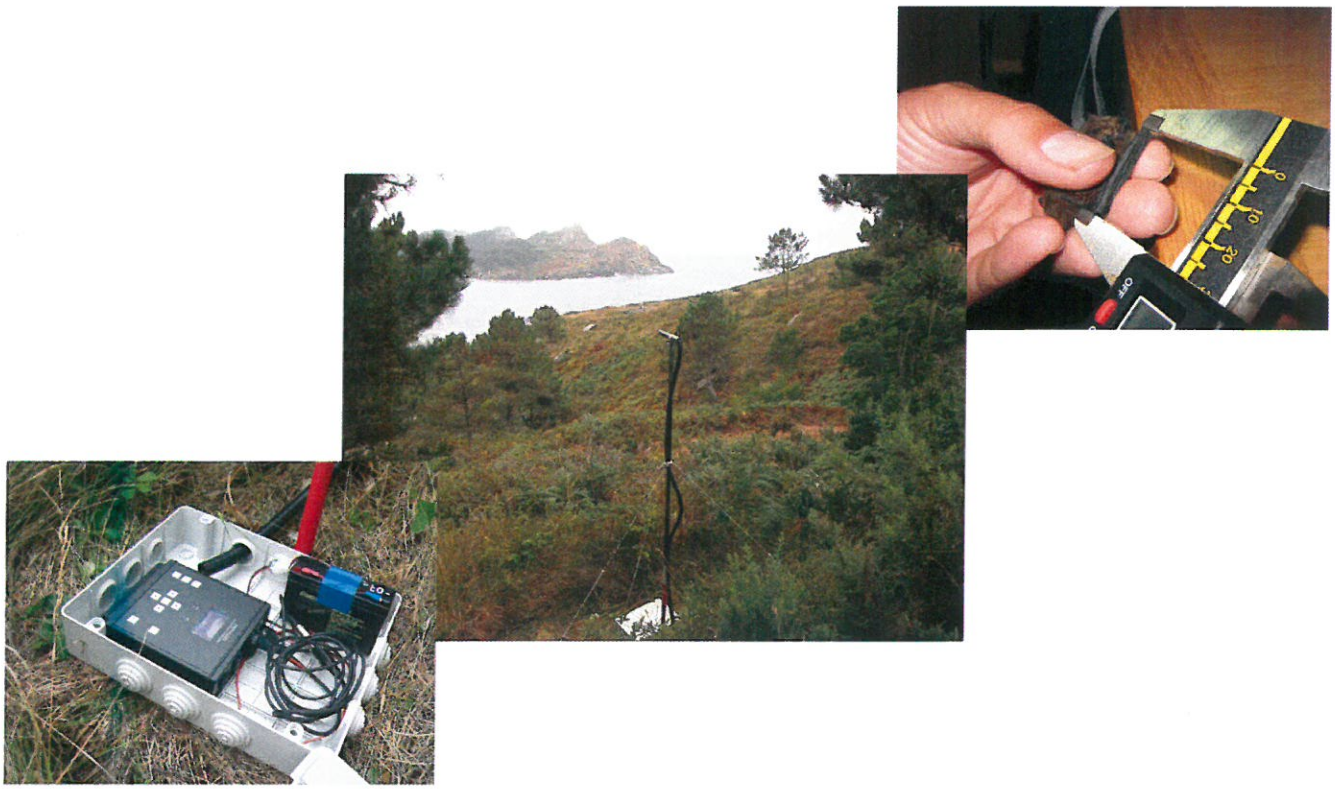
arcea
xestión de recursos naturais s.l.

MEMORIA-RESUMO

Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUTURAS

RED DE PARQUES NACIONALES

Proxecto subvencionado ao abeiro da Orde do 16 de maio de 2013 pola que se regulan as subvencións públicas con cargo aos orzamentos xerais do Estado na área de influencia socioeconómica do Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia do exercicio orzamentario do ano 2013.

Setembro 2013

ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.
Velázquez Moreno 9, pl. 3 of. 05. 36201 Vigo. Tlf 986 22 19 78 Fax 986 11 34 51. www.arcea.net

Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia

MEMORIA-RESUMO

Setembro 2013

Realización:
ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.

Redacción:
Francisco Arcos Fernández, Biólogo, colexiado 15731X
Rafael Salvadores Ramos, Biólogo, colexiado 14540X

Traballo de campo:
Francisco Arcos Fernández
Rafael Salvadores Ramos
Luis Enrique Rego Vale, Biólogo, colexiado 17935X

Índice

Resumo executivo 4
1. Introdución 6
2. Obxectivos 7
3. Accións desenvolvidas 8
3.1. Relación dos quirópteros co medio 8
3.2. Estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do Parque Nacional 25
3.3. Presenza e determinación da ocupación de refuxios de morcegos de ferradura 32
3.4. Factores de interacción cos núcleos poboacionais das diferentes especies de quirópteros do Parque Nacional 33
3.5. Conclusións 34
4. Referencias 36
Anexos I-V
Anexo VI Fotografías
Anexo VII Cartografía

Resumo executivo

No presente documento dáse conta dos resultados das mostraxes de quirópteros desenvolvidas por Arcea Xestión de Recursos Naturais S.L. no Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia en 2013, parcialmente financiadas ao abeiro da Orde do 16 de maio de 2013 pola que se regulan as subvencións públicas con cargo aos orzamentos xerais do Estado na área de influencia socioeconómica do Parque Nacional Marítimo- Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia do exercicio orzamentario do ano 2013.

Durante os meses de agosto e setembro desenvolvéronse mostraxes con detectores de ultrasóns fixos (modelo D500X), que deron continuidade ás mostraxes iniciadas en 2011. Deste xeito púxose en práctica o programa de monitorización do estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros deseñado e ensaiado para o Parque en 2011. Desenvolvéronse ademais durante o mesmo período mostraxes específicas con detectores móbiles, para identificar as variables climatolóxicas e da paisaxe que explicaban as variacións na abundancia relativa do grupo.

A través da utilización de técnicas de modelización preditiva (modelos lineais xeneralizados mixtos), e utilizando o conxunto de datos dispoñibles, determinouse que velocidades de vento superiores a 0,2 ms^{-1} reducen significativamente a actividade dos morcegos, e que velocidades medias ao longo dunha noite superiores a 4 ms^{-1} practicamente eliminan a súa actividade.

Un incremento da superficie ocupada por matogueiras reduce significativamente o uso que fan os morcegos das áreas ocupadas por este tipo de vexetación, aínda que non o elimina. Superficies de eucaliptal maduro inferiores a 1500 m^2 facilitarían a actividade dos morcegos en contraposición a superficies menos arboradas; con todo, superficies superiores aos 2000 m^2 reducirían drasticamente a presenza de morcegos. Ademais, a súa actividade diminúe a partires dos 10 m de distancia a formacións de piñeiros, véndose favorecida por unha elevada fragmentación das mesmas.

Con todo, estímase recomendable incrementar os tamaños mostrais, ampliar as mostraxes ao menos aos meses de xuño e xullo, e axustar de novo os modelos preditivos. Á vista dos resultados obtidos, estímase conveniente ademais analizar e, de ser o caso, adaptar, a estratexia de manexo da vexetación forestal do Parque Nacional ás necesidades de conservación dos quirópteros.

Non se detectaron cambios estatisticamente significativos nos niveis de utilización dos principais medios representados no Espazo entre os anos 2011 e 2013, tendo en conta que o nivel de sensibilidade acadado só permite identificar cambios iguais ou superiores ao 50-80% da abundancia media.

Desde o punto de vista metodolóxico considérase que o programa de seguimento está adecuadamente definido, aínda que sería recomendable incrementar o tamaño de mostra actual para mellorar a súa sensibilidade para detectar cambios na abundancia dos morcegos. A sensibilidade poderíase situar en torno ao 35% con respecto á media anual estimada se se acadan as 200 noites de mostraxe. Para conseguilo, as mostraxes poderíanse estender aos meses de xuño e xullo, ou ben muestrear con catro detectores en agosto e setembro.

Entre os meses de xuño e setembro efectuouse un seguimento da ocupación do refuxio localizado na edificación do antigo convento da illa do Faro. O patrón de ocupación foi moi variable, detectándose só morcegos ananos, dos que se contabilizaron un máximo de 24 exemplares o día 19 de xuño.

Obtivéronse dúas citas de morcego grande de ferradura, e confírmase a relevancia da furna Lameira, na cara leste da illa Sur, como refuxio para esta especie.

1. Introdución

O Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia (PNMTIAG) alberga á única poboación estable insular de morcegos na Rede de Parques Nacionais, o que lle confire unha notable singularidade. Nel citáronse, ate a data, un total de seis especies, os morcegos anano (*Pipistrellus pipistrellus*), de horta (*Eptesicus serotinus*), montañeiro (*Hypsugo savii*), grande de ferradura (*Rhinolophus ferrumequinum*), orelludo gris (*Plecotus austriacus*) e nóctulo mediano/grande (*Nyctalus noctula/lasiopterus*); é posible ademais a presenza do morcego mediterráneo de ferradura (*Rhinolophus euryale*) e do nóctulo pequeno (*Nyctalus leisleri*).

Todas as especies de quirópteros europeos están catalogadas como de interese comunitario, e están incluídas no anexo IV (especies que requiren unha protección estrita) da Directiva Hábitat (92/43/CEE). Os morcegos de ferradura grande e mediterráneo están incluídos ademais no anexo II (especies para as que é necesario designar zonas especiais de conservación) desta Directiva, e catalogados en Galicia como vulnerables (Decretos 88/2007 e 167/2011).

A Directiva Hábitat (92/43/CEE) obriga aos Estados membros da UE a manter nun estado de conservación favorable, entre outros elementos, a todas as especies silvestres de fauna, así como ao restablecemento deste estado de atoparse nun estado de conservación desfavorable. Esta Directiva obriga ademais a poñer en práctica sistemas de vixilancia do estado de conservación de todas as especies incluídas nos seus anexos II e IV. A norma vincula o estado de conservación ao conxunto de influencias que actúan sobre cada unha das especies e hábitats, e que poden afectar a longo prazo á distribución e importancia das súas poboacións. Considera ademais que o estado de conservación dunha especie é favorable cando os datos de dinámica de poboación indiquen que a mesma segue e pode seguir constituíndo a longo prazo un elemento vital dos hábitats naturais aos que pertenza.

Nos anos 2010 e 2011 Arcea Xestión de Recursos Naturais S.L. desenvolveu o proxecto "Seguimento do estado de conservación das poboacións de morcegos do Parque Nacional marítimo-terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. I. Mostraxes exploratorias para a determinación do uso do hábitat, da dinámica poboacional e da evolución da abundancia relativa", subvencionado en base á Orde do 26 de abril de 2010 pola que se establecen as bases reguladoras das subvencións públicas con cargo aos orzamentos xerais do Estado na área de influencia socioeconómica do Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia e se convocan para o exercicio orzamentario dos anos 2010 e 2011. Este proxecto adaptou á realidade do Parque Nacional diversas metodoloxías relacionadas, entre outras cuestións, coa implantación dun sistema de seguimento a longo prazo da abundancia relativa de quirópteros utilizando detectores de ultrasóns, e coa determinación dos estados de conservación actual e favorable das especies mellor representadas.

De cara á toma de decisións en materia de xestión das poboacións de quirópteros do Parque Nacional, resulta crítico monitorizar simultaneamente tanto a abundancia de cada unha das especies presentes como o uso que fan do espazo e os factores que poden explicar as variacións observadas. Só desta maneira disporase da información necesaria para explicar os posibles cambios acontecidos e adoptar as medidas de xestión necesarias para corrixir un estado de conservación desfavorable.

Entre as recomendacións recollidas no documento técnico arriba sinalado atopábase a realización dun seguimento anual da evolución da utilización relativa media do conxunto de medios existente no espazo protexido, ao mesmo tempo que se efectuaban conteos de exemplares durante a emerxencia nos principais agrupamentos de reprodución das especies máis relevantes. Estes traballos debían ir acompañados ademais da documentación e cuantificación anual dos cambios que se produciran en cada un dos medios mostreados e que poderían afectar á abundancia dos quirópteros e, polo tanto, ao seu estado de conservación.

Entre os factores que poden estar a modificar os medios utilizados polos morcegos están a retirada de vexetación forestal alóctona, os traballos de reforestación con especies arbóreas autóctonas, as cortas de vexetación de porte arbustivo e herbáceo ou a retirada de madeira morta que, no seu conxunto, poden afectar á abundancia e dispoñibilidade de insectos dos que se alimentan os morcegos. Introducen ademais modificacións estruturais na paisaxe vexetal do Parque, que poden condicionar os desprazamentos dos morcegos e determinar a abundancia e aptitude de áreas de alimentación por si mesmas e baixo diferentes condicións climatolóxicas (principalmente dependentes de vento e temperatura). Por outra parte, a dispoñibilidade e aptitude de refuxios é outro factor que afecta ao estado de conservación das especies de quirópteros. No Parque Nacional esta dispoñibilidade vese afectada pola restauración de edificacións sen ter en consideración a presenza de especies que necesitan da existencia de ocos onde poder refuxiarse. A accesibilidade a puntos de auga que poidan ser utilizados ao longo de todo o ano como bebedoiros é outro dos factores críticos para conservar aos quirópteros do PNMTIAG.

O presente proxecto dá continuidade ao proxecto "Seguimento do estado de conservación das poboacións de morcegos do Parque Nacional marítimo-terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. I. Mostraxes exploratorias para a determinación do uso do hábitat, da dinámica poboacional e da evolución da abundancia relativa" finalizado en 2011, e ten por obxectivo xeral poñer en práctica o programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do PNMTIAG, establecéndose ademais vínculos coa Rede de seguimento do cambio global impulsada polo Organismo Autónomo de Parques Nacionais.

2. Obxectivos

Establecéronse os seguintes obxectivos:

1) Determinar no ano 2013 o uso que fan dos diferentes medios representados no arquipélago de Cíes, e obter un índice de abundancia relativa media en cada ambiente e para o conxunto do arquipélago.

2) Comparar e discutir o resultado do índice de abundancia relativa obtido en 2013 co valor determinado en 2011.

3) Determinar as variables que explican as variacións na presenza e na abundancia relativa das especies máis abundantes de quirópteros do Parque Nacional.

4) Cuantificar o número de efectivos que utilizan o edificio do antigo convento na illa do Faro, no arquipélago de Cíes, e a súa evolución no tempo. Determinar a proporción

de sexos, idades e estado reprodutivo dos exemplares neste refuxio e a súa evolución no tempo.

5) Implantar de xeito exploratorio microchips a un pequeno número de exemplares de morcego anano, para determinar a súa supervivencia ao longo do tempo. Efectuar un seguimento destes exemplares.

6) Determinar o nivel de ocupación dos refuxios onde existen citas de morcegos de ferradura, e cuantificar o número de exemplares presentes.

7) Documentar e cuantificar os principais factores de interacción que poden afectar aos núcleos poboacionais das diferentes especies presentes.

3. Accións desenvolvidas

3.1. Relación dos quirópteros co medio

3.1.1. Introdución

Baixo o título deste apartado intégranse as mostraxes e análises desenvolvidas para determinar tanto o uso que os quirópteros fan dos diferentes medios representados no Parque, como as variables que explican as variacións na súa abundancia relativa.

3.1.2. Metodoloxía

Desenvolvéronse mostraxes con detectores móbiles e fixos.

Mostraxes con detectores fixos

Utilizáronse dous detectores de ultrasóns do modelo D500X (tempo expandido), da casa Pettersson Elektronik AB, pertencentes ao Parque Nacional. Estes foron instalados en diferentes localizacións das illas de Monteagudo e do Faro ao longo dos meses de agosto e setembro de 2013 (Mapa 1), acumulando un total de 97 noites de mostraxe. No Mapa 2 se recolle a localización dos puntos de mostraxe en 2011.

Os detectores instaláronse nos seguintes medios: bordo de piñeiral con matogueira, bordo de eucaliptal con matogueira, piñeiral, superficie forestal autóctona, claro de eucaliptal, matogueiras, dunas, zonas humanizadas e bordo costeiro. Na maioría dos casos efectuáronse mostraxes en dúas localizacións diferentes de cada un destes medios, acumulando un total de 18 puntos de mostraxe. No Anexo fotográfico recóllense detalles das localizacións das estacións de mostraxe.

Cada instalación foi revisada ao menos semanalmente, co obxecto de descargar a información acumulada, repoñer as baterías, comprobar que todo funcionaba correctamente e cambiar de localización os detectores. Os aparatos foron programados para que se activaran 15 minutos antes do ocaso e se desconectaran 10 minutos despois do orto. Cada un deles estaba conectado a un micrófono externo a través dun cable de tres metros de lonxitude, o que permitiu unha maior plasticidade á hora de instalar os detectores. Os ultrasóns emitidos por un morcego dentro do radio de detección activaron

os detectores, que efectuaron unha gravación de cinco segundos. Estes programáronse ademais para que antes de efectuar unha segunda gravación transcurriran outros cinco segundos, co obxecto de previr a potencial saturación da memoria de almacenamento dos aparatos no caso de producirse un elevado uso por parte dos morcegos da súa contorna. Os parámetros cos que se efectuaron as gravacións están recollidos na Táboa 1.

Parámetro	Valor
Sampling frecuency	500 kHz
Pre-trigger time	off
Recording lenght	5 sec.
Interval setting	5 sec.
HP filter	yes
Autorec	yes
Trigger source	sound
Trigger sensitivity	High (2)
Input gain	15 (cos micrófonos externos conectados)
Trigger level	120

Táboa 1. Parámetros de programación dos detectores de ultrasóns fixos (modelo D500X).

As gravacións obtidas foron chequeadas automaticamente utilizando o programa SCAN'R versión 1.7, da empresa norteamericana *Binary Acoustic Technology*, para identificar aquelas con presenza de morcegos. Posteriormente efectuouse unha revisión das seleccionadas polo *software*, para corrixir os falsos positivos. Arcea (2011) cuantificou, utilizando gravacións da mesma área de estudo, unha porcentaxe media de falsos positivos do 0,42% (I.C. 95%: -0,07 – 0,93; rango 0 - 8,33; n= 39 noites); e unha porcentaxe media de falsos negativos do 5,5% (I.C. 95%: 2,78 – 8,28; rango 0 - 33,3; n= 39 noites). Debido ao elevado número de gravacións obtidas en 2013, 22.757, non se considerou viable revisar as non seleccionadas polo programa, e asumiuse traballar co erro de falsos negativos sinalado.

A unidade de análise foi o número de gravacións de cinco segundos con presenza de morcegos por noite.

Mostraxes con detectores móbiles

Ao longo dos meses de agosto e setembro de 2013 mostreáronse ademais con detectores de división de frecuencia (modelo D230) e de tempo expandido (modelo D240X, ambos da casa sueca Pettersson Elektronik AB) conectados a gravadoras dixitais profesionais, un total de 110 estacións de escoita en nove noites de mostraxe, repartidas ao longo das illas de Monteagudo e do Faro (Mapa 2). As gravacións obtidas co detector de división de frecuencia foron utilizadas para cuantificar o número de pasos de morcego, e as obtidas co de tempo expandido para identificar ás especies. Considerouse como un paso de morcego un tempo de cinco segundos de gravación ou menos; a modo de exemplo, unha serie continua de pulsos de ecolocación de 15 segundos equivale a tres pasos de morcego, e unha serie de seis segundos a dous pasos. Series de pulsos solapadas de distintas especies foron cuantificadas por separado, de forma que un rexistro de cinco

segundos con pulsos por exemplo de morcego anano e morcego de horta foi contabilizado como dous pasos.

O detector de división de frecuencia permaneceu funcionando de forma continuada durante catro minutos a una altura aproximada de 1,5 m do chan e cun ángulo de 45°, rexistrando a actividade de todas as especies de quirópteros dentro do seu rango de detección. No momento en que se detectaba a presenza dun morcego, activábase manualmente o detector de tempo expandido, co que se obtiña unha gravación de 1,7 segundos que logo era expandida polo aparato e, se se consideraba axeitada, era almacenada nunha das gravadoras.

As mostraxes iniciáronse media hora despois da posta do sol, e non se estenderon máis alá de tres horas, de forma que permaneceron contidas no período de máxima actividade rexistrado no Parque Nacional (consultar Arcea, 2011).

Os puntos de mostraxe seleccionáronse previamente e de xeito balanceado, de forma que existiu un número representativo dos mesmos acorde coa superficie ocupada por cada medio dentro da área de estudo. En cada xornada de mostraxe estes puntos seleccionáronse ao azar. Unha vez seleccionados, a orde de execución determinouse en función da ruta máis óptima en termos de desprazamento.

A unidade de análise nestas mostraxes foi o número de pasos relativos (un mesmo morcego podía ser rexistrado un número indeterminado de veces) de quirópteros en catro minutos.

Selección de variables explicativas das variacións da abundancia relativa dos quirópteros

Tendo en consideración que a distancia máxima de detección dos ultrasóns emitidos por un morcego anano (*Pipistrellus pipistrellus*) é de 30 m, e a dun morcego de horta (*Eptesicus serotinus*) de 50 m (Barataud, 1996), e que ambas especies son as máis abundantes no Parque, establecéronse superficies circulares de 50 m de radio ao redor de cada punto de mostraxe, que foron utilizadas para describir as características da paisaxe.

Utilizáronse un total de seis variables climáticas: temperatura, dirección e velocidade máxima e mínima do vento, precipitación e humidade relativa do aire (Táboa 2). Para as mostraxes con detectores móbiles, a velocidade do vento mediuse cun anemómetro de cazoletas (PCE Instruments, modelo A420, de 0,1 m/s de resolución), e a temperatura e a humidade relativa do aire cun barómetro-termohigrómetro (modelo PCE-THB38, precisión: 0,1ºC e 0,1% H.r). Ao chegar a cada punto de mostraxe medíase a velocidade do vento (función máxima e mínima do anemómetro) a unha altura aproximada de dous metros do chan durante 30 segundos, e de novo ao finalizar a estación; para a computación destes datos calculouse o valor medio de cada medición. A dirección do vento foi obtida, cunha frecuencia dez minutal, da base de datos históricos de MeteoGalicia para a estación meteorolóxica automatizada da illa do Faro. O higrómetro e o termómetro activábanse ao principio da estación, efectuándose a lectura tras a finalización do período de gravación.
Para as mostraxes cos detectores fixos, os datos de velocidade e dirección do vento, así como os de precipitacións, foron medidos cunha frecuencia de dez minutos, e obtidos da

base de datos históricos de MeteoGalicia para a estación meteorolóxica automatizada arriba sinalada, coa excepción do ano 2011, no que os datos de velocidade e dirección de vento corresponden á estación meteorolóxica do Instituto de Investigacións Pesqueiras de Vigo, ao non existir lecturas destas variables para a estación de Cíes nin tampouco para a de Ons. Cos datos dezminutais comprendidos entre o ocaso e o orto, calculáronse os valores medios da temperatura, velocidade e dirección do vento para cada noite na que os detectores estiveron funcionando. En canto ás precipitacións, contabilizouse o número de períodos de 10 minutos con chuvia por noite e se transformou en porcentaxe, para avaliar o período de actividade dos morcegos afectado por elas.

Ademais das variables climatolóxicas empregáronse outras 41 variables descritoras da paisaxe, variables relacionadas principalmente coa superficie, grao de fragmentación e distancia a diferentes elementos e formacións arbóreas (Táboa 3). Coa axuda dun SIX e de fotos aéreas recentes (PNOA, 2010), efectuouse un cartografado, escala 1:400, da vexetación das illas de Monteagudo e do Faro, así como de outros elementos ou medios de interese. Esta cartografía vectorial foi transformada posteriormente nun ráster dun metro de tamaño de píxel. Ambos mapas foron utilizados para o cálculo, coa axuda de diferentes ferramentas do SIX, das variables descritoras da paisaxe. Para o cálculo da altitude, pendente media, distancias euclidianas a pendentes de 20, 45 e 60º, e grao de exposición norte (*northness*) e leste (*eastness*), empregouse un modelo dixital do terreo de 10 m de tamaño de píxel (elaborado polo SITGA). O grao de exposición norte pode oscilar entre -1 (exposición norte nula ou total exposición sur) e +1 (total exposición ao norte), e foi calculado en base á seguinte expresión (Zar, 2007): *Northness* = cos ((orientación (º) * π)/180). O grao de exposición leste pode oscilar entre -1 (exposición leste nula ou total exposición oeste) e +1 (total exposición ao leste), e foi calculado en base á seguinte expresión (Zar, 2007): *Eastness* = sen ((orientación (º) * π)/180). Cos valores de cada píxel comprendidos dentro das superficies circulares de 50 m de radio ao redor de cada punto de mostraxe, calculouse un valor medio.

As variables tamaño medio de parche (*mean patch size*), índice de fragmentación (*shape index*) e contaxio (*contagion*) foron calculadas utilizando o programa *FragStats v.4*. O índice de fragmentación mide a complexidade da forma do parche de vexetación de interese en comparación cunha forma estándar (cadrado) do mesmo tamaño, e elimina a dependencia do tamaño do parche que teñen outras variables que miden a fragmentación (McGarigal, 2014); así parches de superficies moi diferentes poden ser comparados directamente entre si. Parches compactos, de formas simples, teñen valores do índice próximos a 1,0, mentres que parches xeometricamente máis complexos teñen valores maiores que 1.0. Forman & Godron (1986) sinalan que este índice é amplamente aplicable na investigación ecolóxica da paisaxe. O contaxio é un índice que cuantifica o grao co que os medios representados se distribúen de xeito agrupado en contraposición a unha distribución dispersa en numerosos fragmentos (Botequilha-Leitão *et al.*, 2006). Consiste na probabilidade de que dous píxel contiguos elixidos ao azar, pertenzan a dous tipos diferentes de medios (consultar McGarigal, 2014, para unha descrición máis detallada). O contaxio é próximo a cero cando a tipoloxía de parches existente acada os máximos valores de fragmentación posibles, mentres que se aproxima a 100 cando todos os tipos de parches existentes acadan os máximos niveis de agregación posible (Botequilha-Leitão *et al.*, 2006).
Todas as variables seleccionadas teñen, potencialmente, capacidade para explicar as variacións na abundancia relativa de quirópteros. En concreto, o efecto da temperatura

foi sinalada, entre outros autores, por Vaughan *et al.*, (1997), Gaisler *et al.* (1998), Seidman & Zabel (2001), Stoycheva *et al.* (2008); a velocidade do vento por Verboom & Spoelstra (1999), Rydell *et al.* (2010), Arnett *et al.* (2008 e 2011); e a estrutura da vexetación por Furlonger *et al.* (1987), Fenton (1990), Verboom & Huitema (1997), Glendell & Vaughan (2002), Clear (2005), Dixon (2012) e Hale *et al.* (2012).

Variable	Descrición
	Mostraxes con detectores móbiles
Hora	Nº de minutos transcorridos desde a posta do Sol
vento_max	Velocidade do vento máximo en m/s
vento_min	Velocidade do vento mínimo en m/s
Temp	Temperatura en ºC
Humi	Humidade en %
Dir_vento	Dirección do vento en º
	Mostraxes con detectores fixos
Preci_period	% de períodos de 10 min con precipitacións por noite (entre horas ocaso-orto)
Temp	Temperatura en ºC
vento	Velocidade media do vento en m/s
dir_vento	Dirección media do vento en º
Lua_por	% de disco lunar iluminado

Táboa 2. Variables climatolóxicas utilizadas para explicar o uso que os quirópteros fan dos diferentes medios representados nas illas de Monte Agudo e do Faro. Consultar metodoloxía.

Variable	Descrición
e_d_20	Distancia Euclidiana ao píxel (10 m) máis próximo cunha pendente de 20°.
e_d_45	Distancia Euclidiana ao píxel máis próximo cunha pendente de 45°.
e_d_60	Distancia Euclidiana ao píxel máis próximo cunha pendente de 60°.
northness	Grao de orientación norte medio.
eastness	Grao de orientación leste medio.
pendente	Pendente media en °.
altitude	Altitude (m.s.n.m).
dist_auga	Distancia (m) ao punto de auga accesible máis achegado.
dist_forest	Distancia (m) ao bordo forestal máis achegado.
dist_Pinus	Distancia (m) ao bordo de piñeiral máis achegado.
dist_Eucal	Distancia (m) ao bordo de eucaliptal máis achegado.
dist_Acacia	Distancia (m) ao bordo de acacias máis achegado.
dist_Cupressus	Distancia (m) ao bordo de Cupressus máis achegado.
dist_outros	Distancia (m) ao bordo máis achegado de outras formacións arbóreas.
dist_edific	Distancia en metros á edificación máis achegada, excluíndo faros.
patch_richness	Número de medios existentes.
sup_forestal	Superficie forestal (árbores de máis de 10 m de altura), en m^2.
sup_forestal_2	Superficie forestal (árbores de menos de 10 m de altura), en m^2.
sup_Pinus	Superficie (m^2) ocupada por piñeiros de máis de 10 m de altura.
sup_Pinus_2	Superficie (m^2) ocupada por piñeiros de menos de 10 m de altura.
sup_Eucal	Superficie (m^2) ocupada por eucaliptos de máis de 10 m de altura.
sup_Eucal_2	Superficie (m^2) ocupada por eucaliptos de menos de 10 m de altura.
sup_Acacia	Superficie (m^2) ocupada por acacias de máis de 10 m de altura.
sup_Acacia_2	Superficie (m^2) ocupada por acacias de menos de 10 m de altura.
sup_outr	Superficie (m^2) ocupada por outras árbores de máis de 10 m de altura.
sup_outr_2	Superficie (m^2) ocupada por outras árbores de menos de 10 m de altura.
sup_mato	Superficie (m^2) ocupada por matogueiras e herbáceas.
sup_urb	Superficie (m^2) urbanizada.
sup_mar	Superficie (m^2) de mar.
sup_rochas	Superficie (m^2) de rochas.
m_patch_size_forest	Tamaño medio (ha) de parches forestais de máis de 10 m de altura.
m_patch_size_Pinus	Tamaño medio (ha) de parches de piñeiros de máis de 10 m de altura.
m_patch_size_Eucal	Tamaño medio (ha) de parches de eucaliptos de máis de 10 m de altura.
m_patch_size_Acacia	Tamaño medio (ha) de parches de acacia de máis de 10 m de altura.
m_patch_size_outros	Tamaño medio (ha) de parches de outras árbores de máis de 10 m de altura.
shape_forest	Índice de fragmentación das formacións forestais de máis de 10 m de altura.
shape_Pinus	Índice de fragmentación das formacións de piñeiro de máis de 10 m de altura.
shape_Eucal	Índice de fragmentación das formacións de eucalipto de máis de 10 m de altura.
shape_Acacia	Índice de fragmentación das formacións de acacia de máis de 10 m de altura.
shape_outros	Índice de fragmentación das formacións de outras especies arbóreas de máis de 10 m de altura.
contagion	Contaxio (%). Grao no que os diferentes medios representados se dan en distribucións agrupadas.

Táboa 3. Variables descritoras da paisaxe utilizadas para explicar o uso que os quirópteros fan dos diferentes medios representados nas illas de Monte Agudo e do Faro. Consultar metodoloxía.

Análises estatísticos

Empregáronse técnicas de modelización para identificar as variables que podían explicar o uso que fan do hábitat o conxunto das especies de quirópteros do Parque Nacional. Tanto no caso das mostraxes con detectores fixos como naquelas con detectores móbiles, axustáronse dous modelos, un utilizando as variables climatolóxicas xunto co grao de exposición norte e leste, e outro utilizando só variables descritoras da paisaxe. O motivo deste procedemento radicou no feito de que as condicións climatolóxicas afectan notablemente á presenza e actividade dos quirópteros, e poden enmascarar o efecto doutras variables como a estrutura e composición da vexetación, de maior interese a efectos da toma de decisións de manexo da cobertura vexetal do Parque.

En concreto axustouse un modelo lineal xeneralizado mixto (GLMM nas súas siglas en inglés) aos datos de abundancia relativa de quirópteros; no caso das mostraxes con detectores móbiles ao número de pasos de morcego acumulados en catro minutos, e no caso dos detectores fixos, ao número de gravacións de cinco segundos con pulsos de morcego acumuladas nunha noite. Como integrantes da parte aleatoria (*random effects*) dos modelos incorporouse a variable data de visita para as mostraxes cos detectores móbiles, ao estimarse probable que os datos obtidos nunha mesma xornada de mostraxe fosen máis similares entre si que os obtidos en datas diferentes. No caso dos datos dos detectores fixos, as variables incorporadas á parte aleatoria dos modelos foron o ano e o punto de mostraxe, ao considerarse que os datos obtidos nun mesmo ano e nun mesmo punto serían máis similares entre si que os obtidos en anos ou puntos diferentes; esta estrutura de modelo permite o establecemento de correlacións entre os datos dos anos e dos puntos de mostraxe.

Utilizouse o software libre R (R Core Team, 2013) para axustar os modelos, utilizando a función glmmadmb do paquete glmmADMB (Skaug *et al.*, 2012), así como o paquete *lattice* (Sarkar, 2008) para as representacións gráficas. Testouse ademais que distribución se axustaba mellor á variable dependente, se unha distribución de Poisson ou unha binomial negativa, infladas ou non infladas de ceros.

Seguindo os procedementos recomendados por Zuur *et al.* (2009) e Zuur *et al.* (2013), efectuouse unha exploración dos datos variable a variable utilizando os denominados *Cleveland dotplots* (Cleveland, 1993), para detectar a posible existencia de casos extremos (*outliers*) que dificultaran o axuste do modelo, e avaliar a súa posible eliminación (Zuur *et al.*, 2010). Posteriormente se calcularon os VIF (*variance inflation factor*) para determinar a existencia de correlación entre as variables preditoras (colinearidade) seguindo o procedemento sinalado por Zuur *et al.* (2007), e eliminar variables, de ser necesario. Estes autores recomendan eliminar variables con un VIF inferior a 3. Para facilitar a comprensión das análises efectuadas, sinalar que os valores VIF baséanse na proporción de varianza que unha variable independente comparte con outras variables independentes no modelo, ofrecendo información dos niveis de colinearidade e dos seus posibles efectos no axuste do modelo (O'Brien, 2007). Para o cálculo dos VIF utilizouse a función *corvif*, contida en HighStatLib.R e accesible na dirección web www.highstat.com.

Para avaliar a colinearidade entre variables empregouse tamén o coeficiente de correlación de rangos de Spearman. Este estatístico non fai asunción algunha acerca da

linearidade da relación entre variables (Rhodes *et al.*, 2009), polo que se considerou o máis axeitado para o propósito das presentes análises. Rhodes *et al.* (2009) suxiren utilizar un valor $|r|>0,5$ como punto de corte para considerar a existencia de alta colinearidade entre variables, mentres que Zuur *et al.* (2012) estiman que valores en torno a 0,5 deben ser considerados como de alta colinearidade só no caso de grandes bases de datos. Outros autores propoñen como indicadores de alta colinearidade valores de $|r|>0,7$ (Dorman *et al.*, 2013). No caso que nos ocupa decidiuse seleccionar un valor de compromiso de $|r|>0,6$, ao non analizarse unha grande cantidade de datos. Para elixir entre un par ou entre un grupo de variables correlacionadas calculáronse os modelos univariantes, xa que o propósito radicaba en seleccionar non só variables non correlacionadas, senón tamén as máis informativas (consultar seguintes parágrafos).

O procedemento de axuste do modelo baseouse na determinación de aquel máis informativo seguindo a proposta de Burham *et al.* (2011), baseada nunha aproximación I-T (*Information Theoretic Approach*). A este respecto, estes autores suxiren que os modelos candidatos sexan establecidos a priori, baseados no coñecemento previo, experiencia propia, referencias bibliográficas ou estudos piloto, e deben ter significado ecolóxico. Burhan & Anderson (2002) recomendan confeccionar entre 4-20 modelos candidatos. Estes mesmos autores consideran que o testado de todos os posibles modelos pode ser considerado como un proceso de filtrado de información (*data dredging*), termo que fai referencia á simple obtención de datos para descubrir relacións entre eles, e que pode levar á detección de relacións equivocadas, estatisticamente significativas pero debidas ao azar, e que polo tanto non poden ser xeneralizadas. Sinalan ademais que a selección dunha serie de modelos candidatos e a posterior extracción de conclusións sobre os mesmos pode supoñer un "*cherry picking*" (unha falacia), é dicir, unha selección deliberada de aqueles que apoien o noso punto de vista (Norton, en Rudman, 2003). Whittingham *et al.* (2006) destacan ademais as limitacións da regresión múltiple paso a paso (*stepwise regresion*), e a consideran unha mala práctica, debido ás desviacións na estimación dos parámetros, inconsistencias nos algoritmos de selección de modelo e na focalización ou confianza nun único "mellor" modelo.

Tendo en conta o exposto no parágrafo anterior, finalmente adoptouse unha aproximación de compromiso para a modelización, decidindo que se seleccionarían un máximo de cinco variables en base aos valores de AIC (*Akaike Information Criterion*), coas que se establecerían o conxunto de modelos candidatos a avaliar. O procedemento foi o seguinte; en primeiro lugar determinouse o modelo nulo (aquel modelo só coa variable dependente), e posteriormente os modelos univariantes (a variable dependente fronte a cada unha das variables explicativas por separado). Como se sinalou, anotouse o AIC de cada modelo, que mide a bondade relativa do axuste do mesmo, sendo o modelo co AIC máis baixo o máis informativo do conxunto de modelos considerados (Burhan & Anderson, 2002). Os modelos univariantes das variables seleccionadas debían ser ademais máis informativos que o modelo nulo, e a súa pendente non conter o valor cero dentro do intervalo de confianza ao 95%. Determinouse ademais o ΔAIC, que é a diferenza entre o valor do AIC dun modelo específico e o valor mínimo do AIC considerando todos os modelos. Calculouse tamén o valor do peso Akaike (*Akaike weight*), que fai referencia ao peso da evidencia a favor dun modelo dentro dunha serie de modelos (Burham & Anderson, 2002), utilizando o paquete qpcR (Spiess, 2013).
Tras o cálculo dos VIF seguindo o procedemento arriba sinalado, variables de interese non chegaban á fase do cálculo dos modelos univariantes, quizais polo efecto dunha

estrutura particular do conxunto de datos dispoñibles ou pola presenza de variables pouco representadas (por exemplo a superficie ocupada por *Acacia* ou o seu grao de fragmentación), polo que se estimou oportuno calcular os modelos univariantes de todas as variables consideradas, e posteriormente calcular os valores VIF para o conxunto de variables cun AIC inferior ao do modelo nulo.

Na selección final do modelo serían descartados, cando fora posible, os modelos univariantes, para evitar o posible efecto "filtrado de información (*data dredging*)", e o valor de corte de ΔAIC sería de 5 (aqueles modelos con un ΔAIC igual ou inferior a 5 serían seleccionados), valor co que Burham *et al.* (2011) sinalan que se asegura que todos os modelos son verosímiles.

Os resultados de calquera modelo deben ser validados, para avaliar a súa utilidade. A validación no presente estudo abordouse a través do cálculo dun estatístico de dispersión (*overdispersion*), e da exploración dos residuos fronte aos valores preditos e fronte aos valores de cada unha das variables que integran o modelo. Para que un modelo sexa validado, os valores de "*overdispersion*" deben situarse en torno a 1, non debendo existir patrón algún na distribución dos residuos (consultar p.ex. Zuur *et al.*, 2013). Utilizouse a función de suavizado *loess* do paquete *stats* (R Core Team, 2013), para axustar unha liña de tendencia ás representacións gráficas dos residuos que axudara a identificar a posible existencia de patróns.

Finalmente os valores preditos foron representados fronte aos valores das covariables, a efectos de interpretación, utilizando os modelos cos pesos AIC máis altos. A suma dos pesos Akaike para cada modelo no que estea presente unha variable establece a importancia relativa de cada variable (Burham & Anderson, 2002). Se o peso Akaike dun modelo está por riba de 0,9, debe ser considerado o máis parsimonioso; en caso contrario, debe efectuarse unha ponderación cos resultados de todos os modelos candidatos (Burham & Anderson, 2002).

3.1.3. Resultados e discusión

Uso dos diferentes medios do Parque

Os bordes de eucaliptais, as dunas, as matogueiras e as áreas humanizadas foron os medios menos utilizados polos quirópteros nos meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro (Figura 1). A actividade rexistrada nas formacións autóctonas do Parque (non representada na Figura 1) semella ser elevada, cunha media de 40,5 gravacións de cinco segundos con morcegos por noite, aínda que con uns intervalos de confianza moi amplos (IC 95%: -359,74 - 440,74; mínimo 9, máximo 72, n=2 noites), polo que debe ser considerada con cautela. No punto de mostraxe seleccionado nestas formacións rexistrouse unha elevada actividade estriduladora de ortopteroides, que esgotaron a memoria do detector en algo máis de dúas noites. En 2011, acantilados (equiparables ás matogueiras de 2013), bordes de eucaliptal e eucaliptais (non mostreados en 2013), foron os medios menos utilizados polos quirópteros en agosto e setembro (Figura 2).

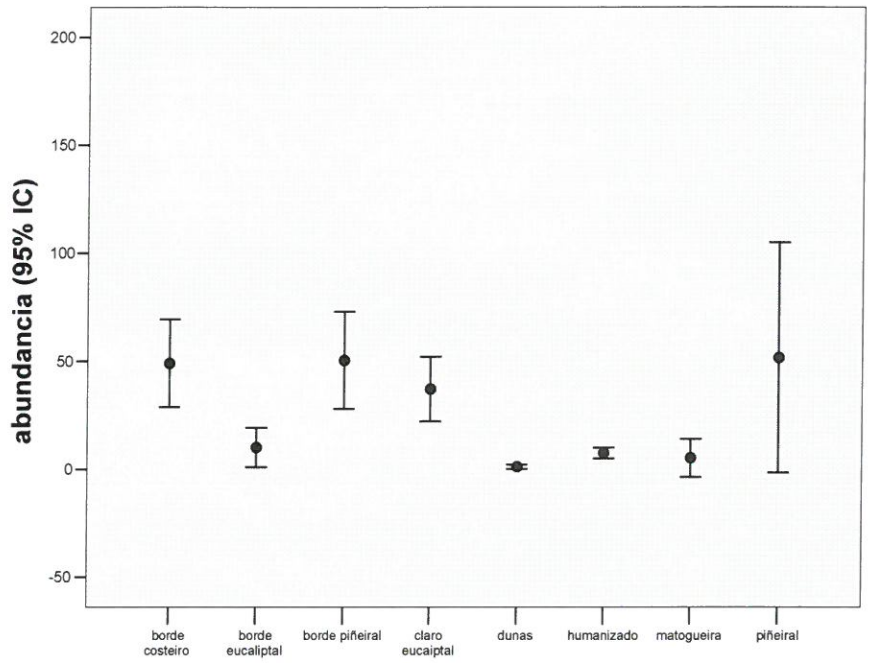


Figura 1. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con presenza de morcegos por noite) en diferentes medios representativos das illas de Monteagudo e do Faro, durante os meses de agosto e setembro de 2013. bordo costeiro n= 6 noites; bordo eucaliptal n=13; bordo piñeiral n=13; claro eucaliptal n=6; dunas n=6; humanizado n=8; matogueira n=8; piñeiral n=9 noites.

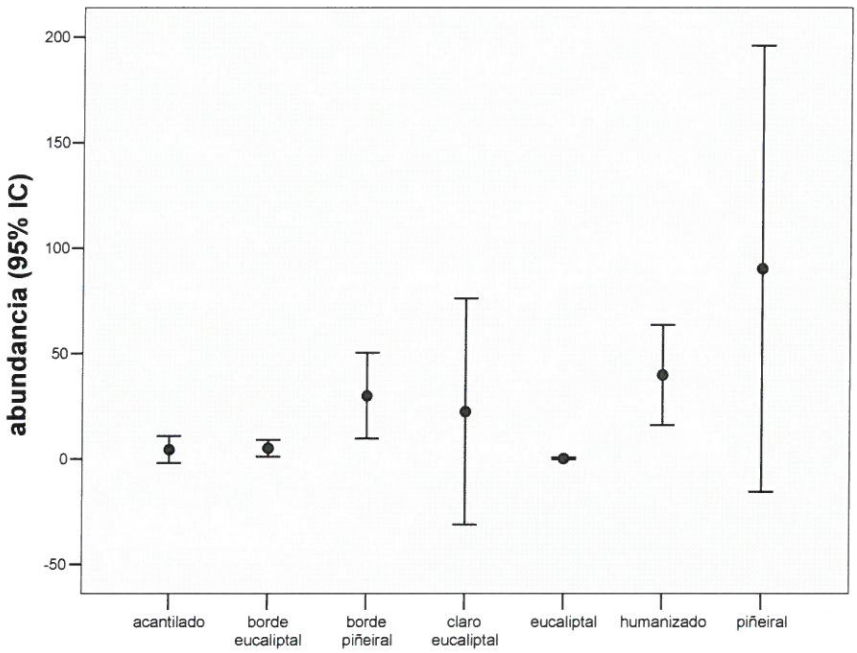


Figura 2. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con presenza de morcegos por noite) en diferentes medios representativos das illas de Monteagudo e do Faro, durante os meses de agosto e setembro de 2011. Acantilado n= 4 noites; bordo eucaliptal n=19; borde piñeiral n=17; claro eucaliptal n=4; eucaliptal n=6; humanizado n=35; piñeiral n=6 noites.

Modelización da abundancia dos quirópteros do Parque

1) Mostraxes con detectores móbiles

A distribución que mellor se axustou á abundancia de morcegos (variable dependente) rexistrada foi unha binomial negativa non inflada de ceros. Os valores VIF das variables que finalmente se utilizaron no axuste do modelo climatolóxico se recollen na Táboa 2 do Anexo I. Detectouse unha elevada colinearidade entre as velocidades do vento máxima e mínima, seleccionando finalmente a velocidade mínima por ser a variable cun AIC menor.

A velocidade do vento afecta negativamente á presenza de quirópteros nas illas de Monteagudo e do Faro (Anexo I: Táboa 1 e Figuras 1 a 3). Velocidades de vento superiores a 0,2 ms^{-1} reducen significativamente a actividade dos morcegos (Figura 3).

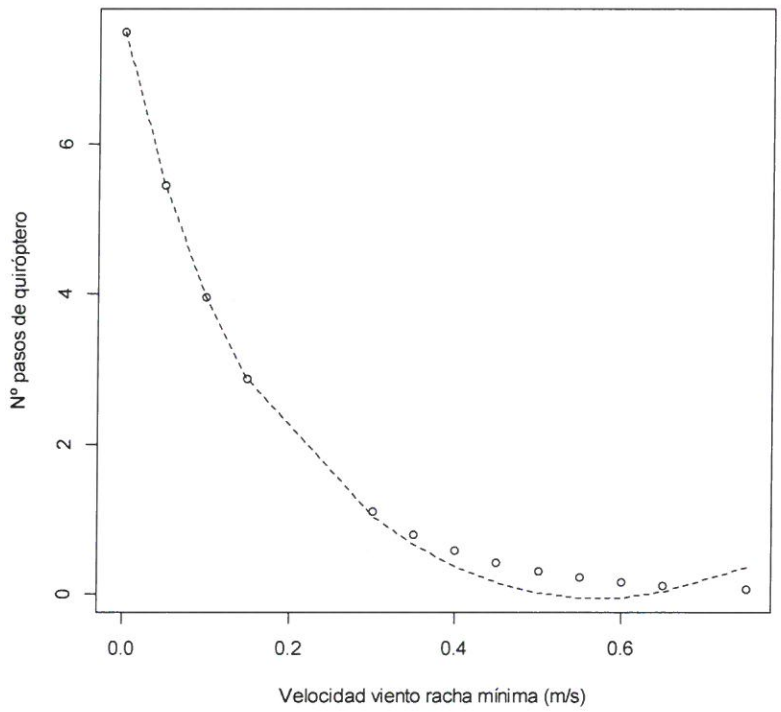


Figura 3. Abundancia relativa de quirópteros (nº de pasos acumulados en catro minutos) predita pola velocidade do vento (racha mínima), resultado do axuste dun modelo GLMM binomial negativo aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles obtidos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras climatolóxicas.

Debido ao limitado número de datos (n= 110 puntos de mostraxe), para o axuste do modelo utilizando descritores da paisaxe, considerouse oportuno focalizar a atención nas variables de maior interese, en concreto as distancias a formacións arbóreas, a piñeiros e a eucaliptos, as superficies de piñeiros, eucaliptos e matogueiras, o tamaño medio do parche forestal, do parche de piñeiros e do parche de eucaliptos, e o índice de

fragmentación (*shape index*) de formacións arbóreas. Os valores VIF das variables que finalmente se utilizaron no axuste do modelo se recollen na Táboa 2 do Anexo II.

Tan só o modelo integrado pola variable superficie de matogueiras foi máis informativo que o modelo nulo (Anexo II: Táboa 1). Un incremento da superficie de matogueiras reduce significativamente o uso que fan os morcegos das áreas ocupadas por este tipo de vexetación (Figura 4; Anexo II: Figuras 1 a 3). Con todo, sería recomendable incrementar o tamaño de mostra, un tanto reducido, e axustar novos modelos aos datos obtidos, ao estimarse que nesta modelización deberían ter cabida outras variables explicativas.

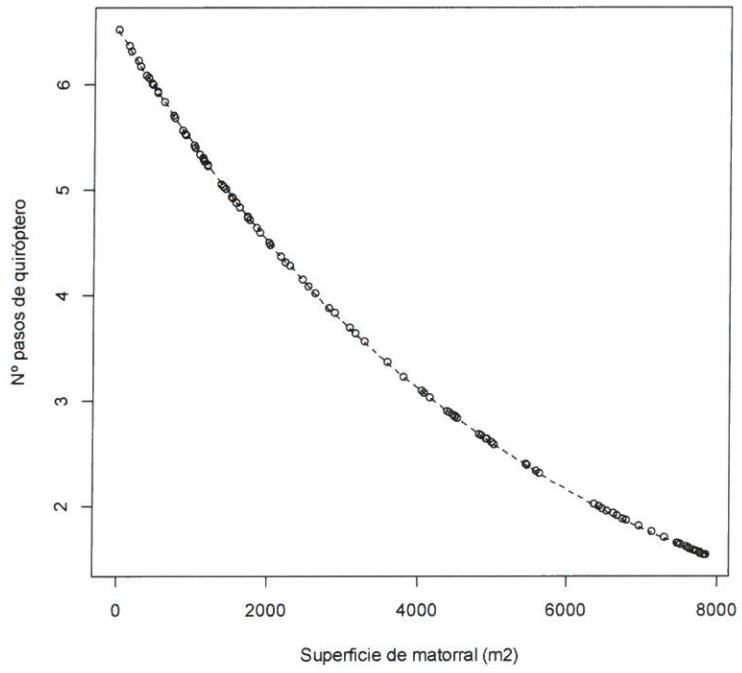


Figura 4. Abundancia relativa de quirópteros (nº de pasos acumulados en catro minutos) predita pola superficie de matogueiras, resultado do axuste dun modelo GLMM binomial negativo aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles obtidos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras da paisaxe.

2) Mostraxes con detectores fixos

Ao igual que no caso das mostraxes con detectores móbiles, a distribución que mellor se axustou á abundancia de morcegos (variable dependente) rexistrada cos detectores fixos foi unha binomial negativa non inflada ce ceros. Os valores VIF das variables que finalmente se utilizaron no axuste do modelo se recollen na Táboa 2 do Anexo III.

En concordancia cos resultados obtidos na análise dos datos dos detectores móbiles, a velocidade do vento tamén explica as variacións da abundancia relativa de morcegos medida cos detectores fixos (Anexo III: Táboa 1 e Figuras 1 a 4). Velocidades medias

de vento superiores a 4 ms^{-1} practicamente eliminan a actividade de morcegos (Figura 5).

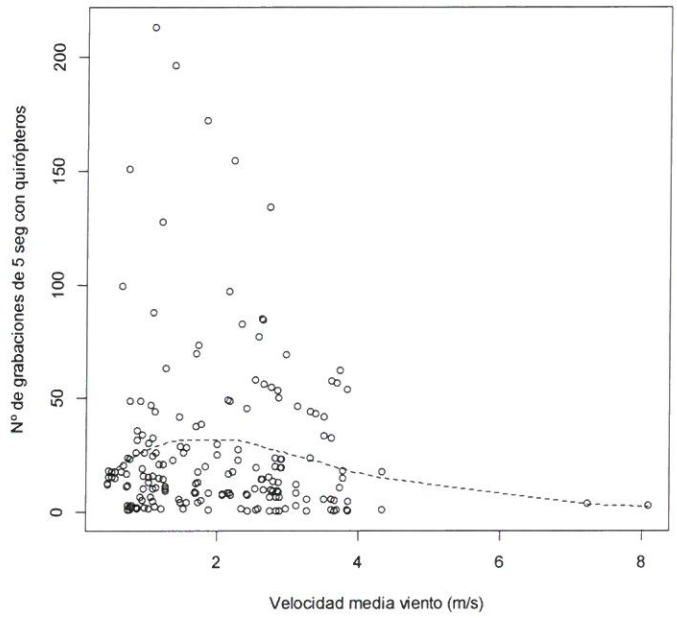


Figura 5. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con morcegos nunha noite) predita pola velocidade media do vento, resultado do axuste dun modelo GLMM binomial negativo aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos obtidos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras climatolóxicas.

Tres variables descritoras da paisaxe explican as variacións da abundancia dos morcegos nas illas de Monteagudo e do Faro, en concreto a superficie de eucaliptais, a distancia a piñeiros e o índice de fragmentación de piñeirais. Con todo, é a superficie de eucaliptais a variable que ten máis influencia na actividade dos morcegos (Anexo IV: Táboas 1 e 2). Ponderáronse as predicións de tres modelos seleccionados (Anexo IV: Táboas 1 e 2, e Figuras 1 a 16), segundo as cales, superficies inferiores a 1500 m^2 facilitarían a actividade dos morcegos en contraposición a superficies menos arboradas; con todo, superficies superiores aos 2000 m^2 reducirían drasticamente a presenza de morcegos (Figura 6). A actividade dos morcegos diminuiría a partires dos 10 m de distancia a formacións de piñeiros (Figura 7), aínda que as predicións desta variable son menos claras que no caso da superficie de eucaliptais, en concordancia co seu menor peso nos modelos. Ademais, unha elevada fragmentación dos piñeirais favorece a actividade dos morcegos (Figura 8). Os valores VIF das variables que se utilizaron no axuste do modelo se recollen nas Táboas 3 e 4 do Anexo IV.

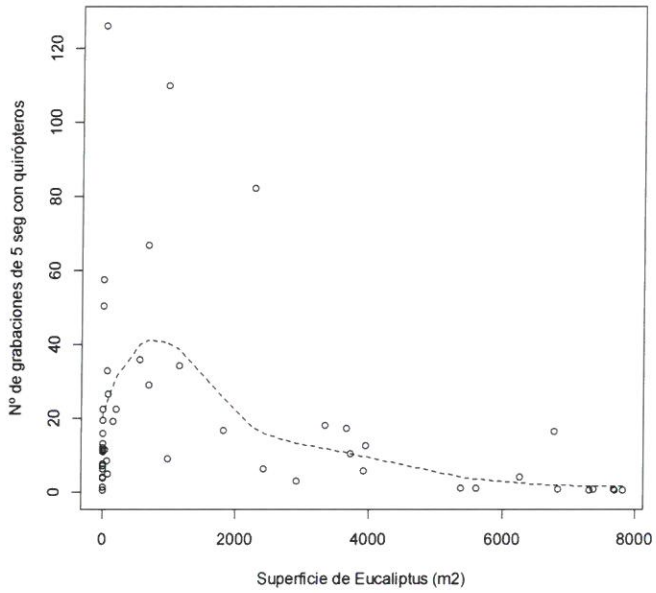


Figura 6. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con morcegos nunha noite) predita pola superficie de eucaliptos, resultado do axuste dun modelo GLMM binomial negativo aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos obtidos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras da paisaxe.

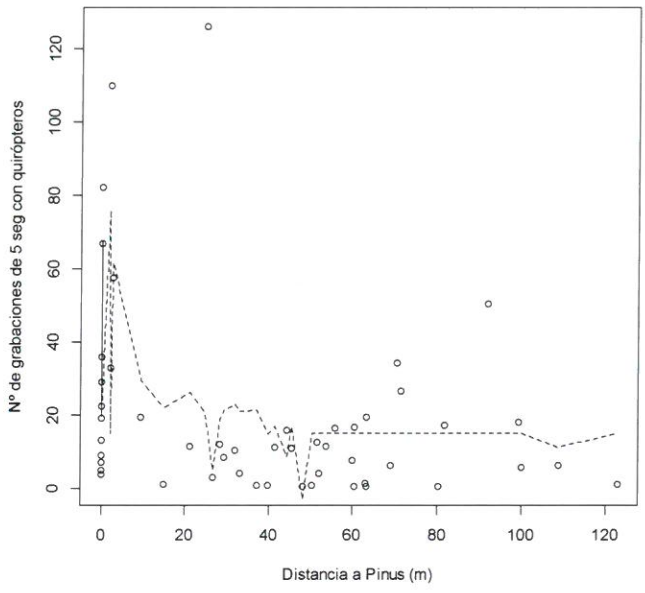


Figura 7. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con morcegos nunha noite) predita pola distancia a piñeiros, resultado do modelo GLMM binomial negativo axustado aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos obtidos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras da paisaxe.

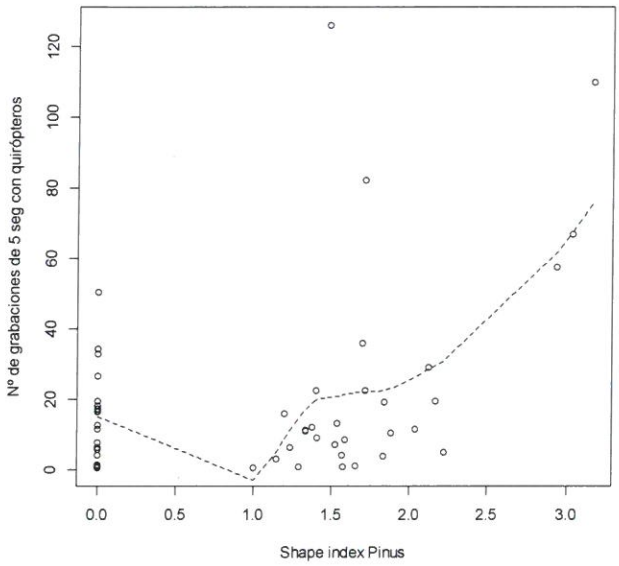


Figura 8. Abundancia relativa de quirópteros (nº acumulado de gravacións de cinco segundos con morcegos nunha noite) predita polo nivel de fragmentación das superficie de piñeiral, resultado do axuste dun modelo GLMM binomial negativo aos datos das mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos durante os meses de agosto e setembro de 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro, utilizando variables descritoras da paisaxe.

As dúas especies de quirópteros que acumulan practicamente a totalidade da actividade rexistrada cos detectores de ultrasóns no Parque son os morcegos anano (*Pipistrellus pipistrellus*) e de horta (*Eptesicus serotinus*), polo tanto os resultados dos modelos deben ser relacionadas con estas dúas especies.

O morcego anano sería un integrante do grupo de quirópteros que exploran zonas de bordo, caracterizado por agrupar especies cun elevado *aspect ratio* [AR é un indicador do grao de estreiteza das alas dun morcego, AR = envergadura / superficie alar; valores máis altos de AR implican unha maior eficiencia aerodinámica e menores perdas de enerxía durante o voo, en especial cando se produce a baixas velocidades (Norberg, 1998)], baixa carga alar [WL; é un descritor do tamaño da ala; WL = peso medido como a masa * aceleración da gravidade (Newtons m^{-1}) /superficie alar; morcegos de voo lento teñen cargas alares baixas (alas grandes), e morcegos con alas pequenas teñen que voar máis rápido para o tamaño corporal que teñen (Norberg, 1998)] e unha gran envergadura (Fenton, 1999). Aínda que se trata dunha especie que non se limita ao uso de áreas abertas (Kalko & Schnitzler, 1993), rexeita áreas de vexetación densa (Bartonička & Řehák, 2004) e prefire alimentarse en zonas de bordo (Verboom & Huitema, 1997; Verboom & Spoelstra, 1999). O morcego de horta é unha especie que tipicamente se alimenta de grandes insectos en zonas de bordo e áreas abertas (Verboom & Huitema, 1997; Hale *et al.*, 2012).

Os eucaliptais do Parque son formacións densas (Figura 9) e maduras (Figuras 10 e 11), e polo tanto pouco aptas para ser utilizadas como zonas de alimentación polos morcegos anano e de horta, salvo na zona de dosel. Con todo, os piñeirais, aínda que máis baixos que os eucaliptais (Figura 10), son formacións menos densas (Figura 9), o que lles permite ás especies sinaladas utilizalos en certa medida como cazadoiros.

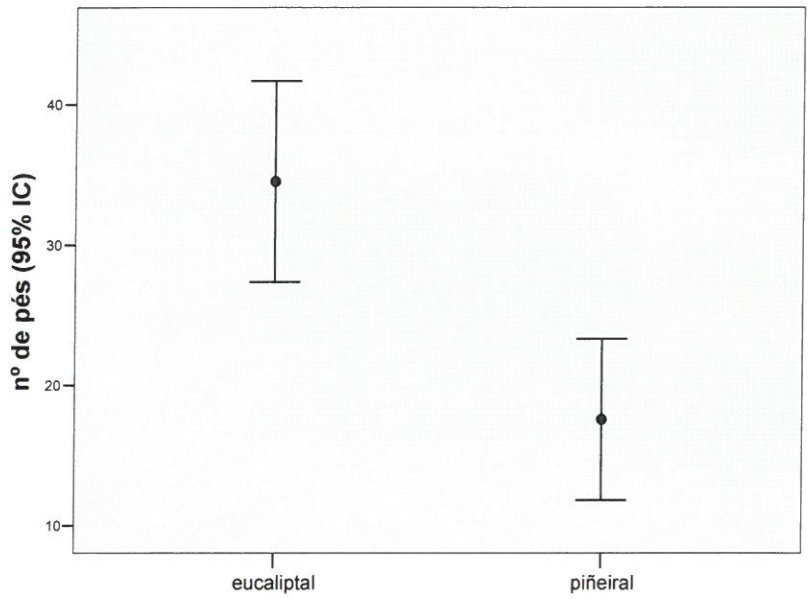


Figura 9. Número de árbores en parcelas de 500 m^2 localizadas en eucaliptais (n=24 parcelas) e piñeirais (n=17) das illas de Monteagudo e do Faro. Elaboración propia en base aos datos contidos en Blanco-Dios *et al.*, (2007), facilitados polo Parque Nacional.

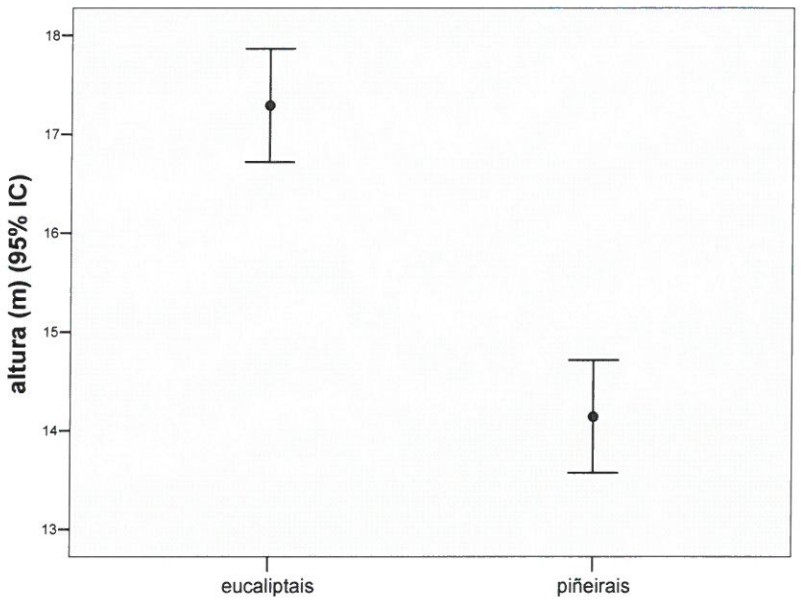


Figura 10. Altura media das árbores en eucaliptais e piñeiras das illas de Monteagudo e do Faro. Elaboración propia en base aos datos contidos en Blanco-Dios *et al.*, (2007), facilitados polo Parque Nacional; n=24 parcelas de 500 m^2 en eucaliptais e n=17 en piñeirais.

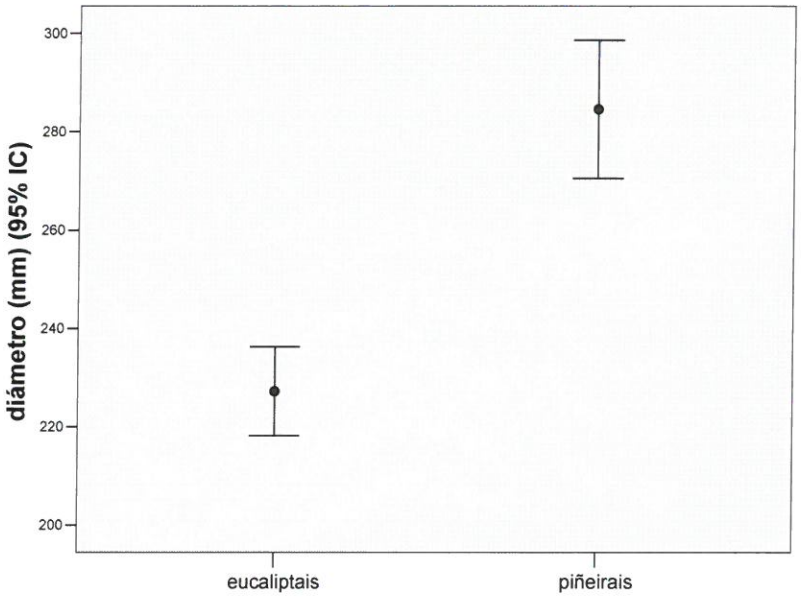


Figura 11. Diámetro medio das árbores en eucaliptais e piñeiras das illas de Monteagudo e do Faro. Elaboración propia en base aos datos contidos en Blanco-Dios *et al.*, (2007), facilitados polo Parque Nacional; n=24 parcelas de 500 m^2 en eucaliptais e n=17 en piñeirais.

3.2. Estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do Parque Nacional

3.2.1. Introdución

Un dos principais obxectivos do presente proxecto era poñer en práctica o programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do Parque Nacional. Como metodoloxía para desenvolver este obxectivo, en Arcea (2011) propúñase a realización dun seguimento anual da evolución da utilización relativa media do conxunto de medios existente no espazo protexido, ao mesmo tempo que se efectuaban contaxes de exemplares durante a emerxencia nos principais agrupamentos de reprodución das especies máis relevantes. No presente apartado dáse conta dos resultados da comparación da abundancia relativa de quirópteros entre os anos 2011 e 2013, e das contaxes e capturas durante a emerxencia na edificación do antigo convento da illa do Faro.

3.2.2. Metodoloxía

Para avaliar a adecuación do tamaño de mostra, explorouse a evolución do coeficiente de variación (CV) fronte ao número de noites de mostraxe. O coeficiente de variación mide a relación entre o tamaño da media e a variabilidade, neste caso da abundancia de quirópteros (número de gravacións de cinco segundos por noite con presenza de morcegos). A maior valor do coeficiente de variación, maior heteroxeneidade dos valores da variable. Utilizando o software libre R e a través de técnicas de *bootstrap*, efectuáronse 1000 extraccións ao azar con repetición de grupos de seis en seis datos (primeiro 6, logo 12, 18, 24,...) de abundancia de quirópteros do conxunto de datos acumulados entre 2011 e 2013 (n=189 datos de abundancia), sobre as que se calcularon as medias, desviacións estándar e os coeficientes de variación (desviación estándar/media). Efectuáronse tamén análises de potencia para un test da t utilizando a función power.t.test (R Core Team., 2013; Crawley, 2007). A modo de recordatorio, a potencia mide a probabilidade de rexeitar unha hipótese nula (no caso que nos ocupa a non existencia de diferenzas na abundancia de morcegos entre 2011 e 2013) cando é falsa. Nestas análises aplicouse un valor estándar de 0,8.

Para comparar os resultados da abundancia relativa de morcegos entre 2011 e 2013, axustouse un modelo lineal xeneralizado mixto (GLMM nas súas siglas en inglés) aos datos de abundancia relativa de quirópteros (número de gravacións de cinco segundos con rexistros de quirópteros) para cada noite e punto de mostraxe. Como factor aleatorio incorporouse a variable estación, para controlar o efecto da repetición do punto de mostraxe (rango entre 1 e 6 noites). Como variable explicativa utilizouse o ano. No apartado 3.1.2. da presente memoria pode consultarse o procedemento de análise seguido así como outros aspectos de interese.

A principal asunción debaixo destas análises, e na que se basea a posibilidade de identificar unha tendencia na evolución da abundancia dos quirópteros no Parque sobre a que determinar o seu estado de conservación, é que unha redución do tamaño da súa poboación reflíctese nunha diminución da utilización dos diferentes medios nel representados. Esta asunción é asumida por outros programas de vixilancia, como o que se desenvolve no Reino Unido (Bat Conservation Trust, 2013). Ford *et al.* (2011), utilizando detectores de ultrasóns, cuantificaron nos Estados Unidos notables descensos no nivel de actividade das especies de quirópteros afectadas polo síndrome do nariz

branco (White Nose Syndrome), antes e despois do inicio da enfermidade, o que demostra a utilidade do método para detectar cambios nas poboacións de quirópteros.

O refuxio diúrno de quirópteros máis relevante coñecido no arquipélago de Cíes é a edificación do antigo convento da illa do Faro; por este motivo os esforzos de mostraxe centráronse nela. Efectuáronse contaxes durante a emerxencia, para monitorizar o número de exemplares que utilizaban este refuxio e a súa evolución no tempo. As contaxes iniciáronse 15 minutos antes da posta de sol, e continuaron en todos os casos ata 60 minutos despois do ocaso, salvo o día 31 de xullo, coincidente cunha xornada de capturas, no que finalizaron media hora despois. Efectuáronse contaxes directas, axudados dun detector de ultrasóns heterodino e dun foco con filtro vermello.

Ademais se efectuaron capturas para determinar a proporción de sexos e idades dos exemplares presentes, e determinar o seu estado reprodutivo. Para efectuar as capturas utilizouse unha rede de néboa, que se instalou na fiestra do segundo andar da fachada do edificio, e que os morcegos utilizan como acceso ao seu interior. Simultaneamente desenvolvéronse traballos de individualización de exemplares utilizando PIT (*Passive Integrated Transponders*). Os implantes efectuáronse en setembro, seguindo o protocolo previamente ensaiado fóra dos límites do Parque Nacional e descrito en Arcea (2011).

3.2.3. Resultados e discusión

Na Táboa 4 recóllense os valores de varios estatísticos descritores dos datos de abundancia de morcegos para os dous anos analizados. Deles cumpre destacar o elevado grao de dispersión ao redor dos valores das medias, así como a notable diferenza desta dispersión entre anos.

Obtívose un coeficiente de variación (CV) algo inferior ao 20% para aproximadamente 90 datos de abundancia (Figura 12), o tamaño de mostra que se manexa na actualidade por ano. Dispoñer de aproximadamente 200 datos reduciría o coeficiente de variación á metade. Nas Figuras 13, 14 e 15 se pode consultar a evolución da desviación estándar fronte ao incremento do tamaño de mostra.

As análises de potencia sinalan que, traballando cos valores de dispersión de 2011 (sd=56,485), permitiríanos discernir cambios na abundancia de morcegos iguais ou superiores ao 80% da media dese ano; necesitaríamos tamaños de mostra teóricos de 656 noites para poder discernir cambios do 30%. Para o ano 2013, cunha desviación estándar de 37,366, os cambios con respecto á media que poderíamos diferenciar na abundancia de morcegos serían do 53% ou superiores, e necesitaríamos tamaños de mostra teóricos de 308 noites para poder discernir cambios do 30%.

Sería recomendable diminuír o grao de dispersión dos datos incrementando o tamaño de mostra, para o que se estima viable poder chegar ás 200 noites de mostraxe. Con estes datos o límite superior da desviación estándar situaríase en torno a 35 (Figura 13), o cal permitiría discernir, no peor dos casos, variacións na abundancia de morcegos do 35% con respecto á media. A forma de conseguir este tamaño de mostra sería traballar con dous detectores máis, é dicir, cun total de catro, ou ben estender as mostraxes aos meses de xuño e xullo, aínda que neste caso descoñécese se a variabilidade da abundancia de morcegos será da mesma magnitude que a medida ate agora en agosto e setembro; se fose superior, o maior esforzo de mostraxe non se traduciría nunha maior sensibilidade

do programa de seguimento para discernir cambios no estado de conservación dos quirópteros do Parque.

Con todo, o coeficiente de variación acadado estímase considerablemente aceptable en calquera proceso biolóxico que se estea a analizar. A conclusión que se podería extraer sobre o caso que nos ocupa é que a variabilidade que se está a observar ao redor da media non está relacionada en grande medida con limitantes vinculados ao tamaño da mostra, senón á variabilidade natural do proceso que se está a medir.

Tendo en consideración a actual sensibilidade das mostraxes, non se detectaron diferenzas estatisticamente significativas na abundancia relativa de quirópteros entre os anos 2011 e 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro (Figuras 16 e 17; Anexo V: Táboa 1).

Estatísticos	valores
2011	
media	29,15
e.s.	5,921
IC sup 95%	40,92
IC inf 95%	17,39
s.d.	56,485
varianza	3190,576
2013	
media	28,14
e.s.	3,775
IC sup 95%	35,63
IC inf 95%	20,65
s.d.	37,366
varianza	1396,206

Táboa 4. Estatísticos descritores dos datos de abundancia de quirópteros (número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe) obtidos durante os meses de agosto e setembro dos anos 2011 e 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro.

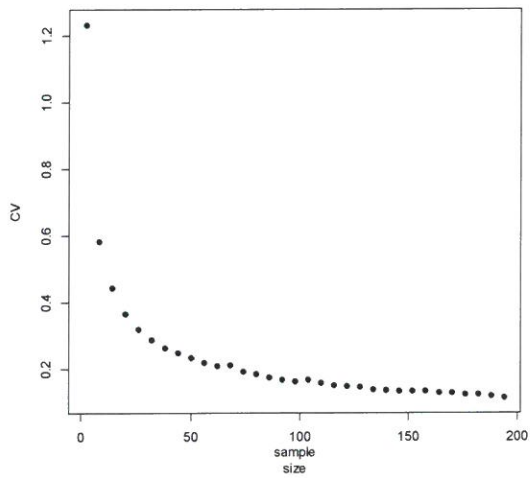


Figura 12. Evolución do coeficiente de variación da media do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe (meses de agosto e setembro dos anos 2011

e 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro) a medida que se incrementa o tamaño de mostra, resultado dunha análise bootstrap (1000 extraccións aleatorias con repetición, en grupos de seis en seis).

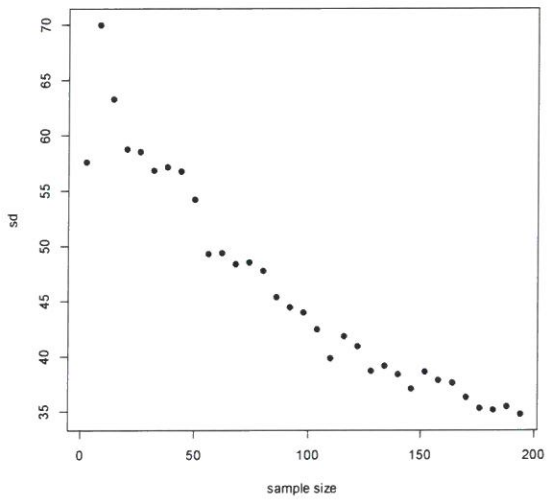


Figura 13. Evolución da desviación estándar do límite superior da media (cuantil 0,975) do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe a medida que se incrementa o tamaño de mostra, resultado dunha análise bootstrap (1000 extraccións aleatorias con repetición, en grupos de seis en seis).

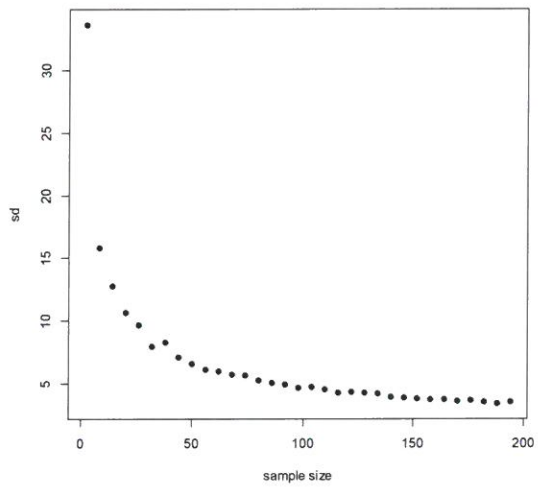


Figura 14. Evolución da desviación estándar da media do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe a medida que se incrementa o tamaño de mostra, resultado dunha análise bootstrap (1000 extraccións aleatorias con repetición, en grupos de seis en seis).

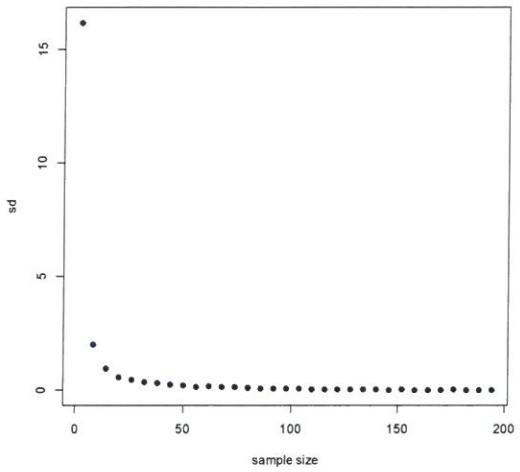


Figura 15. Evolución da desviación estándar do límite inferior da media (cuantil 0,025) do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe a medida que se incrementa o tamaño de mostra, resultado dunha análise bootstrap (1000 extraccións aleatorias con repetición, en grupos de seis en seis).

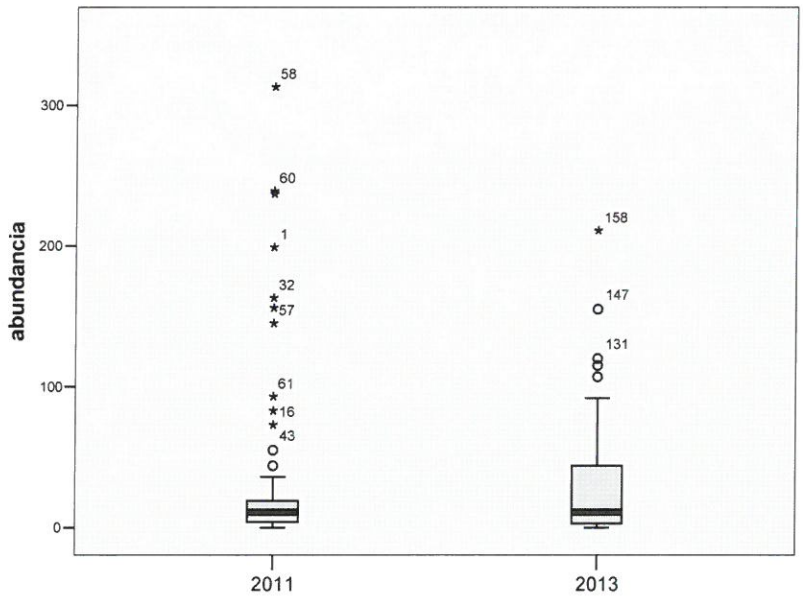


Figura 16. Distribución de frecuencias do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe, nos meses de agosto e setembro dos anos 2011 e 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro.

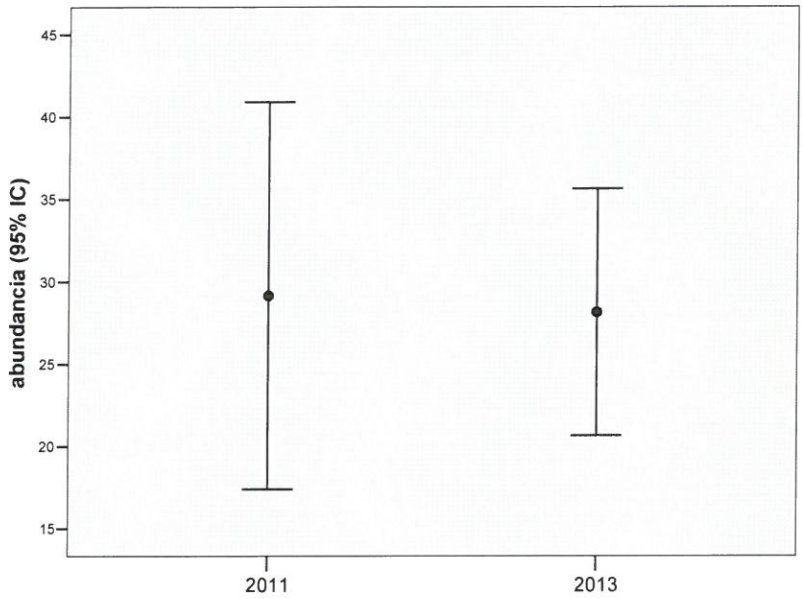


Figura 17. Media e intervalos de confianza do número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite por punto de mostraxe, nos meses de agosto e setembro dos anos 2011 e 2013 nas illas de Monteagudo e do Faro.

O éxito das mostraxes con detectores de ultrasóns depende da obtención de datos non sesgados que recollan axeitadamente a utilización que os morcegos fan dos diferentes medios representados no Parque, con especial atención cara aqueles de maior relevancia para eles. A este respecto estímase que nas mostraxes de 2011 e 2013 conseguiuse un equilibrio de mostraxe aceptable entre diferentes medios, aínda que mellorable, xa que sería de grande interese poder mostrear nun maior número de localizacións, para o que se necesitaría un maior número de detectores. Dunas e eucaliptais son medios que se poderían deixar de mostrear, tendo en conta o reducido uso que fan os morcegos destes ambientes.

Realizáronse oito contaxes de morcegos ao longo do período de estudo, detectándose só morcegos ananos, dos que se contabilizaron un máximo de 24 exemplares o día 19 de xuño (Figura 18). En época de reprodución esta especie utiliza unha serie de refuxios, próximos entre si, entre os que se traslada con frecuencia (Thompson *et al.*, 1992; Barlow & Jones, 1999). O patrón de contaxes no edificio do antigo convento reflectiría este comportamento. Con todo, chama considerablemente a atención o forte derrube de exemplares entre o 19 e o 27 de xuño, época na que se deberían estar producindo os alumbramentos e na que sería esperable unha certa estabilización no número de individuos no refuxio, e non esa forte caída. O día 17 de agosto de 2011 contabilizáronse neste refuxio un mínimo de 7 exemplares, e o 22 do mesmo mes un mínimo de 17, o que en certa medida corrobora as variacións observadas na ocupación en 2013.

Non se capturaron femias con indicios de ter aleitado crías, sendo ocupado o refuxio fundamentalmente por machos (Táboa 5). Como referencia, o 17 de agosto de 2011 capturáronse neste refuxio 4 machos adultos, 2 machos novos e 1 femia adulta; e o día 21 de agosto de 2008 capturáronse 3 machos adultos, 1 macho xuvenil, 2 femias adultas, 3 femias xuvenís e 2 femias de idade indeterminada (Arcea, 2009).

A gardaría do Parque informou ademais do descubrimento na semana do 2 ao 8 de setembro de 2013, dun refuxio de morcegos por parte dun grupo de voluntarios do Concello de Vigo nun eucalipto no bordo da praia de Figueiriñas (ver Anexo Fotográfico), do que observaron saír varios morcegos no solpor. Efectuouse unha visita o día 19 do mesmo mes a este refuxio, pero non se chegou a observar ningún exemplar, pero debe efectuarse un seguimento máis detallado do mesmo de aquí en en adiante.

Implantáronse dous microchips PIT (*Passive Integrated Transponders*) a sendos exemplares macho adultos capturados o día 13/09/2013 (Táboa 4, Anexo fotográfico), pero non se realizaron intentos de recaptura posteriores.

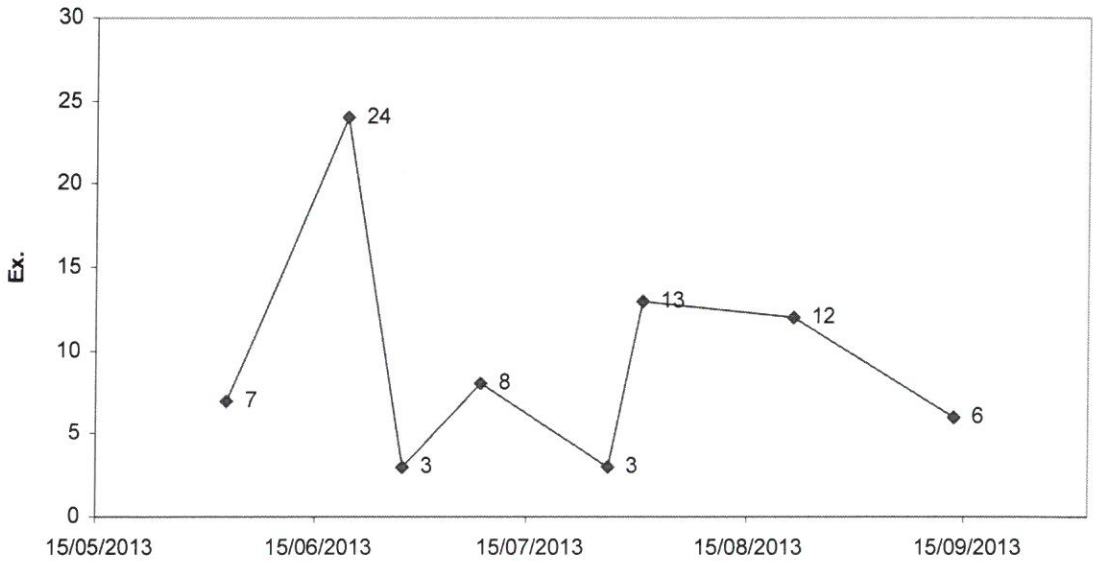


Figura 18. Evolución do número de exemplares de morcego anano (*Pipistrellus pipistrellus*) contabilizados durante a emerxencia no edificio do antigo convento da illa do Faro en 2013. Datas concretas de censo: 02/06, 19/06, 27/06, 08/07, 26/07, 31/07, 21/08 e 13/09.

Data	Sexo	Idade	Peso (gr.)	Antebrazo (mm)	PIT
31/07/2013	macho	adulto	13,3	-	
	macho	posible xuvenil	13,5	-	
	macho	adulto	13,1	29,7	
	femia	xuvenil	13,5	32,4	
13/09/2013	macho	adulto	12,9	30,04	F87679D
	macho	adulto	13,3	28,87	F8764FC
	macho	adulto	13,2	29,86	

Táboa 5. Capturas de morcego anano (*Pipistrellus pipistrellus*) efectuadas no edificio do antigo convento da illa do Faro en 2013.

3.3. Presenza e determinación da ocupación de refuxios de morcegos de ferradura

3.3.1. Introdución

O morcego de ferradura grande (*Rhinolophus ferrumequinum*) é a única especie de rinolófido de presenza confirmada no Parque Nacional. Esta especie atópase catalogada como vulnerable en Galicia (Catálogo Galego de Especies Ameazadas, Decreto 88/2007), e está incluída no anexo II (especies para as que é necesario designar zonas especiais de conservación) da Directiva de Hábitats (92/43/CEE). Con todo non se lle dedicara unha atención especial ate a data. Por todos estes motivos, e co obxecto de mellorar a información dispoñible sobre a especie no Parque, en 2013 visitáronse parte dos refuxios nos que se detectaran exemplares ou indicios da súa presenza. No presente apartado recóllense os resultados destas visitas, e recompílanse os datos de presenza da especie obtidos a través de detectores de ultrasóns.

3.3.2. Metodoloxía

Efectuáronse visitas diúrnas ao interior da furna Lameira, na cara leste da illa de San Martiño, e das furnas das Lontras e do Peito (Monteagudo), ambas na cara leste da illa de Monteagudo (consultar Anexo Fotográfico).

3.3.3. Resultados e discusión

As furnas das Lontras e do Peito visitáronse o día 31 de xullo de 2013, e non se detectaron morcegos no seu interior nin tampouco indicios da súa presenza. Estes refuxios, polas súas características térmicas (frescos na época da visita) en comparación con outros refuxios coñecidos en Galicia, semellan non ser aptos para albergar a ningún agrupamento de reprodución de morcego grande de ferradura. As furnas semellan ser tamén demasiado expostas e tampouco reunirían as características necesarias para acoller a exemplares en hibernación. Con todo si poderían ser utilizadas esporadicamente como refuxios temporais durante a época de actividade da especie, como o apoia a cita existente de 26 de abril de 2008 dun posible morcego de ferradura (Aradelas *in litt,* recollido en Arcea, 2011).

A furna Lameira visitouse o día 23 de setembro de 2013. Non se observaron morcegos, pero si catro cúmulos de excrementos. Dous deles son de certa entidade e están compostos por excrementos vellos (cor marrón claro), aínda que o maior ten algúns excrementos escuros dispersos pero non recentes (non son compactos), e que deberon ser depositados durante o ano 2013. Os dous cúmulos restantes son de menor entidade e están compostos maioritariamente por excrementos escuros pero tampouco recentes (de poucos días). Nun destes cúmulos recóllese un élitro dun coleóptero coprófago (Familia *Geotrupidae*) cunha incisión punzante que o atravesa, típico indicio de presenza de morcego grande de ferradura. Este feito, unido ás características dos excrementos, fan pensar que o refuxio debe ser utilizado por un pequeno número de exemplares desta especie, quizais maioritariamente en inverno ou durante a primavera. Futuras visitas deberán corroborar ou rexeitar estas apreciacións. Sinalar ademais que no interior do refuxio se atopa un manancial de auga doce que o día da visita formaba unha lámina de auga o suficientemente ampla como para servir de bebedoiro aos morcegos. Tendo en consideración a sequidade do verán de 2013, estímase que debe ser unha fonte de auga bastante segura para os morcegos da illa Sur.

Cos detectores de ultrasóns obtivéronse dúas citas de morcego grande de ferradura. A primeira delas produciuse o día 21 de agosto de 2013 durante as contaxes de morcegos na emerxencia, diante da fachada do edificio do antigo convento da illa do Faro, e consistiu na observación ás 21:51 h dun exemplar voando a ras de chan de sur a norte. Detectouse a presenza da especie novamente ás 00:36 h do día 3 de setembro nas dunas de Figueiras, desde a pasarela elevada de madeira que da acceso ao restaurante de Rodas, durante as mostraxes con detectores móbiles (Mapa 4).

3.4. Factores de interacción cos núcleos poboacionais das diferentes especies de quirópteros do Parque Nacional

Para que o programa de seguimento do estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do Parque Nacional sexa realmente útil, debe ir acompañado da monitorización simultánea de aqueles factores que poden explicar a existencia das tendencias que se poidan chegar a identificar, tanto de signo positivo como negativo. Só a través da comprensión dos procesos ecolóxicos nos que se integran, poderanse adoptar as mellores estratexias de conservación e xestión do grupo neste espazo protexido.

Esta fase do traballo se atopa aínda en fase de desenvolvemento, pero se efectuaron algúns avances importantes ao respecto. Estes teñen que ver principalmente coa constatación da vinculación dos quirópteros coas formacións forestais do Parque, á vista dos resultados das modelizacións desenvolvidas. Calquera actividade que afecte á vexetación forestal ten a capacidade de interaccionar cos morcegos. A este respecto, a estratexia de manexo da vexetación forestal do Parque debería ser revisada e, de ser necesario, adaptala, na medida do posible, aos requirimentos dos morcegos. Igualmente as condicións climatolóxicas, representadas pola velocidade do vento, condicionan notablemente os seus niveis de actividade. Un incremento dos períodos de "mal tempo", traducido a fortes ventos (velocidades superiores a 4 m/s), durante o período de actividade dos quirópteros (meses de abril a outubro), debería ter consecuencias negativas para os mesmos.

En 2013 os factores de interacción de maior relevancia identificados foron a accesibilidade a bebedoiros e as cortas de vexetación de porte arbustivo e herbáceo. Permitir o acceso dos morcegos a puntos de auga resulta crítica para a súa conservación no Parque. Tendo en consideración que os bebedoiros naturais son escasos e están sometidos a unha forte estacionalidade, a accesibilidade aos puntos artificiais existentes semella ser de gran importancia. Os depósitos de auga para a loita contra os incendios forestais deben xogar un papel crítico ao respecto, tendo en conta a súa antigüidade no Espazo. Nas primeiras visitas efectuadas ás illas (primeira quincena de xuño), constatouse que se atopaban pechados, na maioría dos casos cunha tela metálica, e non eran accesibles para os morcegos. Tras comunicalo á gardaría e á dirección do Parque, na primeira semana de xullo o problema quedou arranxado para o depósito da Campá. Con todo, é recomendable que exista un novo bebedoiro accesible deste tipo na illa de Monteagudo.

Vinculadas principalmente ás accións de prevención de incendios forestais, as cortas de vexetación arbustiva e herbácea afectaron ás beiras de toda a rede de camiños do Parque (unha franxa media aproximada de 2,5 m a cada lado), e tamén a algunhas áreas baixo o dosel de piñeiros, entre outras. Estes traballos iniciáronse a principios de xuño, e

continuaron fundamentalmente ao longo dos meses de xullo e agosto. Descoñécese o efecto que poden ter na conservación dos quirópteros do Parque, sendo esta unha cuestión que debería ser abordada e avaliada en futuros proxectos. Estímase que deben afectar significativamente á abundancia de insectos, xa que por simple observación directa, nas zonas afectadas polas cortas deixábanse de ver lepidópteros, himenópteros e coleópteros que antes eran abundantes. Con todo, isto debe cuantificarse.

Ademais, descoñécese que é o que comen os morcegos do Parque, e se os insectos que se ven afectados polas cortas de vexetación forman parte ou non da súa dieta. Ao respecto sinálase que o morcego anano é unha especie xeneralista, que se alimentaría dos insectos que en cada momento estean dispoñibles (Swift *et al.*, 1985). O morcego de horta é unha especie que se alimenta de insectos de maior tamaño e probablemente máis esixentes nos seus requirimentos ecolóxicos, polo que as cortas poderían afectarlle de forma máis relevante, ao igual que a retirada de madeira morta con poboacións de insectos xilófagos. Quizais o morcego grande de ferradura sexa a especie coa que máis interaccionen, ao alimentarse de presas que captura no chan ou próximas a el; neste sentido podería verse favorecido pola existencia de áreas de vexetación de pequeno porte.

3.5. Conclusións

En base aos traballos desenvolvidos en 2013 e recollidos na presente memoria, pódese concluír o seguinte:

1) As técnicas de análise de modelización preditiva semellan útiles para a toma de decisións en materia de xestión dos núcleos poboacionais de quirópteros do Parque Nacional.

2) En base ás mostraxes con detectores de ultrasóns dos niveis de uso relativo en diferentes localizacións das illas de Monteagudo e do Faro efectuadas ao longo dos meses de agosto e setembro dos anos 2011 e 2013 e empregando modelos lineais xeneralizados mixtos (GLMM) como ferramenta de análise, determinouse que velocidades de vento superiores a 0,2 ms^{-1} reducen significativamente a actividade dos morcegos, e que velocidades medias ao longo dunha noite superiores a 4 ms^{-1} practicamente eliminan a súa actividade.

Un incremento da superficie ocupada por matogueiras reduce significativamente o uso que fan os morcegos das áreas ocupadas por este tipo de vexetación, aínda que non o elimina. Superficies de eucaliptal maduro inferiores a 1500 m^2 facilitarían a actividade dos morcegos en contraposición a superficies menos arboradas; con todo, superficies superiores aos 2000 m^2 reducirían drasticamente a presenza de morcegos. Ademais, a súa actividade diminúe a partires dos 10 m de distancia a formacións de piñeiros, véndose favorecida por unha elevada fragmentación das mesmas.

3) Con todo, estímase recomendable incrementar os tamaños mostrais, ampliar as mostraxes ao menos aos meses de xuño e xullo, e axustar de novo os modelos preditivos.

4) Á vista dos resultados acadados, estímase conveniente analizar e, de ser o caso, adaptar, na medida do posible, a estratexia de manexo da vexetación forestal do Parque Nacional ás necesidades de conservación dos quirópteros.

5) Pode considerarse que o programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de quirópteros do Parque Nacional está en marcha, estimándose que os detectores de ultrasóns son unha ferramenta de traballo útil para a súa determinación. Sen embargo sería recomendable incrementar o tamaño de mostra actual para mellorar a sensibilidade do programa para detectar cambios na abundancia dos morcegos, sensibilidade que se podería situar no 35% con respecto á media anual estimada se se acadan as 200 noites de mostraxe. Para conseguilo, as mostraxes poderíanse estender aos meses de xuño e xullo, ou ben mostrear con catro detectores en agosto e setembro.

Non se detectaron cambios estatisticamente significativos nos niveis de utilización dos principais medios representados no Espazo entre os anos 2011 e 2013, tendo en conta que o nivel de sensibilidade acadado só permite identificar cambios iguais ou superiores ao 50-80% da abundancia media. Cun maior número de anos poderanse ensaiar outras técnicas de análise, como os modelos aditivos xeneralizados mixtos (GAMM).

6) Confírmase a presenza do morcego grande de ferradura no Parque, para o que se recolleron en 2013 sendas citas nas illas de Monteagudo e do Faro, aínda que semella ser unha especie escasa e sen dúbida difícil de detectar. A furna Lameira, na cara leste da illa Sur, pode ser o refuxio de maior relevancia coñecido no arquipélago de Cíes, e sería ocupado ao longo do inverno e principios da primavera. Recoméndase facer un seguimento desta furna, tendo en conta a súa relativa facilidade de acceso na baixamar. Existen ademais outros refuxios de difícil acceso que a especie ocuparía en época estival, como a furna de Chancelos, na cara oeste da illa de Monteagudo.

4. Referencias

Arcea, 2009. *Seguimiento de la situación actual de las poblaciones de quirópteros en el parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.* Informe inédito ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. para o Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia.

Arcea, 2011. *Seguimento do estado de conservación das poboacións de morcegos do Parque Nacional marítimo-terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. I. Mostraxes exploratorias para a determinación do uso do hábitat, da dinámica poboacional e da evolución da abundancia relativa.* Informe inédito de ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. para Consellería do Medio Rural da Xunta de Galicia.

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O'connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Roger D. Tankersley, J. 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 61-78.

Arnett, E.B., Huso, M.M.P., Schirmacher, M.R. & Hayes, J.P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 209-214.

Barataud, M. 1996. *The world of bats. Acoustic identification of French bats*. Sittelle Publishers. 47 pp.

Barlow, K.E. & Jones, G. 1999. Roosts, echolocation calls and wing morphology of two phonic types of *Pipistrellus pipistrellus*. *Z. Saugetierkunde*, 64: 257-268.

Bartonička, T. & Řehák, Z. 2004. Flight activity and habitat use of *Pipistrellus pygmaeus* in a floodplain forest. *Mammalia*, 68: 365-375.

Bat Conservation Trust, 2013. *The National Bat Monitoring Programme. Annual Report 2012.* Bat Conservation Trust, London. (www.bats.org.uk).

Blanco-Dios *et al.*, 2007. *Proyecto de restauración vegetal en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Capítulo VI: Inventario Forestal.* 48 pp.

Botequilha-Leitão, A., Miller, J., Ahern, J. & McGarigal, K. 2006. *Measuring landscapes. A planner's handbook*. Island Press, Washington, Covelo, London.

Burham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach*. Second Edition. Springer. New York. USA.

Burham, K.P., Anderson, D.R. & Huyvaert, K.P. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65: 23-35.

Clear, S. 2005. Factors affecting the distribution of *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* in the Lothians region, Scotland. *BaTML Publications*, 2: 23-33.

Cleveland, W.S. 1993. *Visualizing data*. Hobart Press, Summit, NJ, USA. 360 pp.

Crawley, M.J. 2007. *The R Book*. Wiley, England.

Dixon, M. 2012. Relationship between land cover and insectivorous bat activity in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 15: 683-695.

Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Mükemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schröer, B., Skidmore, A.K., Zurell, D. & Lautenbach, S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36: 027-046.

Fenton, M.B. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology*, 68 : 411-422.

Ford, W.M., Britzke, E.R., Dobony, C.A., Rodrigue, J.L. & Johnson, J.B. 2011. Patterns of acoustical activity of bats prior to and following white-nose syndrome occurrence. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2(2): 125–134.

Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 619 pp.

Furlonger, C.L., Dewar, H.J. & Fenton, M.B. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 284-288.

Gaisler, J., Zukal, J., Rehak, Z. & Homolka, M. 1998. Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, 249(3): 439-445.

Glendell, M. & Vaughan, N. 2002. Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Animal Conservation*, 5: 309-316.

Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews, T.J. & Sadler, J.P. 2012. Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. *PLoS ONE*, 7: e33300.

Kalko, E.V. & Schnitzler, H.U. 1993. Plasticity in echolocation signals of European pipistrelle bats in search flight: implications for habitat use and prey detection. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 33: 415-428.

McGarigal, K. 2014. FragStats Help. 182 pp. http://www.umass.edu/landeco/research /fragstats/ documents/ fragstats.help.4.2.pdf

Norberg, 1998. Morphological adaptations for flight in bats. Pp 93–108. En: Thomas H. Kunz & Paul A. Racey Eds. *Bat Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington & London.

Norton, J. 2002. Fallacies of evidence and causality. En: Rudman, J. 2003. Cherry Picking in nontraditional authorship attribution studies. *Chance*, 16(2): 26-32.

O'Brien, R. 2007. A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality & Quantity*, 41: 673-690.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Rhodes, J.R., McAlpine, C.D., Zuur, A.F., Smith, G.M. & Ieno, E.N. 2009. GLMM applied on the spatial distribution of Koalas in a fragmented landscape. Pp 469-492. En: Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.H. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. New York, USA.

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12: 261-274.

Sarkar, D. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.

Seidman, V.M. & Zabel, C.J. 2001. Bat activity along intermittent streams in northwestern California. *Journal of Mammalogy*, 82: 738-747.

Skaug, H., Fournier, D., Nielsen, A., Magnusson, A. & Bolker, B. 2012. Generalized Linear Mixed Models using AD Model Builder. R package version 0.7.2.12. http://glmmadmb.r-forge.r-project.org/

Spiess, A.-N. 2013. qpcR: Modelling and analysis of real-time PCR data. R package version 1.3-7.1. http://CRAN.R-project.org/package=qpcR

Stoycheva, S., Georgiev, D. & Velcheva, I. 2008. Feeding activity of three bat species (mammalia: chiroptera) in urban habitats of upper thracian valley (Bulgaria). *Proceedings of the Anniversary Scientific Conference of Ecology* (eds I.G. Velcheva & A.G. Tsekov), pp. 538-542. Plovdiv.

Swift, S.M., Racey, P.A. & Avery, M.I. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. II. Diet. *Journal of Animal Ecology*, 54: 217-225.

Thompson, M.J.A. 1992. Roost philopatry in female pipistrelle bats *Pipistrellus pipistrellus*. *Journal of Zoology London*, 228: 673-679.

Vaughan, N., Jones, G. & Harris, S. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *Journal Applied Ecology*, 34: 716-730.

Verboom, B. & Huitema, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12: 117- 125.

Verboom, B. & Spoelstra, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1393-1401.

Whittingham, M.J., Stephens, P.A., Bradbury, R.B. & Fleckleton, R.P. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology*, 75: 1182-1189.

Zar, J.H. 2007. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc..

Zuur, A.F., Dawson, N., Bishop, M.A., Kuletz, K., Saveliev, A.A. & Ieno, E.N. 2012. Two-satge GAMM applied to zero inflated Common Murre density data. Pp. 149-182. En: Alain F. Zuur, Anatoly A Saveliev & Elena N Ieno Eds. *Zero Inflated Models and Generalized Linear Mixed Models with R*. Highland Statistics, Ltd., Newburgh, United Kingdom.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3-14.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.H. 2007. *Analysing ecological data. Statistics for Biology and Health.* Springer. New York., USA.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.H. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. New York, USA.

Zuur, A.F., Hilbe, J.M. & Ieno, E.N. 2013. *A beginner's guide to GLM and GLMM with R. A frequentist and bayesian perspective for ecologists*. Highland Statistics Ltd. Newburgh, UK.

É autor da presente memoria Francisco Arcos Fernández, Biólogo, Col. nº 15.731X



Asdo. Francisco Arcos Fernández

ANEXO I

Resultados da modelización da abundancia relativa de morcegos (número de pasos acumulados de morcego en estacións de catro minutos de duración) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, con respecto ás variables climatolóxicas, e representacións gráficas do nivel de adecuación do modelo seleccionado (consultar metodoloxía apartado 3.1.2.).

Modelos	Log-likelihood	AIC	ΔAIC	Estima	e.s. (Estima)	Intervalo de confianza (95%) baixo	alto	Dispersion	AIC weight	z	Pr(>|z|)
Nulo		519,004	8,712						0,0120		
Univariantes											
Hora	-256,433	520,866	10,574	0,00172	0,00461	-0,007	0,011	0,813	0,0047		
vento_min	-251,292	510,292	0	-6,387	1,82	**-9,954**	**-2,821**	1,100	0,9355		
Temp	-256,169	520,338	10,046	0,128	0,157	-0,181	0,437	0,813	0,0062		
Humi	-256,455	520,91	10,618	-0,00719	0,02359	-0,053	0,039	0,813	0,0046		
Dir_vento	-256,216	520,432	10,14	-0,00185	0,0024	-0,007	0,003	0,789	0,0059		
northness	-255,801	519,602	9,31	0,528	0,442	-0,337	1,394	0,767	0,0089		
eastness	-254,885	517,77	7,478	0,746	0,385	-0,008	1,500	0,861	0,0222		
Seleccionado											
Vento_min	-251,292	510,292						1,0996			
Intercept				2,015	0,245	1,534	2,496			8,21	<2e-16
vento_min				-6,387	1,82	**-9,954**	**-2,821**			-3,51	0,00045

Táboa 1. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de pasos acumulados de morcego en estacións de catro minutos de duración) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, con respecto ás variables climatolóxicas.

arrea xestión de recursos naturais s.l.

Variables	GVIF
Vento_min	1,039422
Temp	2,714981
Humi	2,476728
eastness	1,134648
northness	1,079457
Dir_vento	1,156493

Táboa 2. Valores da *variance inflation factor* xeralizada das variables que se utilizaron para o axuste dos modelos climatolóxicos.

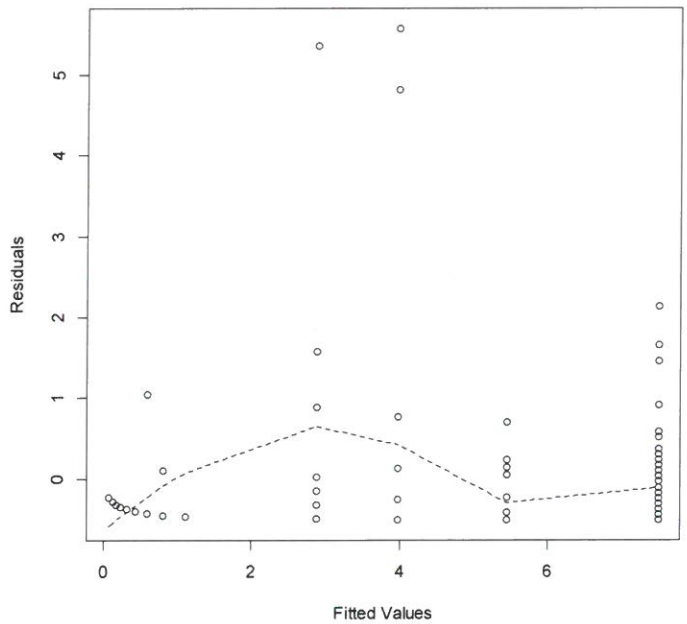


Figura 1. Residuos (*Residuals*) do modelo seleccionado fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

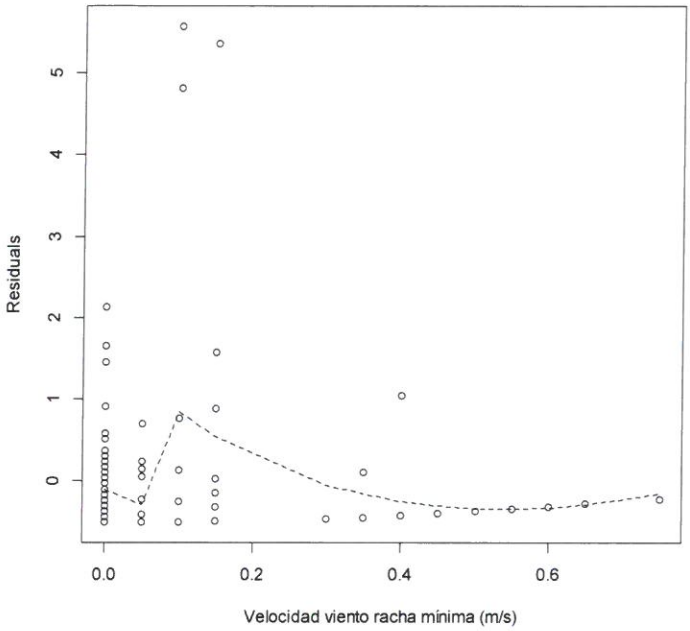


Figura 2. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da velocidade do vento (variable preditora seleccionada).

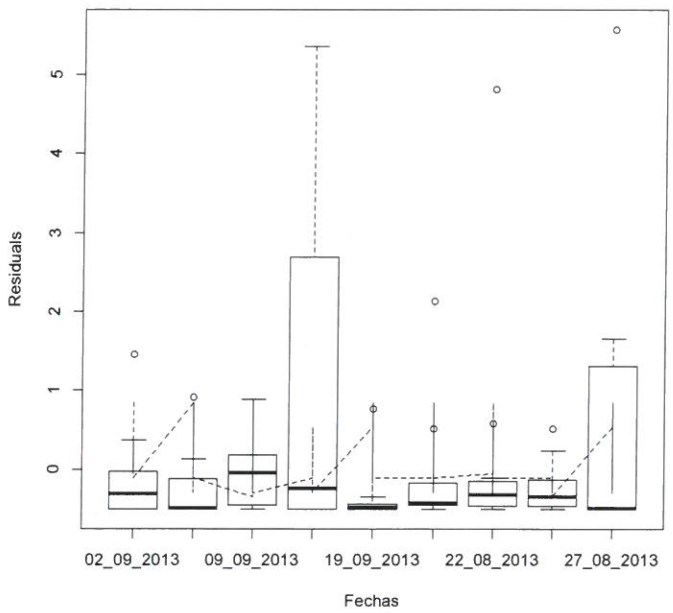


Figura 3. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación á data de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

ANEXO II

Resultados da modelización da abundancia relativa de morcegos (número de pasos acumulados de morcego en estacións de catro minutos de duración) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, con respecto ás variables da paisaxe, e representacións gráficas do nivel de adecuación do modelo seleccionado (consultar metodoloxía, apartado 3.1.2.).

						Intervalo de confianza (95%)					
Modelos	**Log-likelihood**	**AIC**	**ΔAIC**	**Estima**	**e.s. (Estima)**	**baixo**	**alto**	**Dispersion**	**AIC weight**	**z**	**Pr(>|z|)**
Nulo		474,338	7,252						0,0232		
Univariantes											
dist_Pinus	-233,021	476,042	8,956	-0,002	0,003	-0,0074	0,0041	0,8344	0,0099		
dist_Eucal	-231,559	473,118	6,032	-0,005	0,003	-0,0100	0,0000	0,8257	0,0426		
sup_Pinus	-232,515	475,03	7,944	0,000	0,000	-0,0001	0,0002	0,8389	0,0164		
sup_mato	-228,573	467,086	0	0,000	0,000	**-0,0003**	**-0,0001**	0,8893	0,8703		
m_patch_size_Pinus	-232,164	475,164	8,078	1,196	1,241	-1,2356	3,6279	0,8342	0,0153		
m_patch_size_Eucal	-232,872	475,744	8,658	0,853	1,141	-1,3833	3,0890	0,8677	0,0115		
shape_forest	-232,936	475,872	8,786	0,184	0,268	-0,3413	0,7088	0,8417	0,0108		
Seleccionado											
sup_mato		467,086						8,89E-01			
Intercept				2,4	2,39E-01	1,9283	2,8640			10,04	<2e-16
sup_mato				-1,84E-04	5,72E-05	-0,0003	-0,0001			-3,22	0,0013

Táboa 1. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de pasos acumulados de morcego en estacións de catro minutos de duración) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, en relación ás variables descritoras da paisaxe.

arcea xestión de recursos naturais s.l.

Variables	GVIF
dist_Pinus	2,177701
dist_Eucal	2,184447
sup_Pinus	2,7306018
sup_mato	2,024918
m_patch_size_Pinus	1,932925
m_patch_size_Eucal	1,68884
shape_forest	2,546736

Táboa 2. Valores da *variance inflation factor* xeralizada das variables que se utilizaron para o axuste dos modelos de paisaxe.

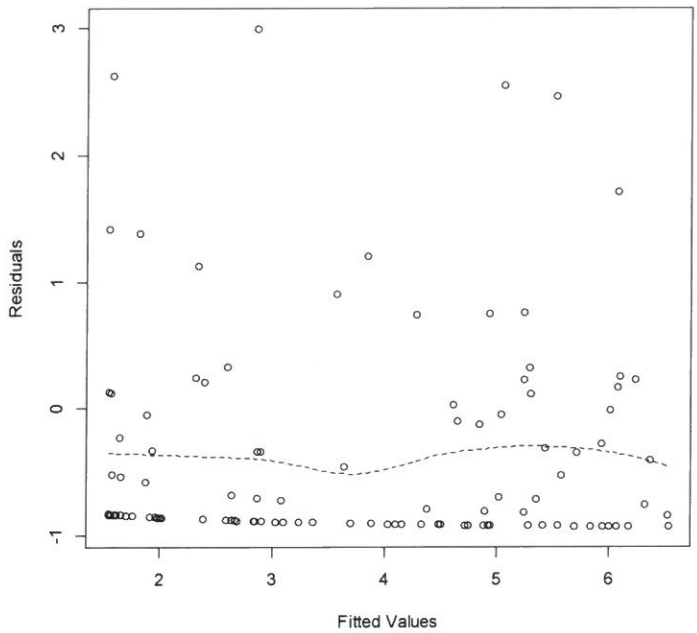


Figura 1. Residuos (*Residuals*) do modelo seleccionado fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

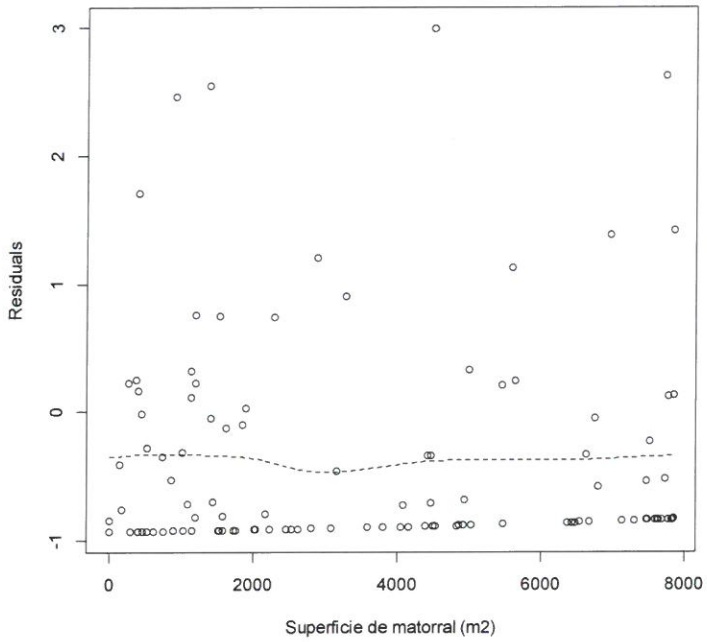


Figura 2. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da superficie de matogueiras (variable preditora seleccionada).

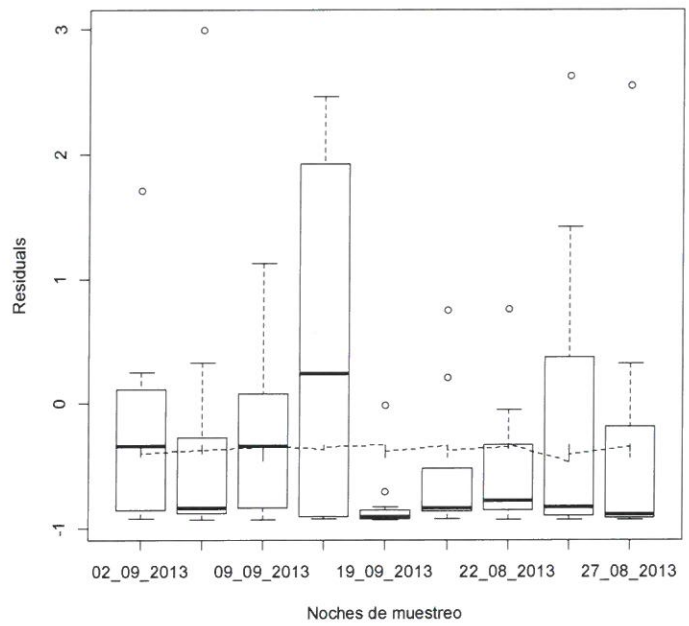


Figura 3. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación á data de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

ANEXO III

Resultados da modelización da abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segudos con quirópteros acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, con respecto ás variables climatolóxicas, e representacións gráficas do nivel de adecuación do modelo seleccionado (consultar metodoloxía, apartado 3.1.2.).

						Intervalo de confianza (95%)					
Modelos	**Log-likelihood**	**AIC**	**ΔAIC**	**Estima**	**e.s. (Estima)**	**baixo**	**alto**	**Dispersion**	**AIC weight**	**z**	**Pr(>|z|)**
Nulo		1502,78	8,92						0,0110		
Univariantes											
Preci_period	-747,39	1504,78	10,92	-0,002	0,028	-0,0569	0,0529	0,781	0,0040		
Temp	-746,307	1502,61	8,75	0,0882	0,0595	-0,0284	0,2047	0,793	0,0119		
vento	-741,931	1493,86	0	-0,2834	0,0833	**-0,4467**	**-0,1202**	0,754	0,9502		
Dir_vento	-746,904	1502,90	9,04	0,0022	0,0016	-0,0009	0,0053	0,791	0,0103		
Lúa_por	-747,332	1504,66	10,80	-0,00127	0,00364	-0,0084	0,0059	0,775	0,0043		
eastness	-747,391	1504,78	10,92	-0,025	0,516	-1,0357	0,9858	0,780	0,0040		
northness	-747,366	1504,73	10,87	-0,137	0,602	-1,3171	1,0427	0,781	0,0041		
Seleccionado											
Vento_min	-741,931	1493,86									
Intercept				2,9916	0,2882	2,4267	3,5564	0,754	0,9502		
vento_min				-0,2834	0,0833	**-0,4467**	**-0,1202**			10,4	<2e-16
										-3,4	0,00067

Táboa 1. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos, con respecto ás variables climatolóxicas.

arca xestión de recursos naturais s.l.

Variables	GVIF
Preci_period	2,919754
Temp	1,103023
vento	1,700566
dir_vento	1,392414
Lua_por	1,130692
eastness	1,217626
northness	1,343385

Táboa 2. Valores da *variance inflation factor* xeralizada das variables que se utilizaron para o axuste dos modelos climatolóxicos.

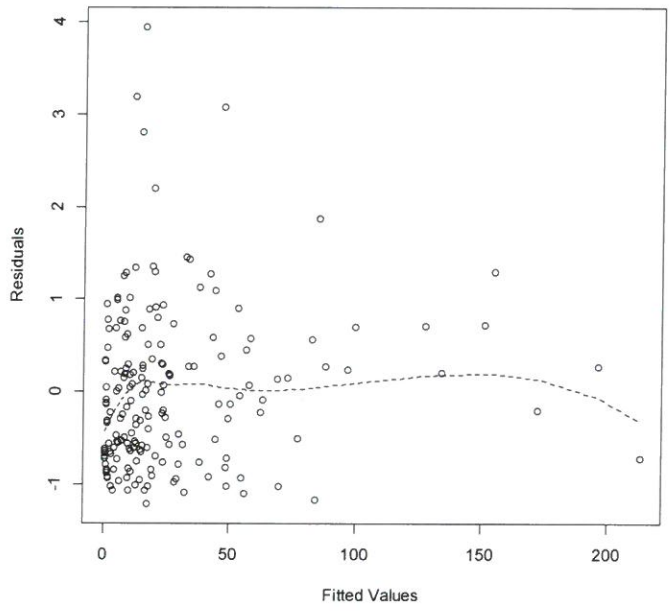


Figura 1. Residuos (*Residuals*) do modelo seleccionado fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

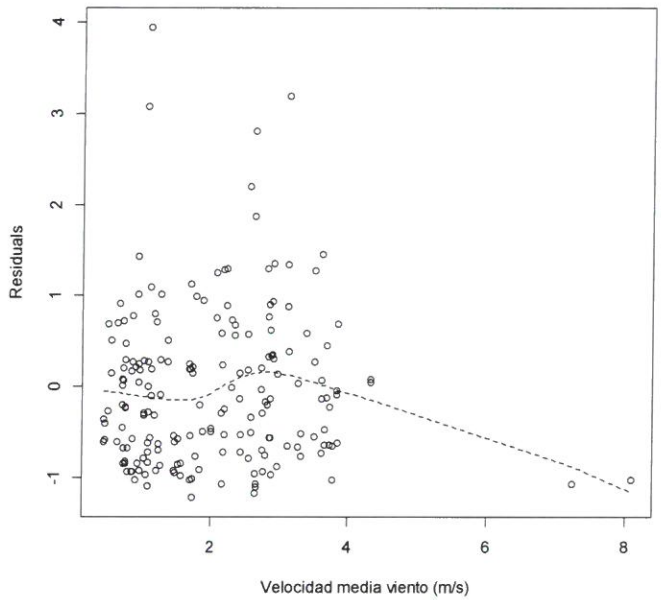


Figura 2. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da velocidade do vento (variable preditora seleccionada).

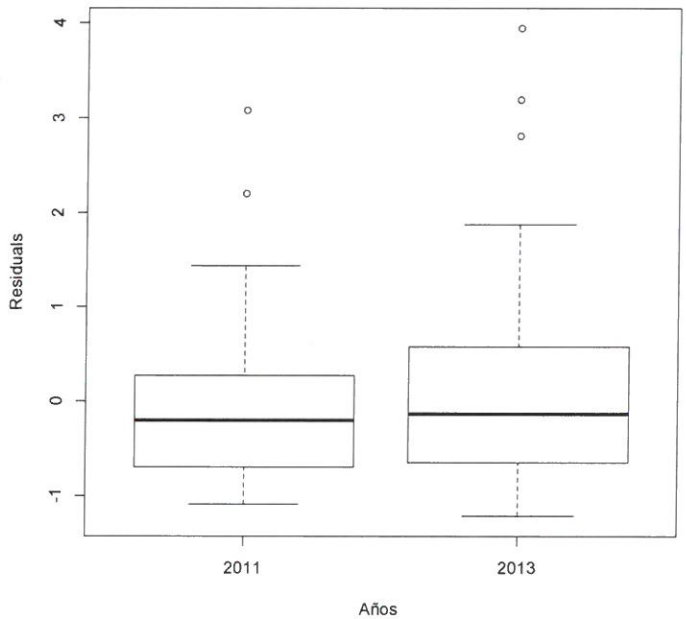


Figura 3. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores de ano de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

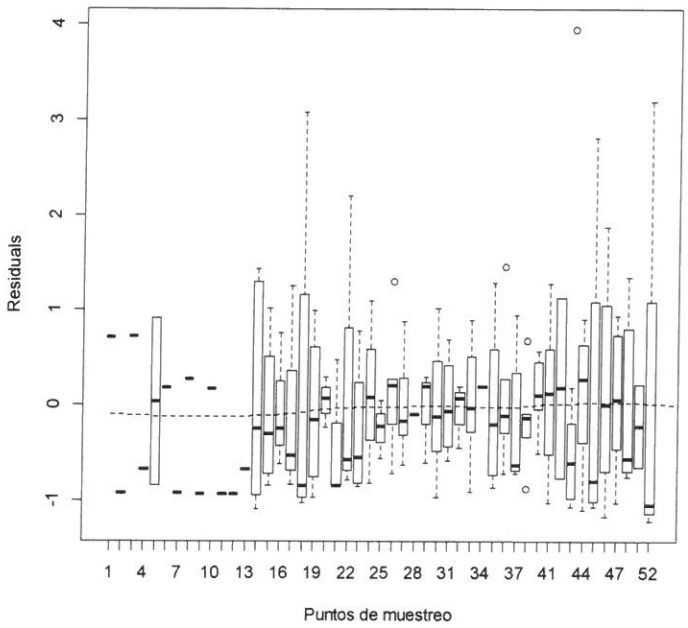


Figura 4. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación aos puntos de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

ANEXO IV

Resultados da modelización da abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con quirópteros acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns móbiles, con respecto ás variables descritoras da paisaxe, e representación gráfica do nivel de adecuación dos modelos seleccionados (consultar metodoloxía, apartado 3.1.2.).

Modelos	Log-likelihood	AIC	ΔAIC	Estima	e.s. (Estima)	Intervalo de confianza (95%)		Dispersion	AIC weight	z	Pr(>|z|)
						baixo	alto				
Nulo		1502,78	12,53								
Univariantes											
e_d_20	-747,391	1504,78	14,528	-0,0002	0,0056	-0,0113	0,0108	0,780			
e_d_45	-747,042	1504,08	13,83	-0,0018	0,0021	-0,0058	0,0023	0,773			
e_d_60	-746,993	1503,99	13,732	-0,0018	0,0020	-0,0056	0,0021	0,773			
pendente	-747,085	1504,17	13,916	-0,0358	0,0455	-0,1249	0,0534	0,782			
altitude	-746,993	1503,99	13,732	-0,0086	0,0097	-0,0276	0,0104	0,789			
dist_auga	-746,889	1503,78	13,524	0,0006	0,0008	-0,0010	0,0022	0,792			
dist_forest	-747,352	1504,7	14,45	0,0028	0,0097	-0,0163	0,0218	0,782			
dist_Pinus	-745,139	1500,28	10,024	-0,0140	0,0064	**-0,0265**	**-0,0016**	0,780			
dist_Eucal	-746,848	1503,7	13,442	0,0061	0,0059	-0,0054	0,0175	0,786			
dist_outros	-743,984	1497,97	7,714	-0,0035	0,0013	-0,0061	-0,0009	0,792			
dist_Acacia	-747,134	1504,27	14,014	0,0023	0,0032	-0,0039	0,0085	0,782			
dist_Abies	-747,382	1504,76	14,51	0,0001	0,0006	-0,0011	0,0013	0,779			
dist_edific	-747,124	1504,25	13,994	-0,0011	0,0015	-0,0039	0,0018	0,783			
patch_richness	-747,196	1504,39	14,138	0,0956	0,1516	-0,2016	0,3928	0,781			
sup_forestal	-745,988	1501,98	11,722	-0,0001	0,0001	-0,0003	0,0000	0,789			
sup_forestal_2	-746,865	1503,73	13,476	0,0003	0,0003	-0,0002	0,0007	0,784			
sup_Pinus	-745,487	1500,97	10,72	0,0002	0,0001	**0,0000**	**0,0004**	0,769			
sup_Pinus_2	-747,344	1504,69	14,434	-0,0024	0,0078	-0,0176	0,0128	0,785			
sup_Eucal	-740,127	1490,25	0	-0,0003	0,0001	**-0,0005**	**-0,0002**	0,790			
sup_Eucal_2	-747,268	1504,54	14,282	-0,0600	0,1200	-0,2949	0,1748	0,787			

Táboa 1. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos, con respecto ás variables da paisaxe.

arcea xestión de recursos naturais s.l.

Modelos	Log-likelihood	AIC	ΔAIC	Estima	e.s. (Estima)	Intervalo de confianza (95%)		Dispersion	AIC weight	z	Pr(>|z|)
						baixo	alto				
sup_Acacia	-747,366	1504,73	14,478	0,0001	0,0005	-0,0008	0,0010	0,781			
sup_Acacia_2	-747,304	1504,61	14,354	0,0048	0,0114	-0,0176	0,0271	0,788			
sup_outr	-746,164	1502,33	12,074	0,0012	0,0008	-0,0003	0,0027	0,787			
sup_outr_2	-746,99	1503,98	13,726	0,0004	0,0005	-0,0005	0,0013	0,782			
sup_mato	-747,036	1504,07	13,818	0,0001	0,0001	-0,0001	0,0003	0,784			
sup_urb	-747,247	1504,49	14,24	0,0003	0,0006	-0,0009	0,0015	0,785			
sup_mar	-746,419	1502,84	12,584	0,0005	0,0004	-0,0002	0,0013	0,786			
sup_rochas	-746,824	1503,65	13,394	0,0006	0,0006	-0,0005	0,0017	0,783			
m_patch_size_forest	-747,252	1504,5	14,25	-0,551	1,0440	-2,5982	1,4958	0,781			
m_patch_size_Pinus	-745,56	1501,12	10,866	2,31	1,1800	-0,0129	4,6286	0,774			
m_patch_size_Eucal	-743,977	1497,95	7,7	-3,59	1,3500	**-6,2357**	**-0,9441**	0,789			
m_patch_size_Acacia	-747,366	1504,73	14,478	1,042	4,5810	-7,9358	10,0202	0,781			
m_patch_size_outros	-746,242	1502,48	12,23	28,6	18,8600	-8,3702	65,5714	0,783			
shape_forest	-745,775	1501,55	11,296	0,6	0,3230	-0,0326	1,2334	0,778			
shape_Pinus	-745,411	1500,82	10,568	0,477	0,2340	**0,0195**	**0,9355**	0,773			
shape_Eucal	-747,364	1504,73	14,474	-0,0495	0,2082	-0,4575	0,3585	0,784			
shape_Acacia	-747,178	1504,36	14,102	-0,257	0,3880	-1,0168	0,5036	0,779			
shape_outros	-746,847	1503,69	13,44	0,377	0,3590	-0,3262	1,0804	0,783			
contagion	-747,358	1504,72	14,462	0,00272	0,0104	-0,0176	0,0230	0,781			

Táboa 1. Continuación.

arca
xestión de recursos naturais s.l.

Modelos	Log-likelihood	AIC	ΔAIC	Estima	e.s. (Estima)	Intervalo de confianza (95%) baixo	alto	Dispersion	AIC weight	z	Pr(>|z|)
Selección											
dist_Pinus + sup_Eucal	-739,229	1490,46	0,806					0,792	0,3252		
Intercept				3,42	3,22E-01	2,7870	4,0511			10,6	<2e-16
dist_Pinus				-8,45E-03	6,16E-03	-0,0205	0,0036			-1,37	0,17018
sup_Eucal				-3,06E-04	8,89E-05	**-0,0005**	**-0,0001**			-3,45	0,00057
dist_Pinus + shape_Pinus	-744,895	1501,79	12,138					0,780	0,0011		
Intercept				2,68902	0,69038	1,3359	4,0421			3,89	9,80E-05
dist_Pinus				-0,00943	0,00916	-0,0274	0,0085			-1,03	0,3
shape_Pinus				0,23122	0,33113	-0,4178	0,8802			0,7	0,49
sup_Eucal + shape_Pinus	-738,826	1489,65	0					0,786	0,4866		
Intercept				2,74	3,44E-01	2,0668	3,4158			7,97	1,60E-15
sup_Eucal				-3,16E-04	8,58E-05	**-0,0005**	**-0,0001**			-3,68	0,00023
shape_Pinus				3,55E-01	2,14E-01	-0,0647	0,7744			1,66	0,09737
dist_Pinus + sup_Eucal + shape_Pinus	-738,782	1491,56	1,912					0,791	0,1871		
Intercept				2,899719	0,63444	1,6562	4,1432			4,57	4,90E-06
dist_Pinus				-0,002584	0,008702	-0,0196	0,0145			-0,3	0,7665
sup_Eucal				-0,00031	0,000088	**-0,0005**	**-0,0001**			-3,52	0,00043
shape_Pinus				0,29022	0,30512	-0,3078	0,8882			0,95	0,34152

Táboa 2. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns estáticos, con respecto ás variables da paisaxe.

arca xestión de recursos naturais s.l.

Variables	GVIF
dist_Pinus	3,06084
sup_Pinus	2,124782
sup_Eucal	4,5014
m_patch_size_Eucal	4,288125
shape_Pinus	2,163445

Táboa 3. Valores da *variance inflation factor* xeralizada das variables descritoras da paisaxe cun AIC máis informativo que o modelo nulo. As variables dist_Pinus e sup_Pinus teñen un valor de correlación de Spearman de -0,940, e as variables sup_Eucal e m_patch_size_Eucal de 0,981. Dist_Pinus ten un AIC lixeiramente menor que sup_Pinus, pero considérase máis fácilmente interpretable, polo que foi finalmente seleccionada en detrimento de sup_Pinus. A variable Sup_Eucal mantívose, en detrimento de m_patch_size_Eucal, ao ter un AIC máis informativo.

Variables	GVIF
dist_Pinus	2,20739
sup_Eucal	1,086076
shape_Pinus	2,105473

Táboa 4. Valores da *variance inflation factor* xeralizada das variables que finalmente se utilizaron para o axuste dos modelos de paisaxe.

Modelo 1: past_to t~ dist_Pinus + sup_Eucal

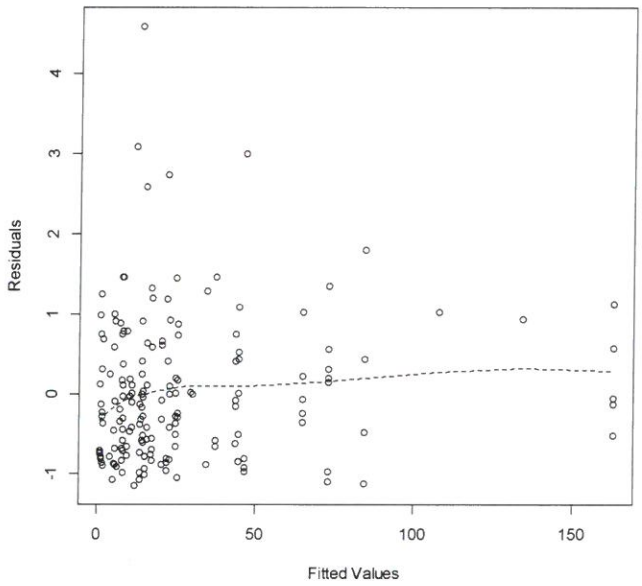


Figura 1. Residuos (*Residuals*) do modelo 1 fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

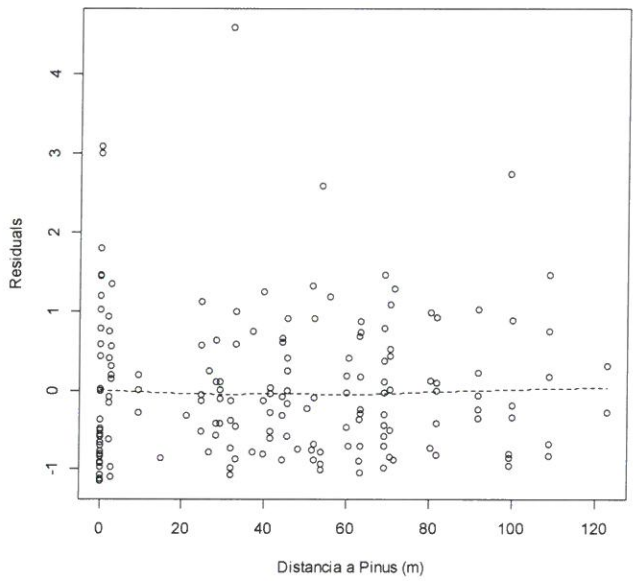


Figura 2. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da distancia a piñeiros (variable preditora seleccionada).

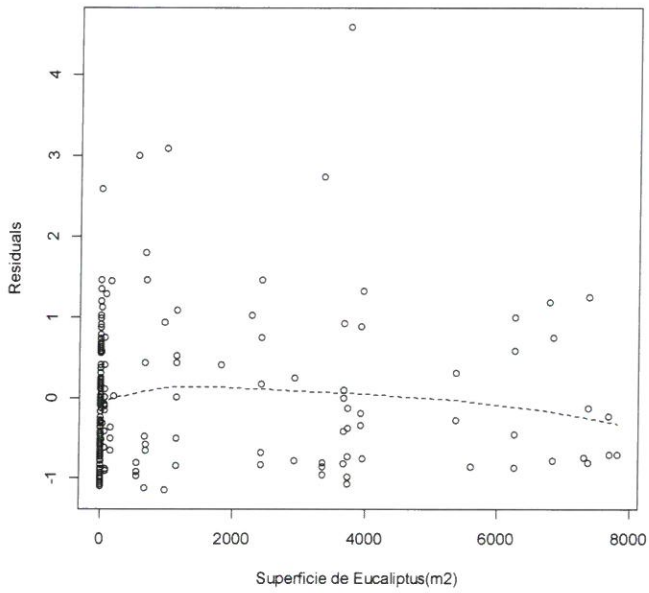


Figura 3. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da superficie de eucaliptos (variable preditora seleccionada).

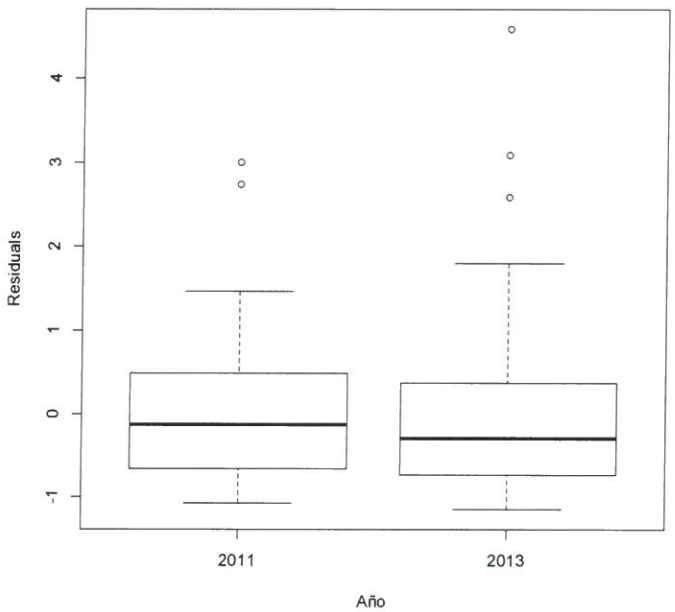


Figura 4. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores de ano de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

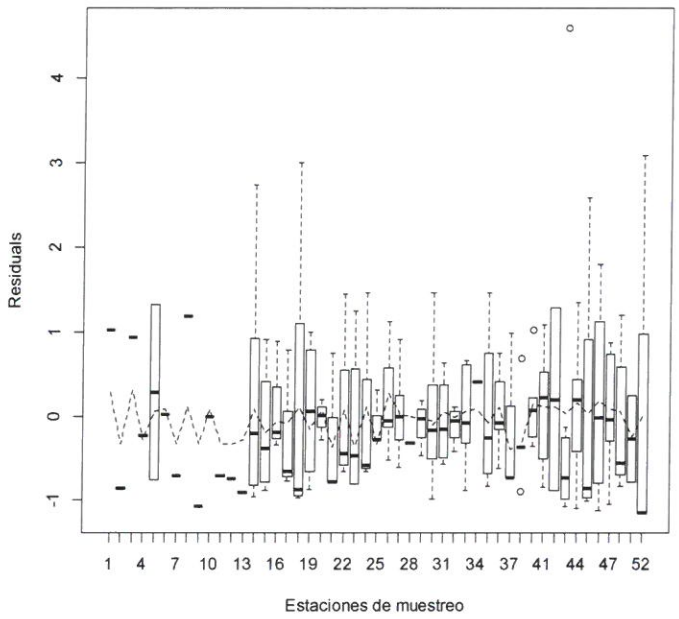


Figura 5. Residuos (*Residuals)* do modelo en relación aos puntos de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

Modelo 7: *pas_tot ~ sup_Eucal + shape_index_Pinus*

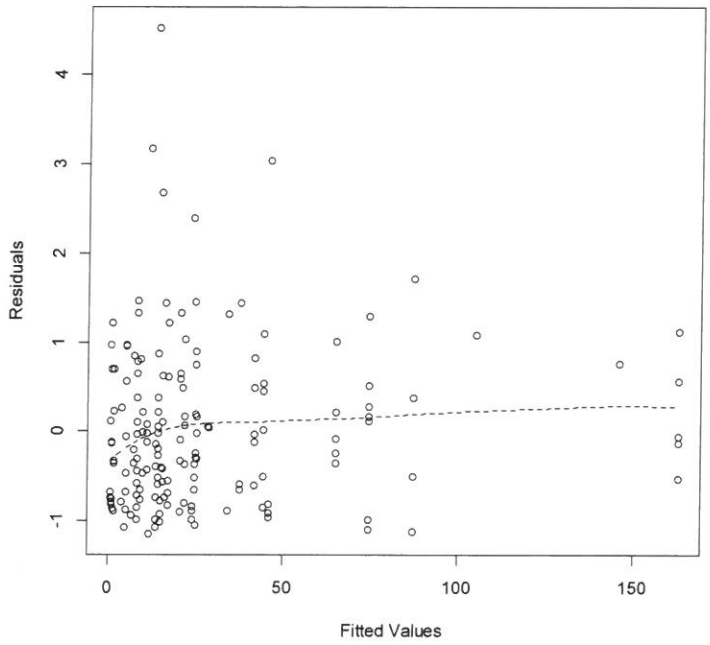


Figura 6. Residuos (*Residuals*) do modelo 7 fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

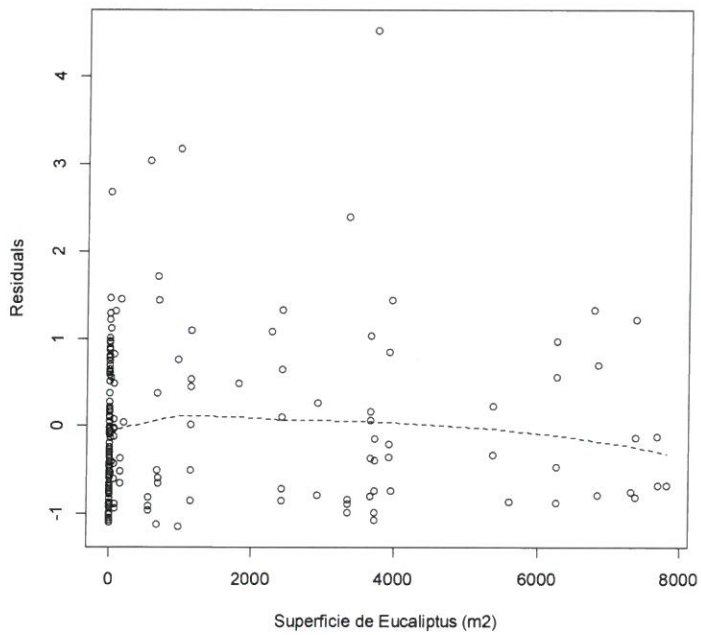


Figura 7. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da superficie de eucaliptos (variable preditora seleccionada).

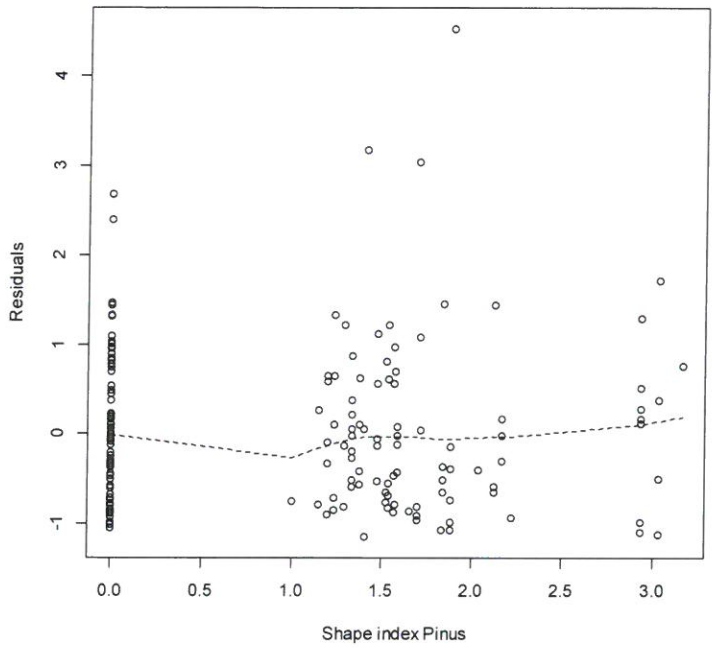


Figura 8. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores do nivel de fragmentación das superficies de piñeiral (*shape index*) (variable preditora seleccionada).

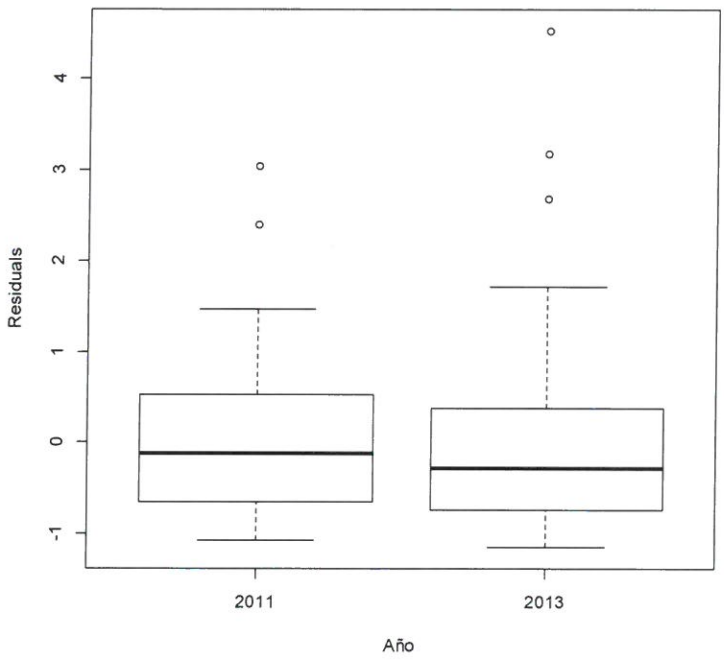


Figura 9. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores de ano de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

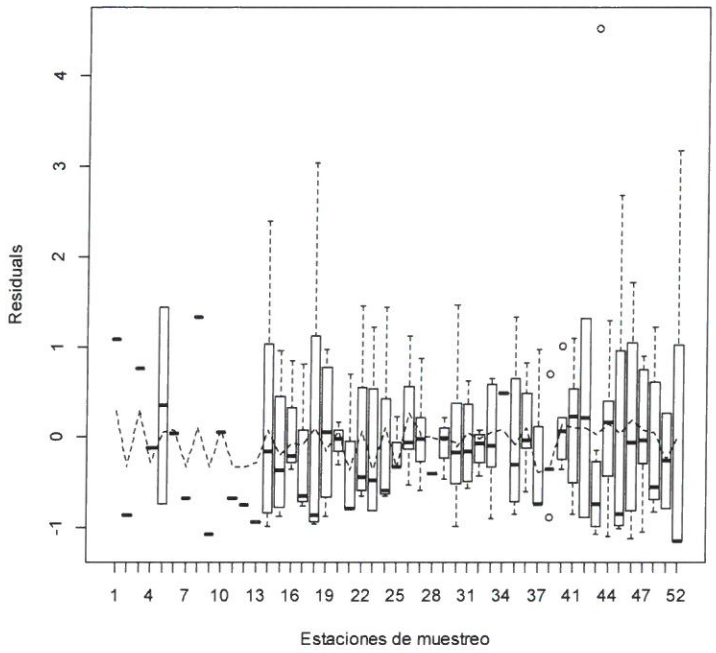


Figura 10. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación aos puntos de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

Modelo 8: *pas_tot ~ dist_Pinus + sup_Eucal + shape_index_Pinus*

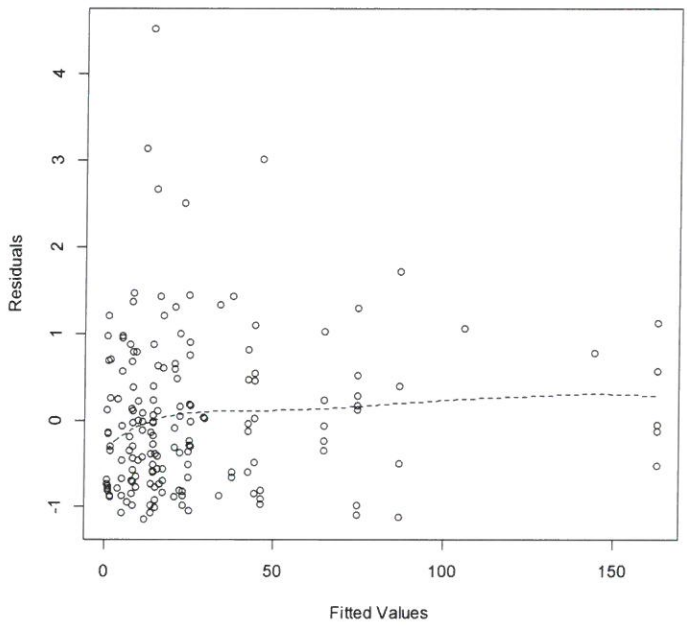


Figura 11. Residuos (*Residuals*) do modelo 8 fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

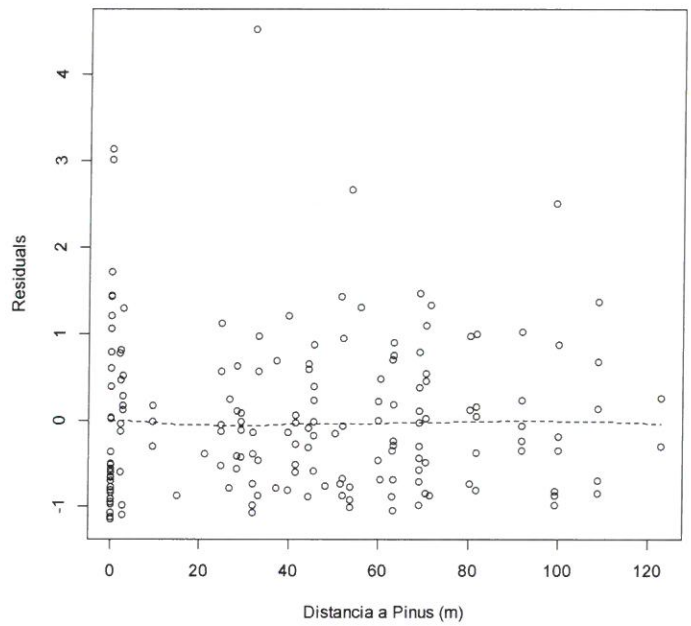


Figura 12. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da distancia a piñeiros (variable preditora seleccionada).

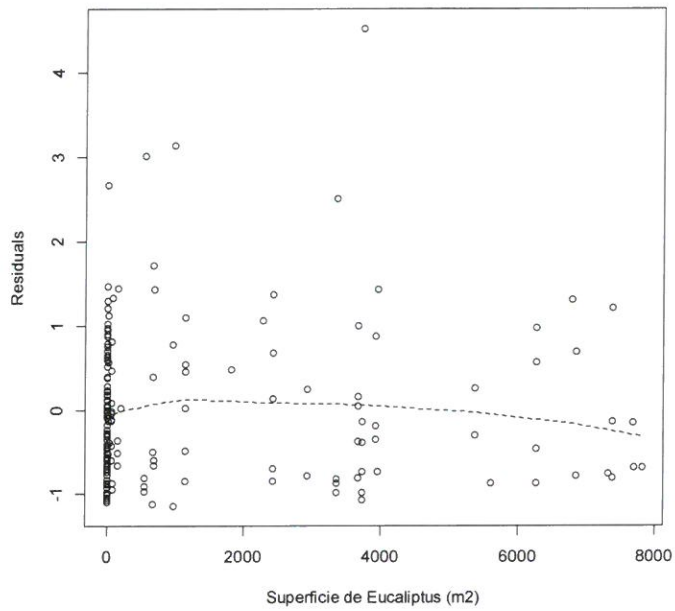


Figura 13. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores da superficie de eucaliptos (variable preditora seleccionada).

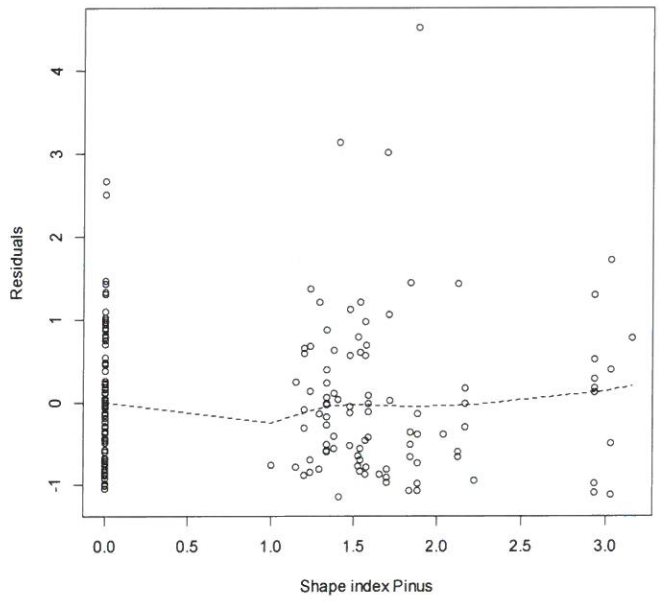


Figura 14. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores do nivel de fragmentación das superficies de piñeiral (*shape index*) (variable preditora seleccionada).

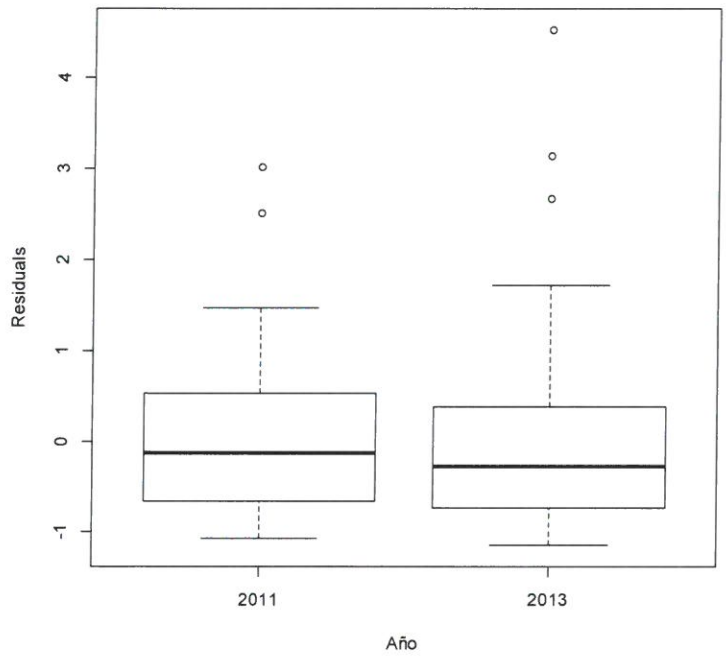


Figura 15. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores de ano de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

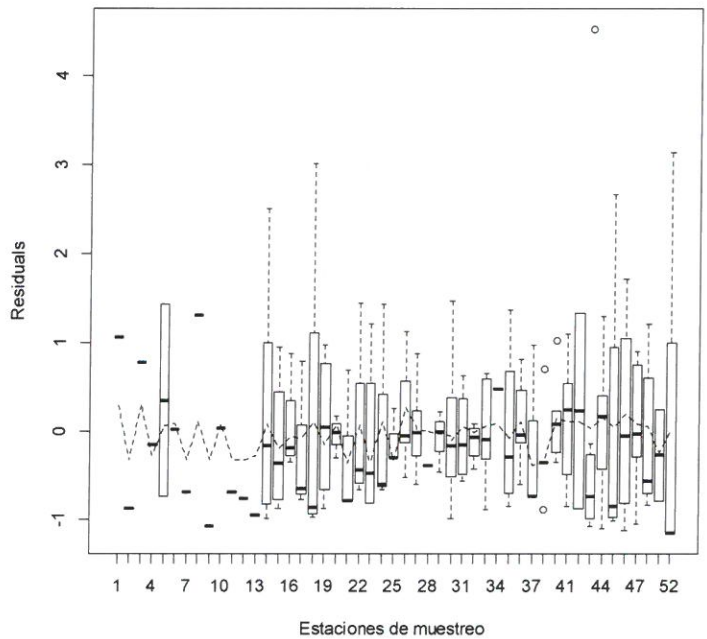


Figura 16. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación aos puntos de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

ANEXO V

Resultados da modelización da abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con quirópteros acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns fixos, con respecto á variable ano, e representación gráfica do nivel de adecuación do modelo seleccionado (consultar metodoloxía, apartados 3.1.2. e 3.2.2.).

						Intervalo de confianza (95%)					
Modelos	**Log-likelihood**	**AIC**	**ΔAIC**	**Estima**	**e.s. (Estima)**	**baixo**	**alto**	**Dispersion**	**AIC weight**	**z**	**Pr(>|z|)**
Nulo	-747,392	1500,78	0					0,772	0,6910		
Univariantes											
Ano	-747,197	1502,39	1,61					0,770	0,3090		
Intercept				2,59	0,262	2,0770	3,1024			9,9	<2e-16
2013				-0,165	0,264	-0,6824	0,3525			-0,62	0,53

Táboa 1. Resultados do proceso de selección do modelo GLMM negativo binomial (*zero inflation false*) para a abundancia relativa de morcegos (número de gravacións de cinco segundos con morcegos acumuladas nunha noite) obtida nas mostraxes con detectores de ultrasóns fixos, con respecto á variable ano.

arca xestión de recursos naturais s.l.

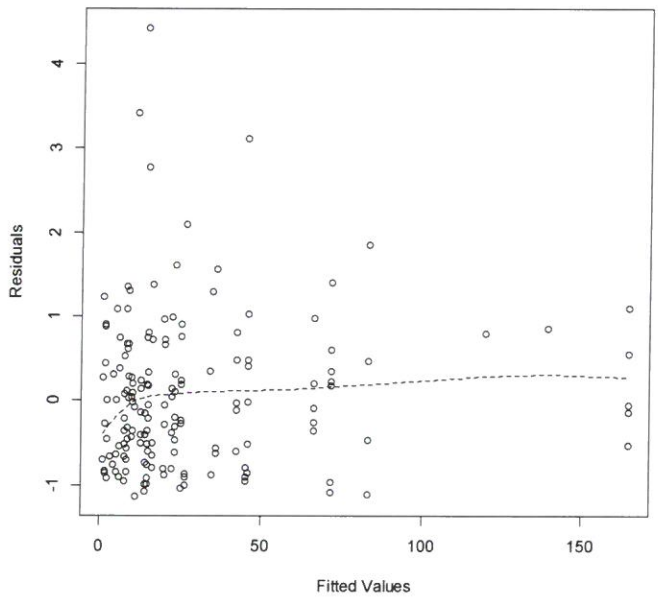


Figura 1. Residuos (*Residuals*) do modelo fronte aos valores preditos (*Fitted Values*).

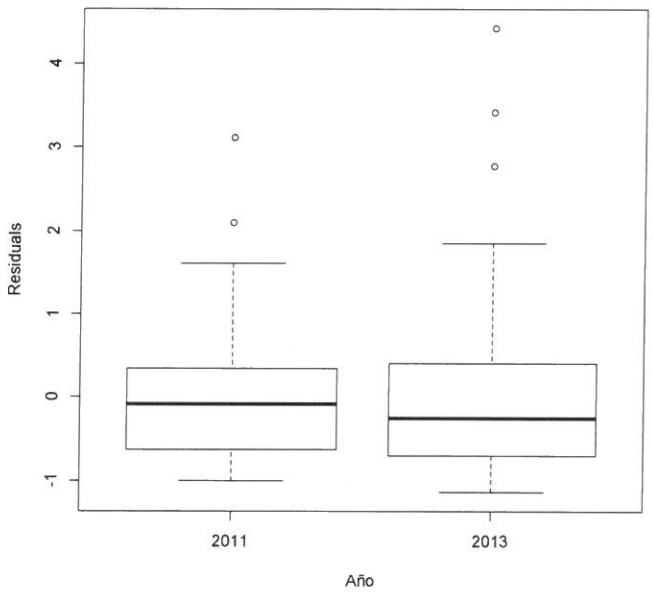


Figura 2. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado fronte aos valores de ano de mostraxe (variable preditora no modelo).

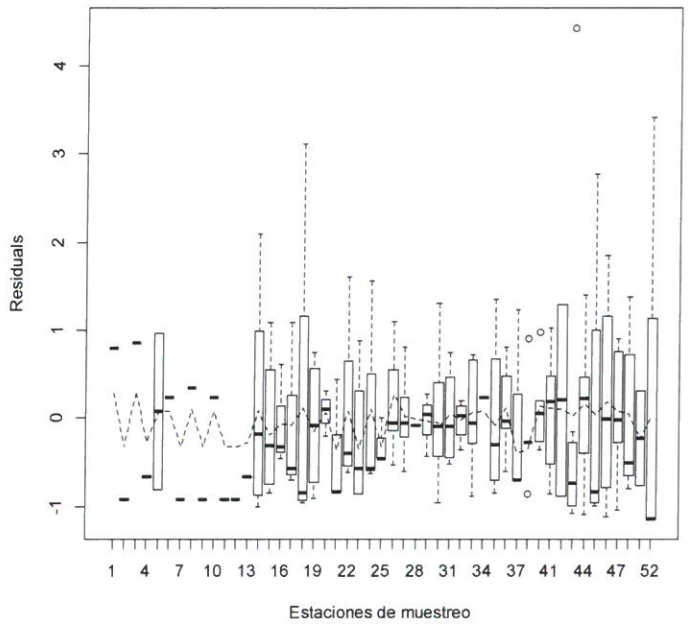


Figura 3. Residuos (*Residuals)* do modelo seleccionado en relación aos puntos de mostraxe (variable aleatoria no modelo).

ANEXO VI

Fotografías

Foto 1. Estación 1 de detector fixo.



Foto 2. Estación 1 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 3. Estación 2 de detector fixo.



Foto 4. Estación 2 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 5. Estación 3 de detector fixo.



Foto 6. Estación 3 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 7. Estación 4 de detector fixo.



Foto 8. Estación 4 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 9. Estación 5 de detector fixo.



Foto 10. Estación 5 de detector fixo: detalle da área abarcada.



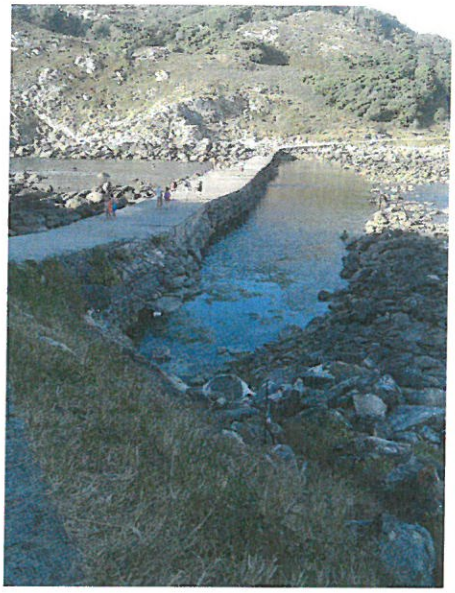
Foto 11. Estación 6 de detector fixo.



Foto 12. Estación 6 de detector fixo: detalle da área abarcada.







Fotos 13 e 14. Estación 7 de detector fixo e detalle da área abarcada.

Foto 15. Estación 8 de detector fixo.



Foto 16. Estación 8 de detector fixo: detalle da área abarcada.







Foto 17 e 18. Estación 9 de detector fixo e detalle da área abarcada.





Foto 19 e 20. Estación 10 de detector fixo e detalle da área abarcada.

Foto 21. Estación 11 de detector fixo.



Foto 22. Estación 11 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 23. Estación 12 de detector fixo.



Foto 24. Estación 12 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 25. Estación 13 de detector fixo.



Foto 26. Estación 13 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 27. Estación 14 de detector fixo.



Foto 28. Estación 14 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 29. Estación 15 de detector fixo.



Foto 30. Estación 15 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 31. Estación 16 de detector fixo.



Foto 32. Estación 16 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 33. Estación 17 de detector fixo.



Foto 34. Estación 17 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 35. Estación 18 de detector fixo.



Foto 36. Estación 18 de detector fixo: detalle da área abarcada.



Foto 37. Femia xuvenil de *Pipistrellus pipistrellus* capturada no refuxio do Convento o 31/07/2013.



Foto 38. Macho adulto de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 31/07/2013.



Foto 39. Exame do exemplar anterior para determinar a idade en base á osificación das falanxes.

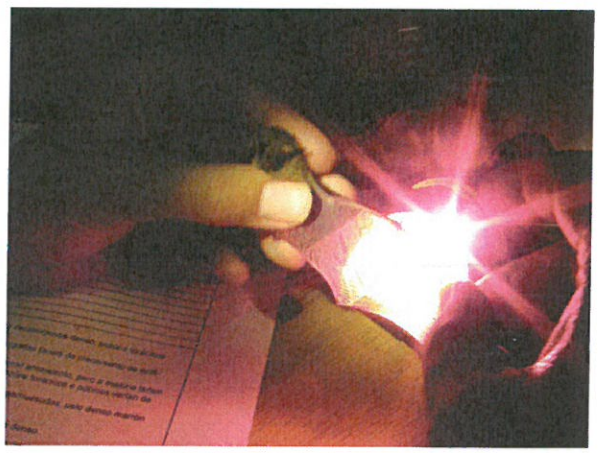


Foto 40. Exame do segundo exemplar macho adulto de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 31/07/2013 para confirmar a identificación específica en base á estrutura das celas do pataxio.



Foto 41. Macho posiblemente xuvenil de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 31/07/2013.



Foto 42. Medición do antebrazo do macho adulto de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 13/09/2013, ao que se lle implantou o PIT F8764FC.

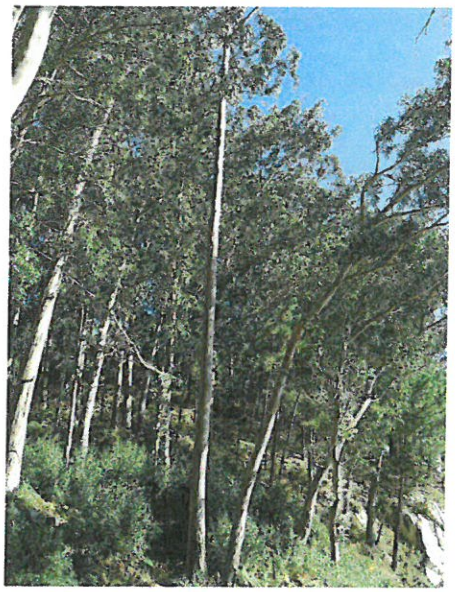


Foto 43. Detalle do macho adulto de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 13/09/2013, ao que se lle implantou o PIT F87679D.



Foto 44. Detalle do terceiro macho adulto de *Pipistrellus pipistrellus* capturado no refuxio do Convento o 13/09/2013.





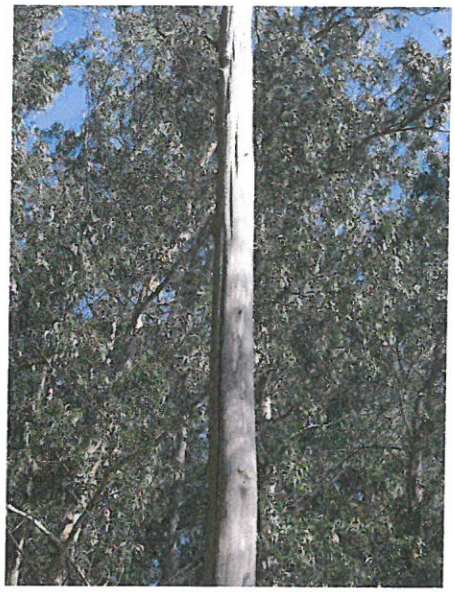


Foto 45 (esq.) e 46 (dta.). Emprazamento e detalle do eucalipto anexo á praia de Figueiriñas usado como refuxio por *Pipistrellus pipistrellus*.

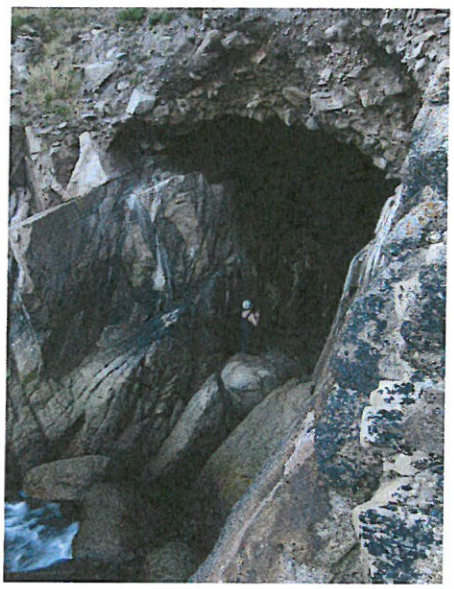


Foto 47. Furna do Peito (Monteagudo).

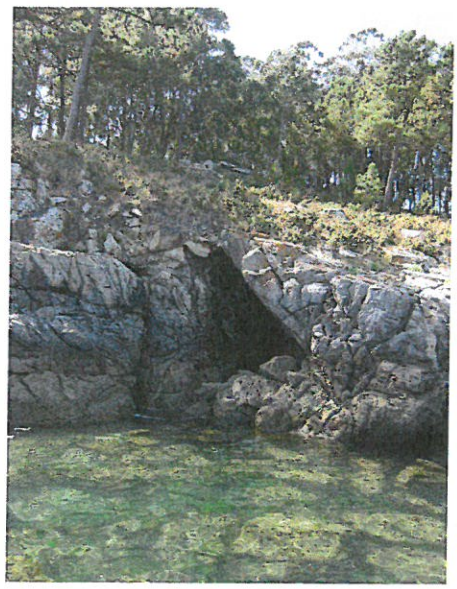
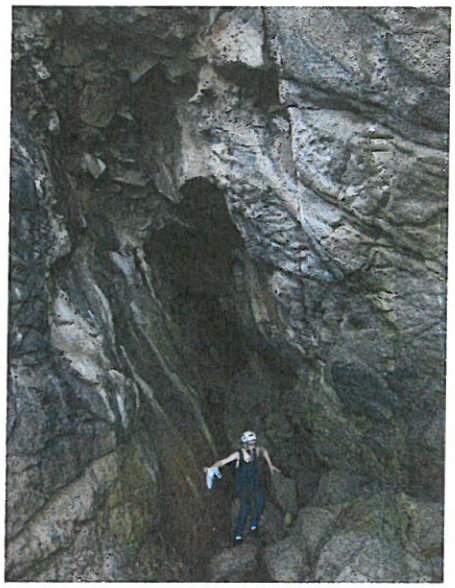


Foto 48. Furna das Lontras.





Fotos 49 e 50. Detalle do interior da furna das Lontras (esq.) e da entrada da cavidade anexa.

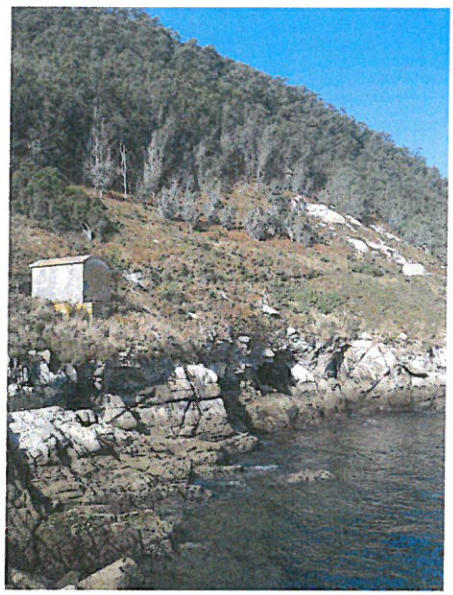


Foto 51. Contorna da furna Lameira (Illa Sur).

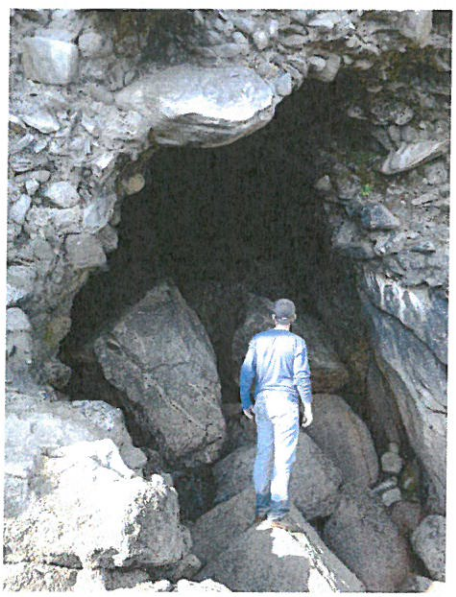


Foto 52. Entrada da furna Lameira.

Foto 53 . Detalle do interior da furna Lameira.



Foto 54. Acumulo de excrementos de quirópteros atopados na furna Lameira.



Foto 55. Detalle da corta de vexetación nas beiras do camiño ao faro da Porta.



Foto 56. Detalle da corta de vexetación no sector anexo á casa da Fonte.



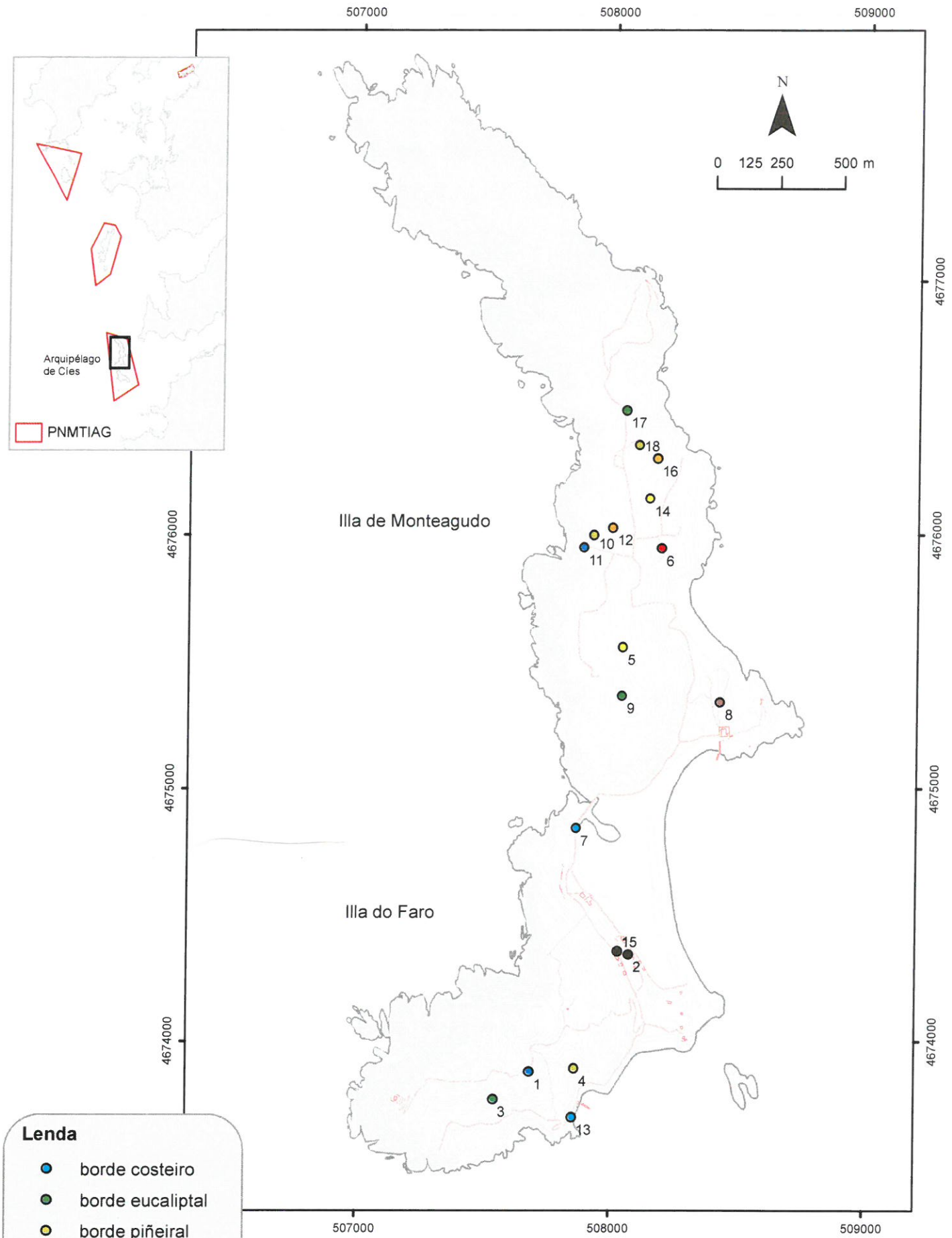
Fotos 57 (arriba) e 58 (abaixo). Estado anterior e posterior á corta de vexetación no sector anexo á casa da Fonte.





ANEXO VII

Cartografía



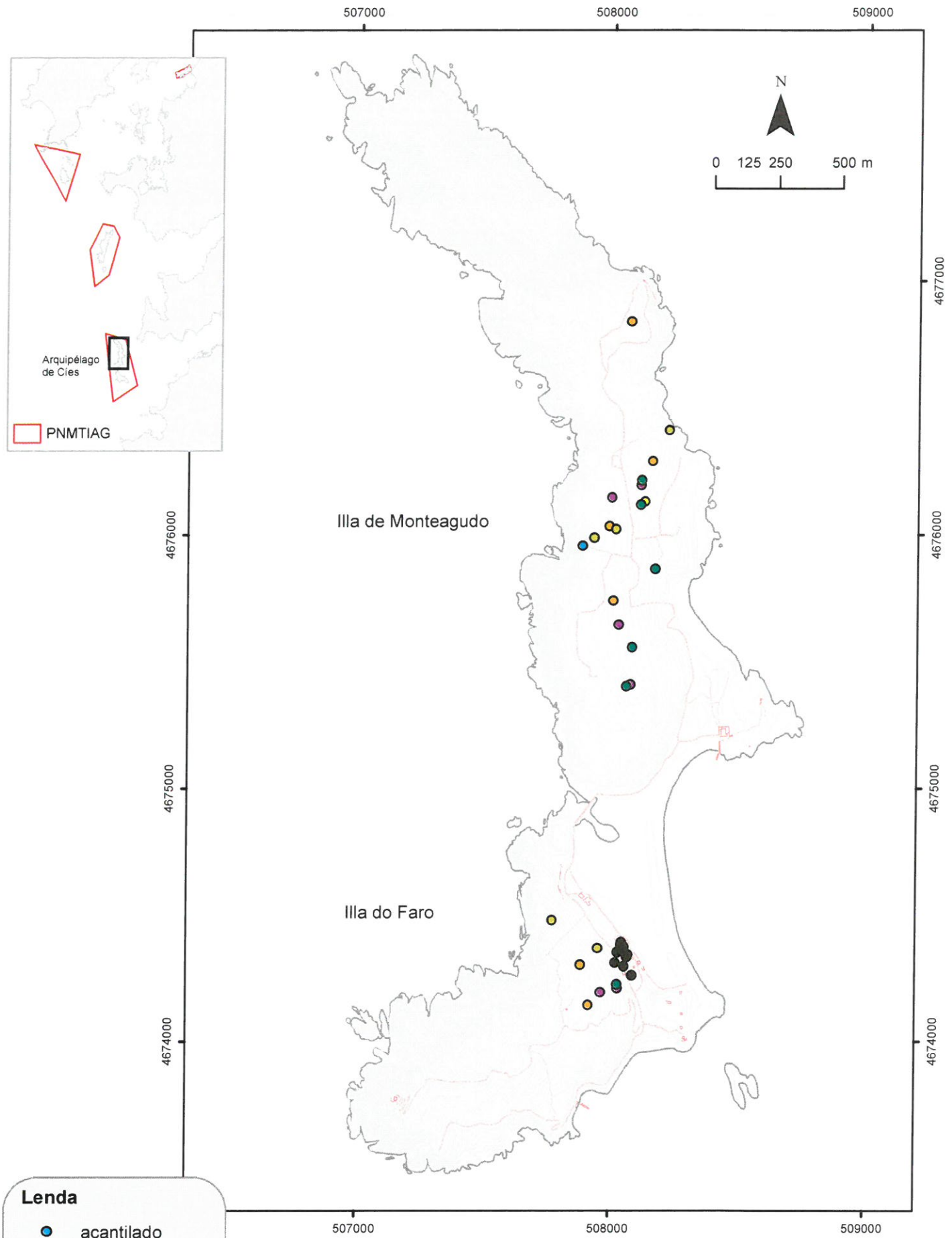
Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do PNMT das Illas Atlánticas de Galicia

Mapa 1. Situación das estacións de detectores fixos de quirópteros.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUTURAS
RED DE PARQUES NACIONALES
arcea
xestión de recursos naturais s.l.

Setembro 2013 Escala 1:20.000

Proxección UTM, fuso 29 N. DE 1950



Lenda

- acantilado
- borde eucaliptal
- borde piñeiral
- claro eucaliptal
- eucaliptal
- humanizado
- piñeiral

Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do PNMT das Illas Atlánticas de Galicia

Mapa 2. Situación das estacións de detectores fixos de quirópteros (2011).

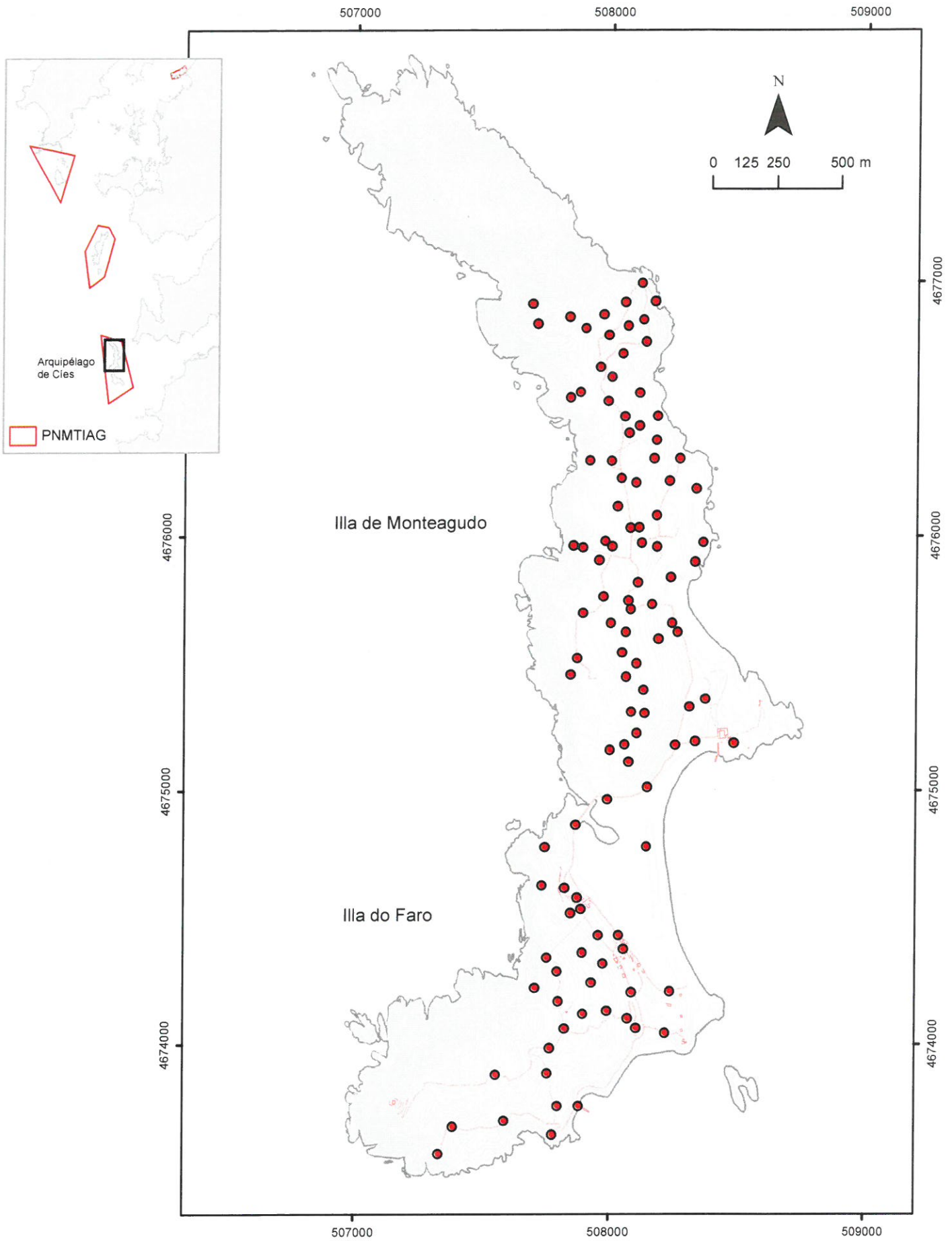
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUTURAS

RED DE PARQUES NACIONALES

arcea
xestión de recursos naturais s.l.

Setembro 2013 Escala 1:20.000

Proxección UTM, fuso 29 N. DE 1950



Lenda

- Estación

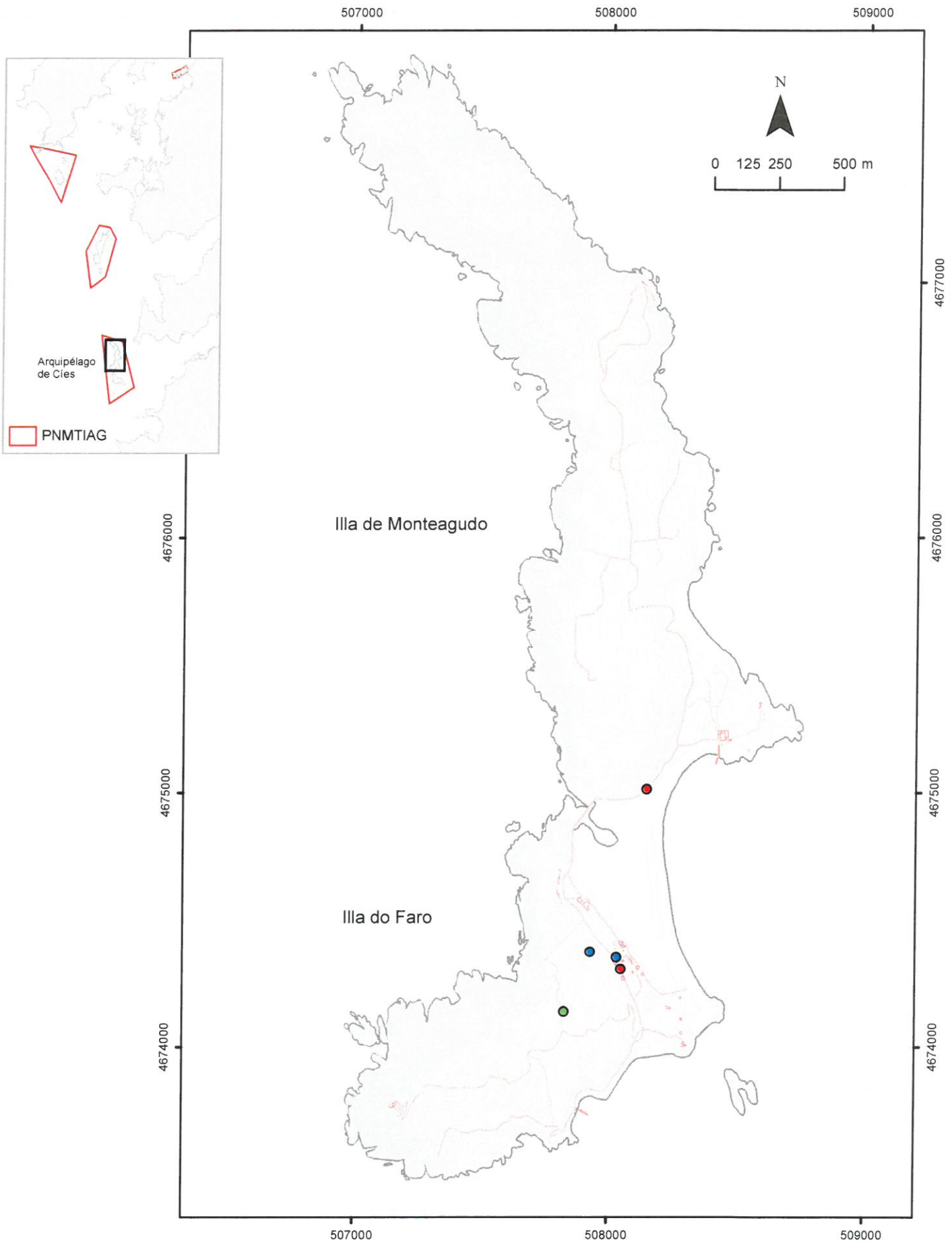
Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do PNMT das Illas Atlánticas de Galicia

Mapa 3. Situación das estacións de detectores móbiles de quirópteros.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUTURAS
RED DE PARQUES NACIONALES
arcea xestión de recursos naturais s.l.

Setembro 2013 — Escala 1:20.000

Proxección UTM, fuso 29 N. DE 1950



Lenda

- 2009
- 2011
- 2013

Posta en marcha do programa de vixilancia do estado de conservación da ensamblaxe de morcegos do PNMT das Illas Atlánticas de Galicia

Mapa 4. Citas de morcego grande de ferradura.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUTURAS

RED DE PARQUES NACIONALES

arcea
xestión de recursos naturais s.l.

Setembro 2013 — Escala 1:20.000

Proxección UTM, fuso 29 N. DE 1950