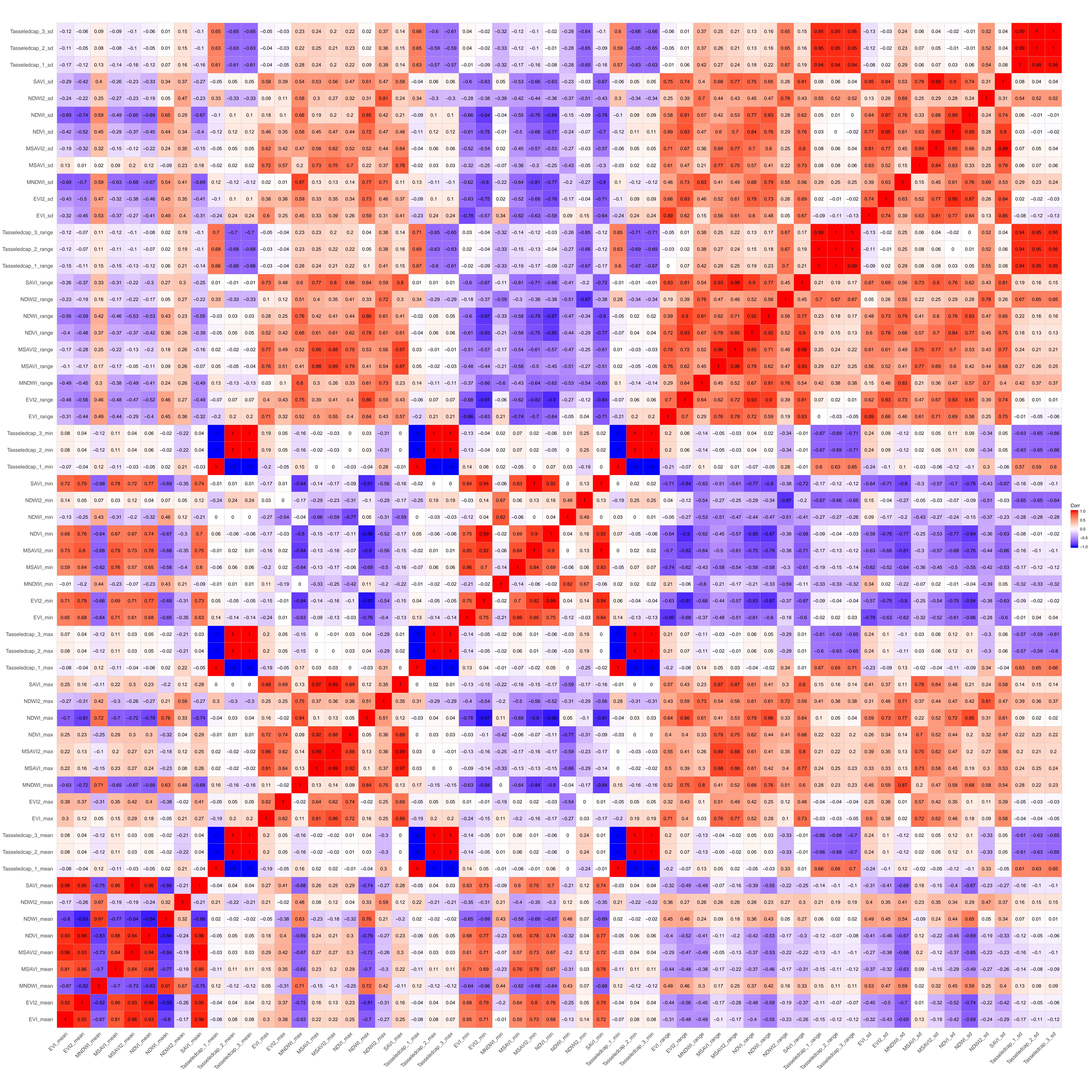
Sistema de Coordenadas ETRS 1989 UTM Zone 29N



ANEXO II: Listado de imaxes satelitais

Identificador do produto Landsat	Data	Satélite	Categoría de colección	Número de colección	Cobertura de nubes
LT05_L1TP_205030_19990707_20180218_01_T1	07/07/1999	Landsat 5TM	T1	1	0%
LE07_L1TP_205030_20000615_20170211_01_T1	15/06/2000	Landsat 7ETM+	T1	1	0%
LE07_L1TP_205030_20010618_20170204_01_T1	18/06/2001	Landsat 7ETM+	T1	1	0%
LE07_L1TP_205030_20020723_20170214_01_T1	23/07/2002	Landsat 7ETM+	T1	1	8%
LE07_L1TP_205030_20030320_20170126_01_T1	20/03/2003	Landsat 7ETM+	T1	1	0%
LT05_L1TP_205030_20040517_20180311_01_T1	17/05/2004	Landsat 5TM	T1	1	0%
LE07_L1TP_205030_20050410_20170115_01_T1	10/04/2005	Landsat 7ETM+	T1	1	0%
LT05_L1TP_205030_20060811_20180309_01_T1	11/08/2006	Landsat 5TM	T1	1	0%
LT05_L1TP_205030_20070408_20161115_01_T1	08/04/2007	Landsat 5TM	T1	1	10%
LT05_L1TP_205030_20080613_20180120_01_T1	13/06/2008	Landsat 5TM	T1	1	18%
LT05_L1TP_205030_20090702_20180309_01_T1	02/07/2009	Landsat 5TM	T1	1	22%
LT05_L1TP_205030_20100603_20161015_01_T1	03/06/2010	Landsat 5TM	T1	1	0%
LT05_L1TP_205030_20110622_20161008_01_T1	22/06/2011	Landsat 5TM	T1	1	49%
LE07_L1TP_205030_20120328_20161202_01_T1	28/03/2012	Landsat 7ETM+	T1	1	0%
LC08_L1TP_205030_20130627_20170503_01_T1	27/06/2013	Landsat 8OLI	T1	1	0%
LC08_L1TP_205030_20140614_20170421_01_T1	14/06/2014	Landsat 8OLI	T1	1	1%
LC08_L1TP_205030_20150617_20170407_01_T1	17/06/2015	Landsat 8OLI	T1	1	0%
LC08_L1TP_205030_20160619_20170323_01_T1	19/06/2016	Landsat 8OLI	T1	1	10%
LC08_L1TP_205030_20170606_20170616_01_T1	06/06/2017	Landsat 8OLI	T1	1	34%
LC08_L1TP_205030_20180913_20180928_01_T1	13/09/2018	Landsat 8OLI	T1	1	11%
LC08_L1TP_205030_20190628_20190706_01_T1	28/06/2019	Landsat 8OLI	T1	1	2%
LC08_L1TP_205030_20200716_20200722_01_T1	16/07/2020	Landsat 8OLI	T1	1	1%

ANEXO III: Matriz de correlación das variables ambientais



ANEXO IV: Variacións temporais e espaciais dos valores medios dos Índices Espectrais









