ECAFIR S.L.
Enginyeria ambiental

Informe sobre els criteris de compatibilitat dels parcs eòlics amb la conservació de l'àliga cuabarrada a Catalunya

Octubre 2021

EOLICCAT

Bigai 11, 2n 4a · 08022 Barcelona · Telèfon 93 418 60 31 · Fax 93 418 22 08 · ecafir@ecafir.com · www.ecafir.com

INFORME SOBRE ELS CRITERIS DE COMPATIBILITAT DELS PARCS EÒLICS AMB LA CONSERVACIÓ DE L'ÀLIGA CUABARRADA A CATALUNYA

I. MEMÒRIA

1. INTRODUCCIÓ 4
   1.1. Antecedents 4
   1.2. Objectius 4
   1.3. Metodologia 4
   1.4. Característiques de l'espècie, estat de conservació, evolució, causes de mortalitat i població a Catalunya 5
2. RECERCA BIBLIOGRÀFICA 6
   2.1. Informació disponible 6
   2.2. Anàlisi de l'aplicabilitat de la informació 7
3. RESULTATS D'ACORD AMB LA INFORMACIÓ DISPONIBLE 10
   3.1. Àrea crítica 10
   3.2. Espai vital o territori 12
   3.3. Sector de cria 12
   3.4. Variabilitat de l'àrea crítica i l'espai vital 13
   3.5. Ús del territori 15
   3.6. Idoneïtat de l'hàbitat per l'espècie 18
   3.7. Canvis de territori en el temps 19
   3.8. Efectivitat de les mesures compensatòries 21
4. APLICACIÓ DELS RESULTATS AL CAS DELS CRITERIS DE COMPATIBILITAT 21
   4.1. Ubicació del parc eòlic en relació a l'àrea crítica 21
   4.2. Ubicació del parc eòlic en relació a l'espai vital o territori 22
   4.3. Ubicació del parc eòlic en relació al sector de cria 23
   4.4. Ubicació del parc eòlic en relació a l'ús del territori 24
5. INFORMACIÓ CONCRETA SOBRE PARELLES D'ÀLIGUES CUABARRADES CITADES A LES PRESENTACIONS DE XAVIER PARELLADA 24
   5.1. Parella d'àligues de Trucafort 24
   5.2. Parella d'àligues de Coll de la Garganta 25
   5.3. Parella d'àligues de Colladetes 26
   5.4. Parella d'àligues de Tortosa 27
   5.5. Parella d'àligues de Les Rotes 27
6. CONCLUSIONS 28

II. ANNEXES

1. ***Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'àliga cuabarrada.***
   Direcció General de Polítiques ambientals i Medi Natural.
   Departament de Territori i Sostenibilitat.

2. ***Evaluación de proyectos de parques eólicos que inciden sobre el águila perdicera (Aquila fasciata) en Catalunya*.**
   Xavier Parellada i Viladoms. Servei de Biodiversitat i Protecció del Animals.
   Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.
   I Congreso Ibérico sobre Energía Eólica y Conservación de la Fauna.
   Jerez de la Frontera, gener de 2012.

3. ***Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain*.**
   J.E. Martínez, J.F. Calvo, J.A. Martínez, I. Zuberogoitia, E. Cerezo, J. Manrique, G. J. Gómez, J.C. Nevado, M. Sánchez, R. Sánchez, J. Bayo, A. Pallarés, C. González, J.M. Gómez, P. Pérez & J. Motos.
   Biodivers Conserv (2010) 19:3757–3767.
   DOI 10.1007/s10531-010-9925-7.
   Publicat online, octubre de 2010.

4. ***Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*.**
   R. Bosch, J. Real, A. Tintó, E.I. Zozaya & C. Castell.
   Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona.
   IBIS The International Journal of Avian Science.
   Ibis (2010), 152, 105–117.

5. ***Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (Aquila fasciata) tracked by GPS satellite telemetry.***
   JM Pérez-García, A. Margalida, I. Afonso, E. Ferreiro, A. Gardiazábal, F. Botella & J.A. Sánchez-Zapata.
   J Ornithol (2013) 154:63–71. DOI 10.1007/s10336-012-0871-x.
   Publicat online, juliol de 2012.

I. MEMÒRIA

1. **Introducció**
2. **Recerca bibliogràfica**
3. **Resultats d'acord amb la informació disponible**
4. **Aplicació dels resultats al cas dels criteris de compatibilitat**
5. **Informació concreta sobre parelles d'àligues cuabarrades citades a les presentacions de Xavier Parellada**
6. **Conclusions**

1. INTRODUCCIÓ

1.1. Antecedents

Recentment la Generalitat de Catalunya ha publicat uns nous ***Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'àliga cuabarrada i de l'àliga daurada*** (veure l'annex núm. 1). A la seva introducció diu...

> *Les dades obtingudes mitjançant radioseguiment d'àligues cuabarrades properes a parcs eòlics demostren que aquests generen un efecte buit en l'ús del seu territori (en altres espècies de rapinyaires també generen molts accidents per col·lisió, incidents fins ara excepcionals en aquesta espècie). D'acord amb aquests estudis l'àrea abastada per la instal·lació a més d'un buffer al seu entorn, comporta la pèrdua com a territori (a 1.000 m ja es detecta, és notori a 500 m i totalment confirmat a 250 m), cosa que pot implicar l'abandonament del mateix (s'abandonen tots els nius a menys de 1.000 m) o la pèrdua de parts importants i necessàries de l'espai vital. A aquest impacte cal sumar-hi el dels accessos i el de les línies d'evacuació elèctrica, que com és sabut són la causa principal de mortalitat de l'espècie per electrocució i col·lisió.*
>
> *Les plantes fotovoltaiques també suposen una pèrdua d'hàbitat natural i, per tant, un efecte buit, tot i que el buffer d'exclusió per aquest efecte probablement és molt menor (encara no es disposa d'informació detallada a l'efecte). A priori, no generen mortalitat directe.*

En base a aquesta idea es defineixen els criteris de compatibilitat.

Recentment, fruit d'una sol·licitud de petició d'informació complementària sobre aquests Criteris previ a la presentació de Recurs de reposició, davant un Acord desfavorable de la Ponència de renovables per un parc eòlic, es va aportar la informació signada per Xavier Parellada i Viladoms (que adjuntem com a l'annex núm. 2) sobre l'avaluació de projectes de parcs eòlics que incideixen sobre l'àliga cuabarrada a Catalunya, que vol donar suport o justificació a la definició dels Criteris

1.2. Objectius

L'objectiu del present informe és analitzar les dades aportades pel Servei de Fauna i Flora del Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural, que teòricament donen suport als criteris de compatibilització abans esmentats per tal de comprovar la seva veracitat d'acord amb les dades de que disposem. També farem una recerca bibliogràfica tant de revistes científiques com d'estudis de radioseguiment i de seguiment de l'avifauna realitzats a Catalunya els darrers anys. Finalment, també s'aportarà informació sobre l'estat de conservació de l'espècie, la seva evolució recent i vulnerabilitat, dades fenològiques i etològiques, variabilitat temporal, individual i espacial de les àrees de campeig, i en general, la més recent informació disponible d'aplicació als criteris de compatibilitat.

1.3. Metodologia

En una primera aproximació s'ha fet una recerca bibliogràfica a fons per conèixer dades bàsiques de l'espècie en els seus territoris de cria sobre l'ús del territori, l'espai vital, els hàbitats preferents de cria i les àrees de campeig. En l'apartat de bibliografia es citen tots ela articles d'interès recollits, però s'annexen dos d'ells de gran interès per aquest informe:

- Annex 3: Martinez, J.E., Calvo, J.F., Martinez, J.A., Zuberogoitia, I., Cerezo, E., Manrique, J., Gómez, G.J., Nevado, J.C., Sánchez, M., Sánchez, R., Bayo, J., Pallarés, A., González, C., Gómez, J.M., Pérez, R. & Motos, J. (2010). *Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain.* Bioversity and Conservation. 19: 3757-3767.
- Annex 4: Rafel Bosch, Joan Real, Albert Tinto, Elena l. Zozaya & Carles Castell. *Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*. Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona. Ibis (2010), 152, 105–117.

1.4. Característiques de l'espècie, estat de conservació, evolució, causes de mortalitat i població a Catalunya

La cuabarrada no té categoria de perill a nivell mundial segons la llista vermella de la IUCN (https://www.iucnredlist.org/species/22696076/155464015), on es troba categoritzada com a **Preocupació Menor** (Least Concern; BirdLife International 2019). S'estima una població total de 20.000-49.999 ocells adults.

La seva distribució, molt ampla (des d'Ibèria i el nord d'Africa, la conca Mediterrània cap a l'est passant per Orient Mitjà, India, i arribant fins al sudest asiàtic i l'orient de Xina), fa que les possibles amenaces no afectin de forma notable a tota la població, que no es troba concentrada i per tant amb més risc de davallades poblacionals en pocs anys.

A Europa es troba amb categoria de **Proper a l'Amenaça (NT)**, el primer esglaó just abans de les categories d'amenaça (la mínima categoria d'amenaça és vulnerable (VU)). A algunes fonts d'informació encara surt com a En Perill (EN) a Europa, com ara al portal SIOC de l'ICO, però es tracta d'una manca d'actualització (http://www.sioc.cat/fitxa.php?sci=0&sp=HIEFAS).

A Espanya, per contra, es troba amb categoria **En Perill (EN)**, a la darrera versió publicada del *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño et al. 2004). L'espècie ha patit una regressió de la seva àrea de distribució, havent desaparegut de bona part de la Meseta Nord, on només queden poblacions relictuals a Castella i Lleó, i amb una fragmentació important de la població de Castella-La Manxa. D'altra banda, les poblacions del sudest ibèric, Llevant, i Catalunya han patit un descens molt acusat en dos dècades (1980s-1990s), aproximadament un 25-50% del total de la població adulta. S'estimava en aquell moment una població d'unes 1500 parelles a Espanya. En una avaluació posterior, amb les dades del cens nacional de 2005 l'espècie es va qualificar també en la categoria **En Perill** (del Moral 2006). D'altra banda, en el Catàleg espanyol d'espècies amenaçades (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrer) està inclosa en la categoria de Vulnerable.

L'avaluació més recent de la població d'àliga cuabarrada a Espanya, segons mostra el cens de 2018 (del Moral i Molina 2018: **711-745 parelles**), queda bastant per sota dels 2.500 individus madurs que estableix el criteri C d'UICN, però aquesta condició ha d'estar acompanyada d'un declivi de l'espècie d'almenys un 10% perquè un taxó qualifiqui en la categoria de En Perill o Vulnerable (IUCN 2017).

En primer lloc s'ha de considerar que les estimes estatals de la població de l'espècie no reflecteixen l'evolució real dels seus efectius (del Moral i Molina 2018). Regionalment estan ben documentades les desaparicions de centenars de parelles, especialment de la meitat nord peninsular, amb la seva extinció en diverses províncies i deixant al límit de l'extinció la població en altres. A més, s'han de considerar diferents qüestions que fan pensar que el seu declivi en els propers anys o generacions continuï i possiblement s'agreugi el ritme actual.

En aquestes circumstàncies del Moral i Molina (2018) aconsellen mantenir a l'espècie en la categoria de **Vulnerable** basant-se en la seva petita població i la seva potencial declivi, superior al 10% en cas de que les causes que estan originant una disminució de la seva població no desapareguin, segons indica el criteri C2 de UICN. D'altra banda, recomanen també que a menor escala, a les comunitats autònomes, es mantingui almenys en les categories d'amenaça on ara mateix se la considera, doncs a escala regional les mides poblacionals tenen en alguns casos xifres que obliguen a catalogar a l'espècie En Perill Crític, en altres els declivis autonòmics són molt elevats i en altres ocorren dues coses: petites mides de població amb declivis esperables importants en les properes generacions.

En aquests moments SEO/BirdLife està treballant en una nova actualització del Libro Rojo, però la informació no es troba encara publicada.

A Catalunya l'espècie es troba catalogada com **En Perill (EN)** al darrer *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002* (Estrada et al. 2004), mentre que al portal SIOC de l'ICO se la categoritza com a **En Perill Crític (CR)**, tot i que les dades que s'exposen en la seva fitxa respecte la distribució provenen de

l'atles mencionat. L'evolució poblacional a Catalunya segons les dades del projecte SOCC, que mostra una gràfica amb l'evolució poblacional pel període 2002-2016, indica que la tendència és incerta, amb oscil·lacions, com ara una davallada el 2004, seguida d'una recuperació els anys 2005 a 2007, per tornar a una nova tendència regressiva del 2007 al 2009, seguida d'una millora fins el 2011, nova baixada el 2012-2013, i de nou pujada fins el 2015, per patir un nou descens, aquest més acusat, el 2016. Segons textos de Xavier Parellada (dins de Del Morral 2006, i Del Morral 2018, utilitzant el mateix mètode de cens) tenim que a Catalunya de 2005 a 2018 la població territorial reproductora ha passat de 65 parelles a 77 segures (+2 probables). De fet, Xavier Parellada a Del Morral 2006 diu que la xifra màxima comptada simultàniament en un any es va donar a l'any 93 amb 71 territoris ocupats (i 78 estimats). Ara s'estaria com en el moment de més població a Catalunya, comptades segures 77 parelles (Del Morral 2018).

Aquesta davallada s'explica sobretot per la mortalitat adulta, que ha passat del 4% (1975-1989) al 12% (1990-2001). Aquesta mortalitat es deu a les electrocucions i col·lisions amb línies elèctriques, com a causa del 75% dels casos coneguts de mort d'individus adults (Estrada et al. 2004). La segona causa de mortalitat seria la persecució directa per part de l'home, amb trets, trampes i verins associats a les activitats cinegètiques (Real et al. 2001). Una causa que afectaria de forma indirecta també serien els canvis d'usos del sòl, que estan produint una disminució de les zones aptes per a la caça i la nidificació. La desaparició dels usos tradicionals a la muntanya mediterrània, com ara l'agricultura de secà, la ramaderia i els usos forestals, comporta un recobriment de matolls que juntament amb la sobrexplotació cinegètica, limiten la disponibilitat de preses i la disminució de zones adequades per a la caça. Les causes de mortalitat no natural a Espanya també serien sobretot les electrocucions i col·lisions amb línies elèctriques (del Moral i Molina 2018), tot i que per alguna província, com ara Cadis, s'indica específicament que s'ha trobat un cas de mort per col·lisió amb aerogeneradors (del Moral i Molina 2018; p. 40). Aquesta es tractaria de les primeres comprovacions de mortalitat directa per impacte contra aerogeneradors, causa no detectada en diversos estudis específics desenvolupats sobre l'espècie a Espanya (veure punt 2). A Catalunya no s'ha constatat cap cas de mortalitat per xoc amb aerogeneradors.

En comparació amb altres espècies de rapinyaires diürns que crien a Catalunya, contrasten les valoracions que es fan per categories si atenem a les poblacions censades com a nidificants. La cuabarrada tindria una categoria En Perill segons Estrada et al. (2004), similar a la del xoriguer petit (*Falco naumanni*) (p. 184; 94 parelles a tot Catalunya) o l'esparver cendrós (*Circus pygargus*), (p. 170, 70 parelles), però en canvi l'arpella (*Circus aeruginosus*) es considera Vulnerable a Catalunya en aquesta obra quan l'estima poblacional és de només 42 parelles (tot i que la tendència sembla en el sentit de la recuperació).

Les altres espècies de rapinyaires diürnes a Catalunya amb categoria En Perill segons Estrada et al. (2004), serien el milà reial (*Milvus milvus*), el trencalòs (*Gypaetus barbatus*), l'aufrany (*Neophron percnopterus*), i l'arpella pàl·lida (*Circus cyaneus*). En aquests moments, però, s'està acabant el procés de publicació d'un nou atles d'ocells reproductors a Catalunya, que s'espera surti publicat abans de finals de 2021, on previsiblement els estatus de perill puguin oferir actualitzacions.

2. RECERCA BIBLIOGRÀFICA

2.1. Informació disponible

Per poder avaluar la possible afectació dels projectes eòlics sobre la cuabarrada s'ha fet una investigació bibliogràfica, per poder determinar l'existència d'estudis previs publicats on s'examinessin les necessitats d'us de l'espai d'aquesta espècie a la seva distribució, i més concretament, el rang de moviment dels adults quan nidifiquen. Això implica trobar els estudis publicats on equips independents d'investigadors hagin estudiat amb l'ús de tecnologia adequada (emissors satèl·lit, radioemissors, GPS o geo-localitzadors) els patrons de moviment diaris dels ocells nidificants quan es desplacen per caçar fora del niu.

Per aquest estudi previ, s'ha examinat les col·leccions de les revistes d'ornitologia, zoologia, ecologia i de conservació del medi ambient amb més reputació acadèmica de tot el món, publicades entre 1990 i 2020. Això inclou un total de 65 títols de revistes d'ornitologia considerades les més prestigioses i on presumiblement podrien aparèixer els resultats d'estudis fets a Europa amb aquestes tecnologies. Aquestes inclouen totes les buidades pel *Science Citation Index* elaborat per Thomson, considerat l'indicador internacional d'excel·lència de les revistes científiques. A més, s'han examinat un total de 357 títols de revistes d'ecologia, zoologia, gestió del medi ambient i conservació, on poguessin aparèixer publicacions pertinents.

Del gran total de fonts d'informació publicada examinades s'ha trobat els següents articles d'aplicació directe per aquest informe:

- Del Moral, J. C. (Ed.) 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J. C. & Molina, B. (Eds.) 2018. *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Hernández, J. (1999). *Nido de perdiceras en un tendido eléctrico*. Quercus 163: 32.
- Martinez, J.E., Calvo, J.F., Martinez, J.A., Zuberogoitia, I., Cerezo, E., Manrique, J., Gómez, G.J., Nevado, J.C., Sánchez, M., Sánchez, R., Bayo, J., Pallarés, A., González, C., Gómez, J.M., Pérez, R. & Motos, J. (2010). *Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. Bioversity and Conservation*. 19: 3757-3767.
- Martínez-Miranzo, B., Banda, E., Gardiazábal, A., Ferreiro, E. & Aguirre, J.I. (2016). *Differential spatial use and spatial fidelity by breeders in Bonelli's Eagle (Aquila fasciata)*. Journal of Ornithology 157: 971-979.
- Ontiveros, D. (2016). Águila perdicera – *Hieraaetus fasciatus*. A: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org.
- Pérez-García, J.M., Margalida, A., Afonso, I., Ferreiro, E., Gardiazábal, A., Botella, F. & Sánchez-Zapata, J.A. (2013). *Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (Aquila fasciata) tracked by GPS satellite telemetry*. Journal of Ornithology 154: 63-71.
- Real, J., Bosch, R., Tintó, A. & Hernández-Matías, A. (2010). *Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle Aquila fasciata using radiotracking*. Ibis 158: 556-568.

Per altra banda, s'han consultat de moment fins a 8 estudis de radioseguiment de la cuabarrada, la majoria previs a la construcció dels parcs eòlics, i 12 més de seguiment de l'avifauna de parcs eòlics a Catalunya en funcionament amb dades també sobre la cuabarrada. Aquest procés de recopilació d'informació encara és obert pendent de rebre més estudis dels associats d'EOLICCAT. Per tal de respectar l confidencialitat de les dades, no aportem informació individualitzada ni localitzable de cada un d'aquests estudis.

2.2. Anàlisi de l'aplicabilitat de la informació

Dels estudis trobats es poden resumir molt breument els següents resultats que ampliarem posteriorment.

A Espanya l'àguila cuabarrada (*Aquila fasciata*) construeix els seus nius majoritàriament sobre tallats rocosos, sent la nidificació en arbres excepcional. S'ha constatat algun cas de nidificació sobre torres elèctriques (Hernández 1999, Del Moral 2006). No és molt exigent amb els requeriments de l'hàbitat, sempre que aquest compti amb penya-segats de certa altura per a la nidificació i una mica de tranquil·litat. Els joves es desplacen cap a zones de dispersió que són seleccionades com a tals en funció de la seva major abundància de preses (perdiu i conill), així com una major heterogeneïtat dels usos del sòl.

Es tracta de l'espècie d'àguila que comença abans la reproducció a Espanya, amb postes des del mes de gener a les parelles situades a menor altitud. El nombre mitjà de posta és de 2 ous (rang: 1-3). La productivitat de les parelles s'incrementa amb la temperatura mitjana anual de la zona que ocupen, oscil·lant

entre els 0,36 polls / parella de la província de Burgos i els 1,34 de la província de Granada. Els polls romanen entre 60-67 dies al niu sent alimentats principalment per la femella.

La morfologia dels nius és molt variable en funció de la ubicació de la mateixa, disponibilitat de materials per a la seva construcció, i antiguitat de la mateixa, sense respondre a cap patró concret. Hi ha nius d'uns 2 m d'alt i altres pràcticament plans, alguns en què es podria tombar una persona i altres en què amb prou feines entren les àguiles.

Els penya-segats ocupats són calcaris en el 70% dels casos, i quarsítics en el 19,8%, sent els primers predominants a les Serralada Bètiques i el Llevant, i els últims a Sierra Morena i Montes de Toledo. Els arbres descrits per a la nidificació han estat l'alzina surera (*Quercus suber)*, pi pinyer (*Pinus pinea)*, pinassa (*Pinus nigra)*, pi blanc (*Pinus halepensis)*, pinastre (*Pinus pinastre)*, eucaliptus (*Eucaliptus ssp*.), carrasca (*Quercus rotundifolia)* i el pinsap (*Abies pinsapo)*. De l'anàlisi de les postes col·lectades entre 1871 i 1934, es dedueix que la nidificació en arbres era antany igualment escassa, però més habitual que en l'actualitat, a causa probablement d'una menor pressió humana a la majoria dels territoris.

Les parelles territorials d'àguila cuabarrada tenen més d'un niu a dins del territori on crien. Poden ser distintes plataformes al mateix penya-segat on crien, o en diferents penya-segats. El nombre mitjà de nius per parella sembla dependre de la disponibilitat d'emplaçaments adequats en els quals instal·lar-los, sent la tendència general a construir més nius en els territoris amb més possibilitats per fer-ho, és a dir major nombre de penya-segats i / o més quantitat de coves i lleixes en els mateixos. S'ha descrit un nombre mitjà de nius per parella d'1,8 per a Sierra Morena, 3,7 per a la província de Granada i 2,9 per a la de Cadis, amb un cas extrem d'una parella amb 18 nius construïts en el seu territori en tan sols 350 m lineals de penyal. Els nius alternatius d'una mateixa parella solen estar normalment propers, a una distància mitjana de 600 m a Sierra Morena i 774 m la província de Granada (Ontiveros 2016).

La construcció de nius alternatius permet evitar la competència amb altres rapinyaires pels llocs de nidificació i redueix la presència de ectoparàsits (Ontiveros 2016).

La mitjana de penya-segats presents al territori de nidificació per parella és d'1,6 per a la província de Granada. A Sierra Morena l'alçada mitjana de l'emplaçament dels nius és d'11,1 m, mentre que a la província de Granada és de 29,8 m, sent la tendència a emplaçar els nius a les parts altes dels mateixos en funció de la disponibilitat de cornises i cavitats.

La tendència en l'orientació dels nius podria variar segons les zones, a Sierra Morena i Grazalema, s'ha descrit un major nombre d'ells emplaçats al NW, però a la província de Granada s'ha comprovat una orientació preferent cap al sud-est estadísticament significativa, la qual cosa pot estar relacionat amb la fenologia primerenca de l'espècie, les baixes temperatures de la zona i la major insolació en aquest tipus d'orientacions al matí. De fet, aquesta orientació assolellada afavoreix l'èxit reproductor de les parelles granadines (Ontiveros 2016).

La fidelitat al niu s'ha estudiant en diversos treballs, confirmant-se que les parelles poden alternar el niu a dins del mateix territori de forma natural.

A un estudi on es van marcar amb emissors GPS un total de set àguiles cuabarrades en territoris situats a la Comunitat Valenciana i Tarragona en un període 4-5 anys, es va veure que l'ús de l'espai va mostrar lleugeres variacions quant a la cobertura on volaven al llarg del temps, però amb marcades variacions de l'ús de l'espai, mostrant selecció per determinades zones, arribant a ser de nomes un 30% de l'espai del territori durant l'època de cria (Pérez-García et al 2013). Aquest va ser el primer estudi on es va fer servir aquesta metodologia per a calcular l'àrea de moviment en adults, fent servir com a mètode de càlcul el Fixed Kernel per a crear el polígon.

Com a dada significant sobre l'ús dels territoris respecte a l'emplaçament del niu, aquest estudi no va trobar diferències significatives entre els territoris valencians i catalans, malgrat que en un territori valencià un parc eòlic estava en construcció.

Posteriorment, un nou estudi on es van marcar un total de 17 àguiles cuabarrades adultes i territorials a l'Aragó (Martínez-Miranzo et al 2016), fent servir també GPS i càlculs de l'ús de l'espai amb Fixed Kernels, van comprovar que els adults només van utilitzar regularment el 32,13% de la zona de nidificació durant totes les estacions monitoritzades (nidificació i fora de l'estació reproductora).

La fidelitat a la zona de nidificació va diferir entre individus i períodes, i fins i tot va ser inexistent en alguns períodes per a alguns individus. Van veure que la fidelitat al niu va ser baixa. A l'Aragó s'ha comprovat que la competència pel niu amb els voltors comuns (*Gyps fulvus*) és molt forta. A Catalunya s'ha comprovat el mateix amb l'àliga daurada (*Aquila chrysaetos*) i també amb voltors, els quals desplacen els nius de cuabarrada a emplaçaments sub-òptims (per exemple al Montsant). Començant la seva temporada de reproducció molt aviat, els voltors ocupen les plataformes de les àguiles cuabarrades abans que aquestes comencin a reproduir-se. A més, el fracàs reproductiu o la mort d'un dels adults podria provocar un canvi de niu en els anys següents. Els nius alternatius també ajuden a mitigar la presència d'ectoparàsits.

El mateix any 2010 es va publicar un altre estudi on discutien dades d'un total de 18 adults marcats amb radioemissors (Bosch et al. 2010). En aquest cas amb una metodologia prèvia, radioemissors VHF, menys precisa i amb més biaixos que els GPS fets servir per Pérez-García et al. (2013) i Martínez-Miranzo et al. (2016).

Entre les conclusions d'aquest treball desenvolupat a Catalunya, destaquen que no només ells si no diversos autors han demostrat que les cuabarrades tenen una certa tolerància envers la presència humana i, de fet, és una espècie lligada a les activitats humanes tradicionals a les zones mediterrànies. La seva àrea d'estudi mostra una àmplia gamma de nivells d'urbanització, de 22 a 1035 habitants per quilòmetre quadrat, oferint així una bona oportunitat per abordar la relació entre la urbanització i l'ús de l'hàbitat. A més, van restringir les zones urbanitzades a les que ocupaven zones urbanes compactes, com ara pobles i zones residencials. Els seus resultats van revelar una selecció negativa d'àrees urbanes, especialment com a zones d'alimentació, al llarg de l'any, tal com també s'ha assenyalat a la mateixa zona per Rollan et al. (2010). Això coincideix amb altres estudis que afirmen que la presència i les pertorbacions humanes, especialment a les zones de cria, tenen un efecte altament negatiu sobre l'espècie i també amb dades de seguiment de juvenils marcats amb radioemissors. Suggereixen que s'evitin les construccions d'infra-estructures a prop de les localitzacions del niu.

L'estudi on s'ha mirat amb més detall els efectes dels parcs eòlics sobre els territoris de nidificació d'adults d'àguila cuabarrada el van publicar Martínez et al. (2010). Van estudiar els efectes de 72 parcs eòlics sobre un total de 128 territoris d'àguila daurada i 152 d'àguila cuabarrada al sud d'Espanya.

L'abandonament de territoris, el desplaçament d'un hàbitat adequat i la col·lisió d'individus amb turbines són efectes potencials sobre ambdues espècies amb territoris a la rodalia de parcs eòlics. La probabilitat d'abandonament per part de qualsevol de les espècies podria augmentar quan més a prop un parc eòlic estigui a prop dels penya-segats que ocupen, especialment per als penya-segats petits i on hi ha escassetat de llocs de nidificació alternatius. En aquest cas, es desconeix l'abast de l'efecte potencial.

D'altra banda, la localització de parcs eòlics als voltants de territoris abandonats pot disminuir la qualitat dels hàbitats de nidificació i limitar la probabilitat de reclutament futur per part dels individus flotants (no territorials) d'ambdues espècies. En el cas de l'àguila cuabarrada, això podria dificultar la recuperació d'una població en perill d'extinció.

La pertorbació i la pèrdua d'hàbitat induïda pels parcs eòlics a la zona d'estudi conduiria, a priori, a un lleuger efecte de desplaçament. De fet, la proximitat dels parcs eòlics al 8% dels territoris d'àguila daurada i al 5% dels territoris d'àguila cuabarrada, alguns protegits a la xarxa Natura 2000, implicaria el possible desplaçament d'individus adults a hàbitats menys adequats i, per tant, reduiria la seva capacitat de sobreviure i reproduir-se.

Tot i que s'ha publicat poc sobre el risc de col·lisió d'aquestes espècies, alguns estudis han assenyalat l'aparent vulnerabilitat de les àguiles daurades joves i adultes al risc de col·lisió, i l'alt risc específic de col·lisió per a l'àguila cuabarrada per la seva propensió a volar molt a prop de l'àrea de rotació de les

turbines. Tanmateix, en un document recent, de Lucas et al. (2008) no van trobar una relació clara entre l'abundància d'ocells i la mortalitat per col·lisió, suggerint que es necessita més informació sobre els mecanismes que determinen el risc de col·lisions (comportament de vol, orografia, condicions meteorològiques imperants, etc.) per a les àguiles grans.

Tanmateix també aquest estudi de Martínez et al. (2010) conclou: *However, our study does not assess potential consequences of wind farms on the population dynamics of both species, suggesting that additional work is needed concerning the assessment of impacts on eagles, in particular collision mortality or displacement.*

Finalment, la presentació de la ponència sobre *Vulnerabilidad del águila perdicera (Aquila fasciata) frente a la implantación de parques eólicos en España: un análisis espacia* (Sofía MORCELLE, Carmen S. YUSTE, Mónica ESCUDERO, Jenifer ANDREU, Dolores CERVERA, Víctor COLLADO. Auditores Medioambientales Natura al l *Congreso Ibérico sobre energía eólica y conservación de la fauna*, conclouen, després de revisar les dades de fins a 35 administracions espanyoles, que *de las administraciones de las que se dispone información hasta el momento, sólo se ha detectado mortalidad de un águila perdicera en la provincia de Cádiz por lo que a priori, la especie parece ser poco sensible a estas infraestructuras*.

Es a dir, de la literatura científica publicada no es poden avalar les dades de possible mortalitat o desplaçament dels territoris de les cuabarrades per la presència de parcs eòlics. Òbviament, tampoc podem dir el contrari, ja que l'absència de prova no prova l'absència possible d'aquests efectes. Només que no es pot afirmar amb dades fiables i contrastades estadístiques actualment que hi ha un desplaçament dels territoris per la presència dels parcs eòlics a una certa distància.

És clar que el risc de col·lisió augmenta amb la proximitat dels aerogeneradors a les àrees crítiques per l'espècie, i igualment la pertorbació a les seves àrees de caça i campeig, però caldria una anàlisi més exhaustiva de les dades dels radioseguiments realitzats fins ara, les quals en disposa la Generalitat de Catalunya, per tal d'obtenir més certesa sobre els possibles efectes de desplaçament del territori per la presència d'un parc eòlic.

3. RESULTATS D'ACORD AMB LA INFORMACIÓ DISPONIBLE

3.1. Àrea crítica

La definició de l'àrea crítica que es fa als Criteris esmenats és la següent:

2) *Àrea crítica: la definició que en fa la Llei 42/2007 de Biodiversitat és: "aquells sectors inclosos a l'àrea de distribució que continguin hàbitats essencials per a la conservació, favorable de l'espècie o que per la seva situació estratègica per a la mateixa requereixin el seu adequat manteniment". D'acord amb aquesta definició, es diferencien dos tipus d'espais segons el període del cicle vital en que es troba l'individu/espècie:*
   - 2.1. *Àrea crítica territorial: la part de l'espai vital més utilitzada per cada parella territorial o reproductora i que és necessària per a dur a terme el seu cicle vital anual, englobant els sectors de cria i els centres d'activitat més importants (àrees de cacera). L'àrea crítica de cada parella inclou la totalitat de l'àrea definida per un índex de probabilitat Kernel fix del 95% dins d'un radi de 6km a partir del límit del sector de cria, i del Kernel del 90% més enllà dels 6 km. Per a valorar l'afectació específica d'un projecte a l'espai de cacera cal excloure les localitzacions dins del sector de cria.*
   - 2.2. *Àrea crítica de dispersió: són els sectors de l'àrea de dispersió juvenil que per les seves característiques físiques són més favorables per a la cacera de les joves àligues: barrancs i serres, més una franja o buffer de 300 m al seu entorn.*

Així, el pas de la definició teòrica de la llei 42/2007 a la pràctica es basa en els índex de probabilitat Kernel del 95% dins del radi de 7 km (1 km de radi que seria el sector de cria amb centre a la ubicació del niu i 6 km més a partir d'aquesta circumferència de 1 km), i més enllà aquells sectors dins del Kernel del 90%.

D'acord amb les dades de R. Bosch et al. (2010) en l'article abans citat, i de la taula següent del mateix:

Table 3. Annual home-range sizes and ADC by geographical areas (n = 18).

	NPR		CR		SPR			
	n	Median (IQR)	n	Median (IQR)	n	Median (IQR)	H	P
MCP 100% (km^2)	6	45.5 (41.3–72.2)	5	37.1 (34.0–84.0)	7	47.5 (42.7–67.8)	2.655	0.265
Kernel 95% (km^2)	6	39.6 (30.8–68.1)	5	36.1 (25.3–39.2)	7	40.5 (33.4–62.0)	1.192	0.551
Kernel 50% (km^2)	6	9.5 (7.3–15.0)	5	6.7 (4.4–9.3)	7	8.4 (8.0–12.1)	1.487	0.476
ADC (m)	6	2158 (1729–3095)	5	2050 (1751–2138)	7	2078 (1809–2832)	0.421	0.810
Overlap MCP[a] (%)	4	0.7 (0.0–1.6)	5	0.9 (0.0–1.5)	6	33.4 (20.6–37.3)	8.270	0.016
Overlap 95% kernel[a] (%)	4	0.0 (0.0–0.0)	5	0.0 (0.0–9.1)	6	17.6 (6.7–24.3)	8.437	0.015
Average NND[b] (m)	4	12 662 (10 305–17 139)	6	9275 (6416–9643)	15	6979 (4610–8601)	8.019	0.018

[a]Individuals in isolated territories were excluded (n = 15).
[b]All territories of the geographical areas were included (n = 25).
Kruskal–Wallis test (IQR, interquartile range).

Taula 1. Superficies mitjanes anuals de diversos territoris d'àligues cuabarrades a Catalunya.
Font: Bosch et al., 2010.

Podem estimar a partir de 18 individus estudiats que l'àrea crítica mitjana per a l'espècie és de 3.960 ha (3.080 – 6.810) a la zona Prelitoral nord, de 3.610 ha (2.530 – 3.920) a la zona costanera central catalana i de 4.050 ha (3.340 – 6.200) a la zona Prelitoral sud. Veiem doncs, que no s'observen diferències gaire significatives segons els àmbits territorials catalans, quedant totes les mitjanes dins dels intervals de confiança dels tres sectors analitzats.

D'acord amb Pérez-Garcia et al. (2013) de l'estudi de 5 territoris de cuabarrades a València i Tarragona obtenen les següents dades:

Table 2 Home range size per year (km^2), maximum distance to nest (km) and number of locations (*N Loc*) per year

Individual	Year	MCP	FK 95 %	FK 90 %	FK 50 %	Max nest	N Loc
M1	2006	236.5	48.6	34.8	7.4	21.5	199
	2007	79.0	42.6	31.4	4.7	13.3	296
	2008	160.4	48.3	32.8	6.4	19.5	802
	2009	274.5	41.4	32.1	8.9	23.2	1,140
	2010	205.6	44.4	34.1	7.5	16.1	515
	Subtotal	205.6 ± 75.4	44.4 ± 3.3	32.8 ± 1.4	7.4 ± 1.6	19.5 ± 4	
M2	2006	124.6	46.9	35.7	9.6	13.6	775
	2007	162.7	37.1	28.9	8.0	28.4	458
	2008	242.9	45.2	34.7	7.5	31.4	1,184
	2009	215.6	47.6	36.6	10.4	17.1	1,727
	2010	68.4	41.6	29.6	6.7	8.3	270
	Subtotal	162.7 ± 70	45.2 ± 4.4	34.7 ± 3.6	8.0 ± 1.5	17.1 ± 9.8	
Median Valencia		184.2 ± 30.3	44.8 ± 0.6	33.8 ± 1.3	7.7 ± 0.4	18.3 ± 1.7	
M3	2005	44.7	36.9	27.9	6.9	6.4	130
	2006	78.0	54.1	42.1	11.7	9.4	159
	Subtotal	61.4 ± 23.5	45.5 ± 12.1	35 ± 10.1	9.3 ± 3.5	7.9 ± 2.1	
M4	2007	88.6	52.0	40.1	8.2	12.5	390
	2008	182.5	75.6	55.1	10.4	13.8	1,551
	2009	323.2	91.9	68.0	11.9	24.1	1,613
	2010	215.1	87.1	60.1	8.0	22.2	1,338
	Subtotal	198.8 ± 96.8	81.4 ± 17.8	57.6 ± 11.8	9.3 ± 1.9	18.0 ± 5.8	
F1	2006	704.8	44.4	35.3	8.9	50.9	60
M5	2007	345.9	31.8	23.9	4.4	40.7	354
	2008	343.3	43.1	31.3	6.5	21.9	1,152
	2009	140.0	36.4	27.3	5.5	18.0	1,253
	2010	151.4	33.2	24.0	4.8	13.7	1,243
	Subtotal	247.4 ± 115.0	34.8 ± 5.0	25.7 ± 3.5	5.2 ± 0.9	20.0 ± 11.9	
F2	2008	560.1	38.5	28.1	5.0	75.4	460
Median Tarragona		247.4 ± 267.7	44.4 ± 18.7	35.0 ± 12.6	8.9 ± 2.2	20.0 ± 28.0	
Total median		205.6 ± 234.2	44.4 ± 15.4	34.7 ± 10.4	8.0 ± 1.8	19.5 ± 24.2	

Taula 2. Mida dels territoris per any, distàncies màximes als nius (km) i nombre de localitzacions per any (N Loc).
Font: Pérez-Garcia et al., 2013.

I conclouen amb xifres molt similars per les àrees crítiques a partir del Kernel 95% de 4.440 ha de mitjana amb desviació típica de 1.540 ha.

Finalment, de fins a 8 estudis de radioseguiment de parelles de cuabarrades de les quals disposem d'informació realitzades com a estudis previs per a la implantació de parcs eòlics de Catalunya també podem fer una anàlisi de les seves àrees crítiques, prenent com a referència el seu Kernel 95%, obtenint una mitjana de 3.773 ha amb una desviació típica de 2.010 ha, amb un màxim de 6.310 ha i un mínim de 751 ha, xifres totalment consistents amb les presentades a l'estudi de Bosch et al. (2010) i de Pérez-Garcia et al. (2013).

Així, per fer-nos una idea ràpida i orientativa podem dir que les àrees crítiques de les parelles de cuabarrades a Catalunya ocupen territoris d'unes 4.000 ha, amb màxims de 6.000 ha i mínims de 1.000 ha, mentre que la circumferència de radi de 7 km (1 de l'àrea crítica més 6 km més segons la definició comentada) ocupa una superfície de 15.400 ha, i una circumferència de radi de 6 km, 11.300 ha. Això indica que normalment, els territoris de les cuabarrades s'inscriuen dins de la circumferència de radi 6 km des del punt del niu, ocupant com a màxim un 50% d'aquesta circumferència tal com veurem més endavant.

En tot cas, es considera vàlida una definició, ni que sigui discutible el criteri, de l'àrea crítica definida quant a l'àrea crítica territorial, però quant a l'àrea crítica de dispersió cal remarcar que és una territori molt difícil de definir amb precisió doncs no es disposen de dades de radioseguiment dels individus juvenils, doncs sempre es capturen i marquen els individus adults reproductors, normalment el mascle de la parella, per tant no sembla un criteri exigible per manca de dades fiables d'aquests territoris. Sempre es considera que els individus juvenils en zones de dispersió no tenen un territori fix, sinó que es desplacen i van canviant de lloc. Per tant, les àrees critiques de dispersió no fan referència a un individu sinó a un territori que es visitat per individus en dispersió.

3.2. Espai vital o territori

La definició de l'espai vital o territori que es fa als Criteris esmenats és la següent:

1) *Espai vital o territori: l'espai utilitzat anualment per cada parella territorial per tal de criar, obtenir aliment i desplaçar-se entre el sector de cria i les àrees de cacera, així com a altres sectors emprats habitualment per la parella (posadors nocturns, entre d'altres).*

   L'espai vital o territori s'obté mitjançant el radioseguiment de la parella durant almenys un any sencer, i es defineix com la superfície dibuixada per l'índex de probabilitat Kernel fix del 99% i una H no inferior a 500m. que generi una àrea contínua (no disgregada), fora de la qual tan sols resten les dades atípiques ("outliers").

De fet, quant a superfícies del territori o espai vital (Kernel 99%) o l'àrea crítica (Kernel 95%) no hi han diferències molt significatives, essent el mateix Kernel 95% una molt bona estima de l'espai vital o territori de les parelles d'àligues. En tot cas, no essent aquesta definició de l'espai vital o territori d'aplicació com a criteri de compatibilitat de localització dels parcs eòlics o fotovoltaics, no entrarem en el seu anàlisi en detall i pot considerar-se correcte.

3.3. Sector de cria

La definició del sector de cria que es fa als Criteris esmenats és la següent:

3) *Sector de cria: la zona o zones situades en un radi d'un quilòmetre (1 km) aproximadament al voltant de cada un dels nius de cada un dels territoris d'àliga cuabarrada ocupats, o que hagin estat abandonats en posterioritat a l'any 1973 (any de declaració com espècie protegida), i es consideren imprescriptibles per tal de fer possible la seva recuperació. El sector de cria sol ser emprat i defensat tot l'any, sigui com a lloc de reproducció o com a lloc de repòs i descans nocturn. Cada parella té com a mínim un sector de cria. Els límits d'aquests sectors s'han d'adaptar a la orografia i hàbitat existents, i formen part del SIG de fauna amenaçada (Àrea d'Interès Faunístic).*

Considerant que una circumferència de radi de 1 km queda generalment circumscrita dins del Kernel 50% es considera adient aquesta definició; de fet, com veurem a les imatges de més endavant els sectors de

cria coincideixen molt bé amb el Kernel 50%, amb superfícies mitjanes segons l'article de Bosch et al. (2010) de 950 ha (730 – 1.500) a la zona Prelitoral nord, de 670 ha (440 – 930) a la zona costanera central catalana i de 840 ha (800 – 1.210) a la zona Prelitoral sud, mentre que d'acord amb els 8 estudis de radioseguiment analitzats per nosaltres, en resulten de mitjana 586 ha amb una desviació típica de 278 ha.

En tot cas, de nou aquesta definició no s'utilitza com a criteri per a la determinació de la compatibilitat de les instal·lacions de renovables, doncs sempre aquests sectors es troben dins de l'àrea crítica i en tot cas es rebutja totalment una proposta d'emplaçament si afecta el sector de cria.

3.4. Variabilitat de l'àrea crítica i l'espai vital

Un dels aspectes importants a tenir presents quan analitzem els territoris de les parelles d'àligues cuabarrades a Catalunya, és la seva variabilitat espacial més enllà de la pròpia de cada parella com a conseqüència del seu entorn, sobretot la distància entre l'àrea de cria i la zona de caça o alimentació. Així, les diferències de la superfície de territori entre unes parelles i d'altres que aquí veiem extretes del citat article de Bosch et al. (2010), responen bàsicament a la llunyania de l'àrea de cria a les zones de caça, o bé a l'escassetat de les preses de caça en el seu entorn que les obliga a fer desplaçaments més gran, essent sempre la tendència natural si el recurs alimentari es troba proper a l'àrea de cria a minimitzar el seu espai vital o territori.

Table 1. Home-range sizes and spatial territorial parameters of Bonelli's Eagles in Catalonia. Individual: code territory and sex (F: female, or M: male).

Individual	Bred	Area	Radiotracked period	100% MCP (km^2)	95% kernel (km^2)	50% kernel (km^2)	ADC (m)	Eccentricity (m)
3M1	Yes	NPR	July 2–June 3	129.9	110.7	27.6	3561	4009
3M2[a]	No	NPR	July 4–June 5	85.2	86.5	23.6	3883	5398
6F	Yes	NPR	July 2–June 4	97.0	24.5	4.6	1477	659
6M	Yes	NPR	July 3–June 4	100.6	26.9	5.2	1715	366
8F	Yes	NPR	July 3–June 4	35.2	35.9	8.9	2158	1999
8M	Yes	NPR	July 3–June 4	46.3	33.4	6.1	2029	1622
9M	Yes	CR	July 3–June 4	31.6	20.7	6.7	1697	1521
10M	Yes	CR	July 3–June 4	53.1	42.2	5.1	2074	1274
12F	No	CR	July 3–June 4	37.1	36.1	9.5	2202	2744
19F	Yes	CR	February 5–August 5[b]	36.5	29.9	3.6	1805	1252
19M	Yes	CR	January 5–December 5	115.0	36.1	9.1	2050	1571
53F	No	SPR	February 5–January 6	67.8	62.0	12.1	2832	1810
53M	No	SPR	February 5–October 5[b]	47.5	43.1	8.0	2114	1433
56F	No	SPR	February 5–January 6	42.7	22.8	5.2	1488	768
56M	No	SPR	February 5–October 5[c]	43.4	33.4	9.6	1809	1268
57F	Yes	SPR	February 5–November 5[b]	41.9	38.0	8.3	1923	1112
102M	Yes	SPR	July 3–June 4	74.6	64.3	15.4	2840	2002
123M	Yes	SPR	April 5–March 6	54.7	40.5	8.4	2078	1081

[a]Subadult individual who replaced the 3M1 that died after a year.
[b]Death.
[c]Tag loss.

Taula 3. Superficies territorials de diversos individus d'àliga cuabarrada a Catalunya.
Font: Bosch et al., 2010.

Però més enllà d'aquesta variabilitat entre parelles concretes cal destacar la gran variabilitat també segons l'època de l'any, doncs veiem com a l'època de cria els territoris es redueixen més al voltant del niu.

Table 2. Comparison of home-range sizes between breeding season (February–June) and non-breeding season (July–January).

		Breeding season		Non-breeding season		
	n	Median (IQR)	*n*	Median (IQR)	*Z*	*P*
All individuals						
MCP 100% (km^2)	18	32.0 (25.0–47.1)	18	39.4 (33.1–85.0)	−2.112	0.035
Kernel 95% (km^2)	18	28.6 (22.6–37.1)	18	39.8 (34.9–50.8)	−3.157	0.002
Kernel 50% (km^2)	18	5.1 (4.0–7.8)	18	8.9 (7.0–15.7)	−3.027	0.002
ADC (m)	18	1926 (1670–2130)	18	2208 (2002–2626)	−3.288	0.001
Breeding individuals						
MCP 100% (km^2)	12	31.4 (20.5–47.1)	12	44.8 (33.1–109.1)	−2.275	0.023
Kernel 95% (km^2)	12	24.5 (19.8–35.7)	12	39.8 (36.6–50.8)	−3.059	0.002
Kernel 50% (km^2)	12	4.2 (3.5–5.3)	12	8.4 (6.7–15.7)	−3.059	0.002
ADC (m)	12	1858 (1643–2039)	12	2208 (2002–2626)	−3.059	0.002
Non-breeding individuals						
MCP 100% (km^2)	6	36.6 (30.7–51.2)	6	36.9 (30.2–44.7)	−0.314	0.753
Kernel 95% (km^2)	6	35.0 (29.8–53.1)	6	39.3 (29.3–56.7)	−0.734	0.463
Kernel 50% (km^2)	6	9.9 (8.0–11.8)	6	11.4 (8.3–25.1)	−0.524	0.600
ADC (m)	6	2120 (1878–2503)	6	2168 (1881–2943)	−0.946	0.344
Males						
MCP 100% (km^2)	11	42.9 (28.6–52.7)	11	50.3 (36.1–114.6)	−2.045	0.041
Kernel 95% (km^2)	11	35.2 (22.4–38.7)	11	44.4 (39.1–67.4)	−2.667	0.008
Kernel 50% (km^2)	11	4.9 (3.6–7.6)	11	8.8 (7.5–28.9)	−2.845	0.004
ADC (m)	11	1980 (1804–2335)	11	2183 (2042–3144)	−2.668	0.008
Females						
MCP 100% (km^2)	7	31.3 (15.4–41.8)	7	34.3 (22.3–46.5)	−0.676	0.499
Kernel 95% (km^2)	7	25.8 (21.2–29.3)	7	36.6 (29.7–48.6)	−1.690	0.091
Kernel 50% (km^2)	7	5.4 (4.0–11.7)	7	9.0 (6.2–13.8)	−1.183	0.237
ADC (m)	7	1724 (1607–2101)	7	2232 (1690–2683)	−2.028	0.043

Wilcoxon paired-data test (IQR, interquartile range).

Taula 4. Variabilitat dels territoris segons l'època de cria o fora de l'època de cria a Catalunya.
Font: Bosch et al., 2010.

O trobem també diferències entre els territoris de mascles i femelles, lògicament també majors segons si trobem la parella criant o no:

Table 4. Breeding area fidelity. Frequency of roosting in the breeding area and distance from the hourly locations to the arithmetic centre of the nests (DLN).

		Breeding season	Non-breeding season		
	n	Median (IQR)	Median (IQR)	*Z*	*P*
% Roosting in the breeding area					
All individuals	18	56.5 (50.0–70.0)	45.0 (30.7–64.7)	−1.988	0.047
Breeding individuals	12	60.0 (52.4–72.7)	33.3 (26.3–62.5)	−2.756	0.006
Breeding males	8	56.4 (50.6–61.4)	39.2 (27.4–60.4)	−2.240	0.025
Breeding females	4	72.7 (61.1–73.9)	31.6 (25.0–62.5)	−1.604	0.109
Non-breeding individuals	6	46.7 (35.1–65.7)	60.1 (41.5–73.2)	−1.095	0.273
Non-breeding males	3	51.7 (33.3–70.0)	65.8 (55.6–76.0)	−1.342	0.180
Non-breeding females	3	46.9 (40.5–52.9)	50.7 (36.8–64.7)	−0.447	0.655
DLN (m)					
All individuals	18	1884 (1689–2118)	2327 (2021–3178)	−3.027	0.002
Breeding individuals	12	1818 (1501–1984)	2327 (2151–3011)	−3.059	0.002
Breeding males	8	1843 (1747–1984)	2333 (2176–3011)	−2.521	0.012
Breeding females	4	1528 (939–1981)	2270 (1933–3146)	−1.826	0.068
Non-breeding individuals	6	2223 (1978–3576)	2446 (1633–4331)	−0.105	0.917
Non-breeding males	3	2130 (2057–4417)	1881 (1735–7029)	0.000	1.000
Non-breeding females	3	2316 (1740–3295)	3010 (1327–3431)	0.000	1.000

Wilcoxon paired-data test of the differences between breeding season and non-breeding season (IQR, interquartile range).

Taula 5. Variabilitat individual, per sexes i criant o sense criar.
Font: Bosch et al., 2010.

Per altra banda, Pérez-Garcia et al. (2013) estudien la fidelitat de l'àrea vital o territorial (HR o Home Range):

Table 3 Territorial size (km^2) and home range fidelity per year of tracking (% HR/year) in each breeding period studied [breeding season (*BS*) vs. non-breeding season (*NBS*)] and at both levels (FK50 core area vs. FK90 home range)

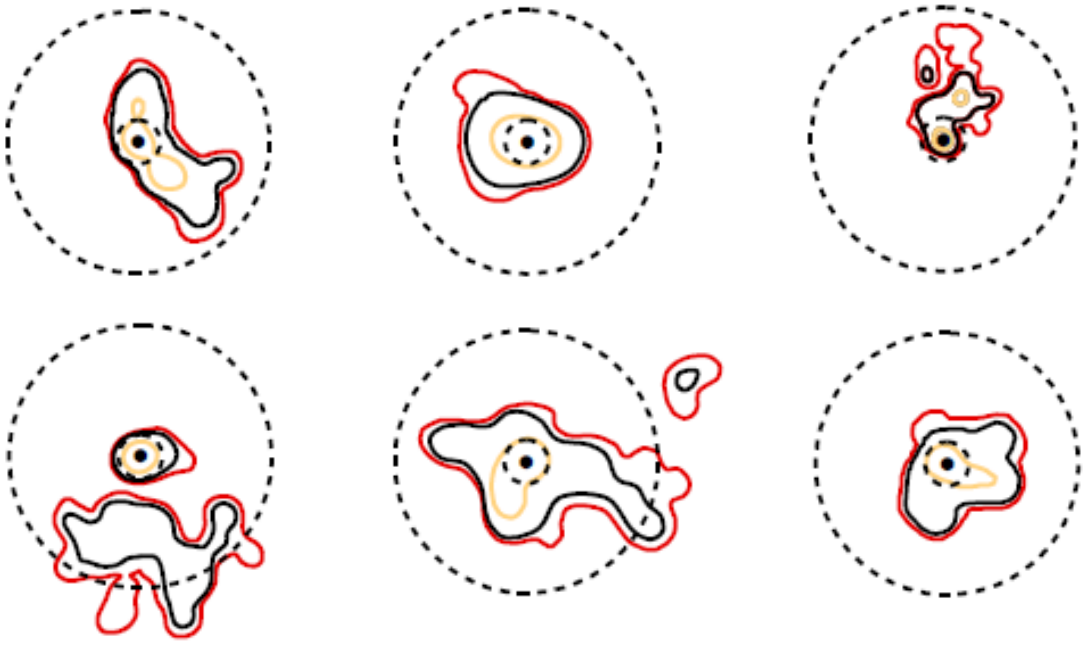
		Annual HR	% HR/year			
			1	2	3	4
FK 50	BS	6.9 ± 2.5	40.3 ± 17	18.7 ± 4.6	14.2 ± 5.8	28.4 ± 25.4
	NBS	6.8 ± 2.1	32.4 ± 7.3	18.6 ± 1.4	19.4 ± 12.9	29.6 ± 9.9
FK 90	BS	32.7 ± 11.7	23.0 ± 5.4	18.7 ± 5.1	22.7 ± 8.1	35.6 ± 15.5
	NBS	29.1 ± 10.4	27.4 ± 7.2	20.7 ± 3.3	20.2 ± 12.9	31.7 ± 8.8

Taula 6. Mida i fidelitat dels territoris.
Font: Pérez-Garcia et al., 2013.

Concloent que la fidelitat al territori és relativament baixa, doncs només el 27,3% del territori es utilitzat regularment, mentre que només un 30,3% era utilitzat només durant una temporada o cicle anual. Per altra banda, aquests autors troben uns territoris lleugerament més grans durant el període de cria que fora del període de cria en contrast amb d'altres estudis com Bosch et al. (2010). Això vol dir que no hi ha una tendència clara, doncs els territoris durant el temps de cria estan condicionants per dos requeriments, un lloc de nidificació adient i àrees de caça amb alta abundància de preses, mentre que fora de l'època de cria no és important la proximitat al punt de nidificació. En conseqüència els territoris durant l'època de cria poden disminuir si el punt de nidificació es troba proper a l'àrea preferent de cacera, o pel contrari poden augmentar si aquests punts són llunyans.

3.5. Ús del territori

Tant important com l'espai vital o territori és conèixer l'ús d'aquest territori. Observant, per exemple les següents distribucions territorials...



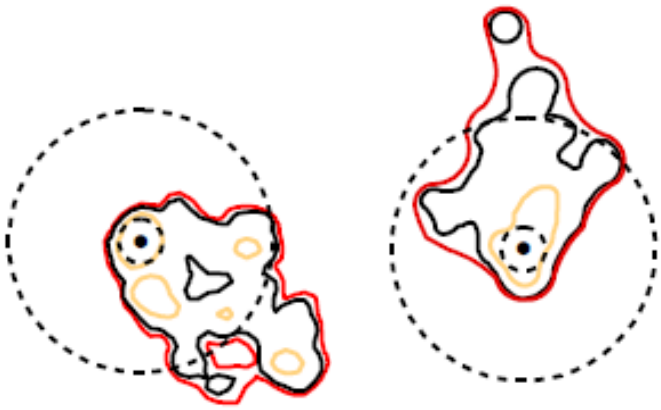


Figura 1. Kernels 50, 90 i 95% de diferents individus d'àliga cuabarrada a Tarragona en relació als radis de 1 o 5 km.
Font: Diversos estudis de radioseguiment.

Aquestes distribucions dels territoris segons el radioseguiment de 8 individus abans comentats, veiem gran varietat d'ús del territori en funció sobretot de la idoneïtat de l'hàbitat i la disponibilitat d'aliment, però també la localització de poblacions, infraestructures, o la mateixa orografia del seu entorn, amb una clara tendència si l'hàbitat i la disponibilitat de caça ho permeten, a minimitzar el seu espai vital al voltant de l'àrea de cria.

De fet, les conclusions de Pérez-Garcia et al. (2013), constada la baixa fidfelitat als territoris diuen: *Our results reinforce the idea that HR use is dependent on dynamic interactions among multiple factors (Börger et al. 2008); therefore, combined information on territorial size, topography and conspecific interactions may help define territorial sizes more realistically.*

Això ho veiem també a les distribucions presentades a l'article ja citat de Bosch et al. (2010) i al seu histograma de distancia de les localitzacions a l'àrea de cria:

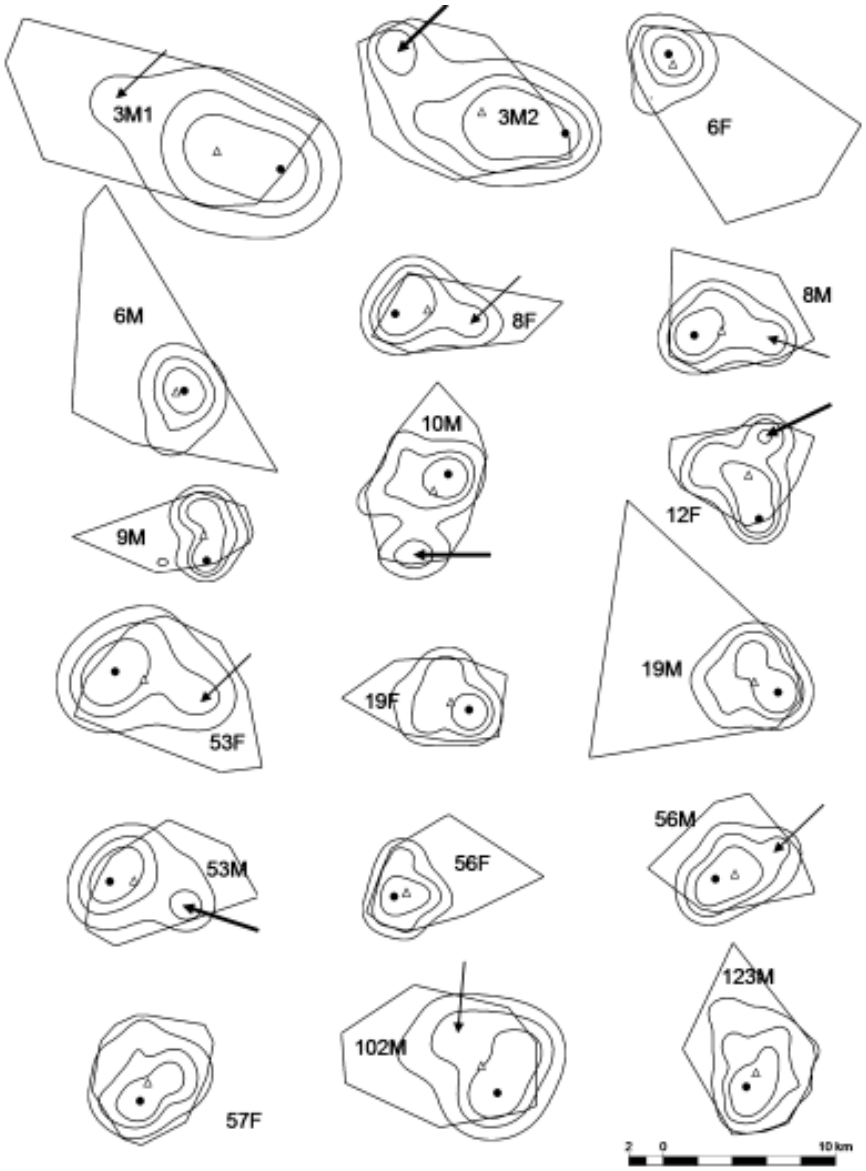


Figure 3. Shapes of 100% MCP, 95% kernel, 80% kernel and 50% kernel (●: centre of breeding area. △: arithmetical centre of locations. ⟶: intensively used areas. ⟶: main elongation areas). [Correction added after online publication 23 November 2009: 'main elongation areas' and 'intensively used areas' swapped to correct legend].

Figura 2. Kernels 50, 80 i 95% de diversos individus d'àligues cuabarrades a Catalunya.
Font: Bosch et al., 2010.

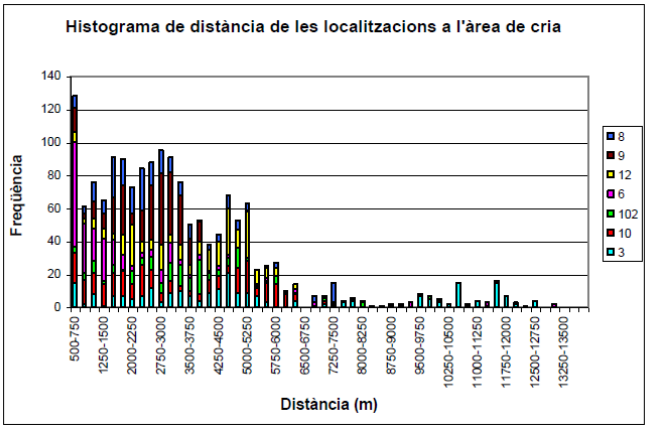


Figura 3. Histograma de les distàncies entre les localitzacions i el punt central de l'àrea de cria (realitzat en rangs de 250 m).
Font: DEA Rafel Bosch.

3.6. Idoneïtat de l'hàbitat per l'espècie

Una de les observacions importants a fer de l'anàlisi de les funcions de probabilitat Kernel és que com a funció estadística espacial sovint agrupa dins d'una funció de probabilitat part del territori mai visitada. És a dir, més enllà dels paràmetres bàsics de càlcul (factor H, smooth factor, etc) que poden fer variar importantment la representació espacial de la funció de probabilitat, els Kernel agrupen dins del seu contorn zones amb una determinada densitat de punts concrets de posicions de l'individu radioseguit, però poden incloure zones sense localitzacions concretes, com per exemple, nuclis urbans, zones industrials, canteres o infraestructures viàries, no visitades ni molt probablement sobravolades, però que situades entre zones d'alta densitat de punts, surten dins del perímetre del Kernel concret.

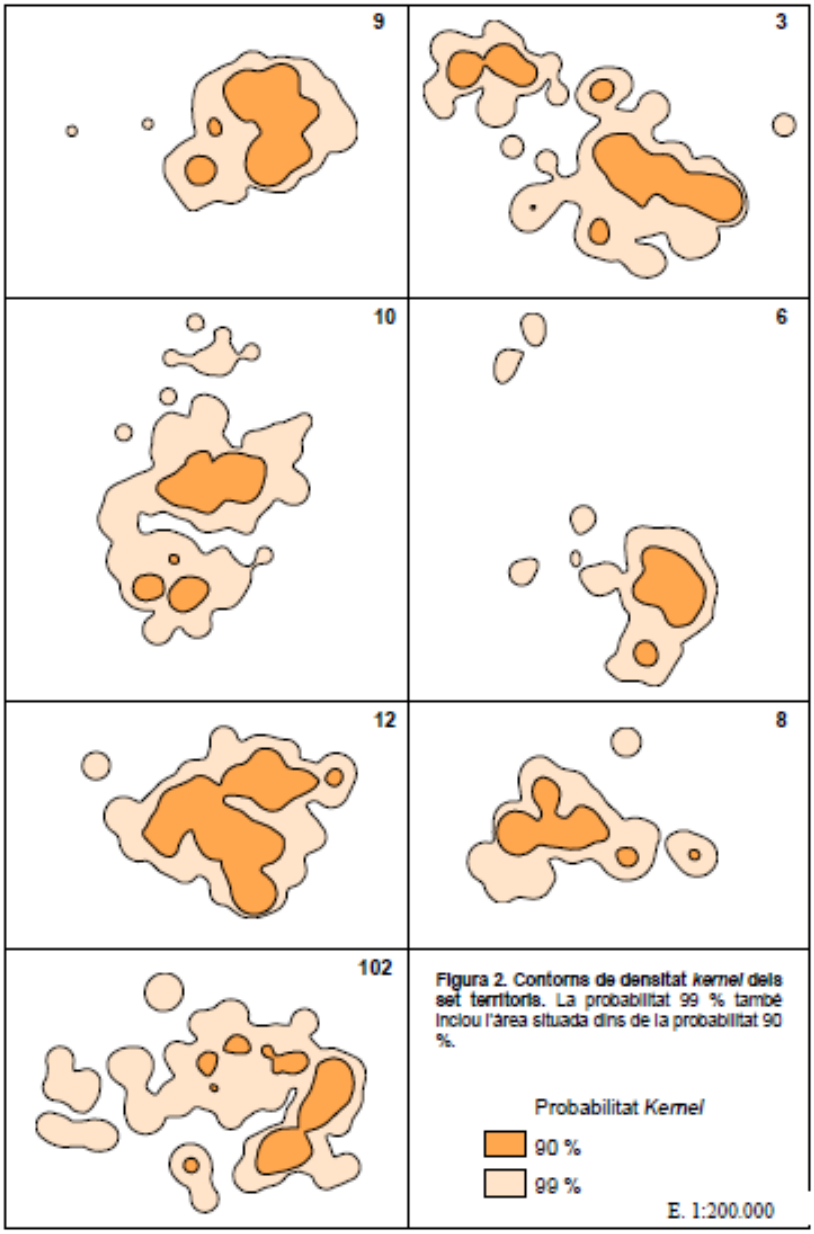


Figura 4. Kernels 90 i 99% de diferents individus d'àliga cuabarrada a Catalunya.
Font: DEA Rafel Bosch.

Es per això que l'anàlisi de la funció Kernel a l'hora que la visibilització concreta dels punts de localització dels individus i la interpretació de l'hàbitat és fonamental per prendre decisions de localització concretes tant d'aerogeneradors com de plantes solars fotovoltaiques. De nou les conclusions Pérez-García et al. (2013) de que els territoris depenen d'interaccions dinàmiques entre molts factors entre els quals

fonamentalment la disponibilitat d'aliment, la topografia, l'hàbitat, les interaccions amb parelles de la mateixa espècie e interespecífiques i les alteracions humanes.

3.7. Canvis de territori en el temps

El territori de les àguiles i l'ús heterogeni que fan d'aquest pot presentar diferències al llarg del temps. Factors com la disponibilitat d'aliment, l'activitat reproductora, l'evolució dels territoris veïns d'espècies competidores i sobretot les modificacions de l'hàbitat, entre d'altres, poden induir variacions en el domini vital dels rapinyaires.

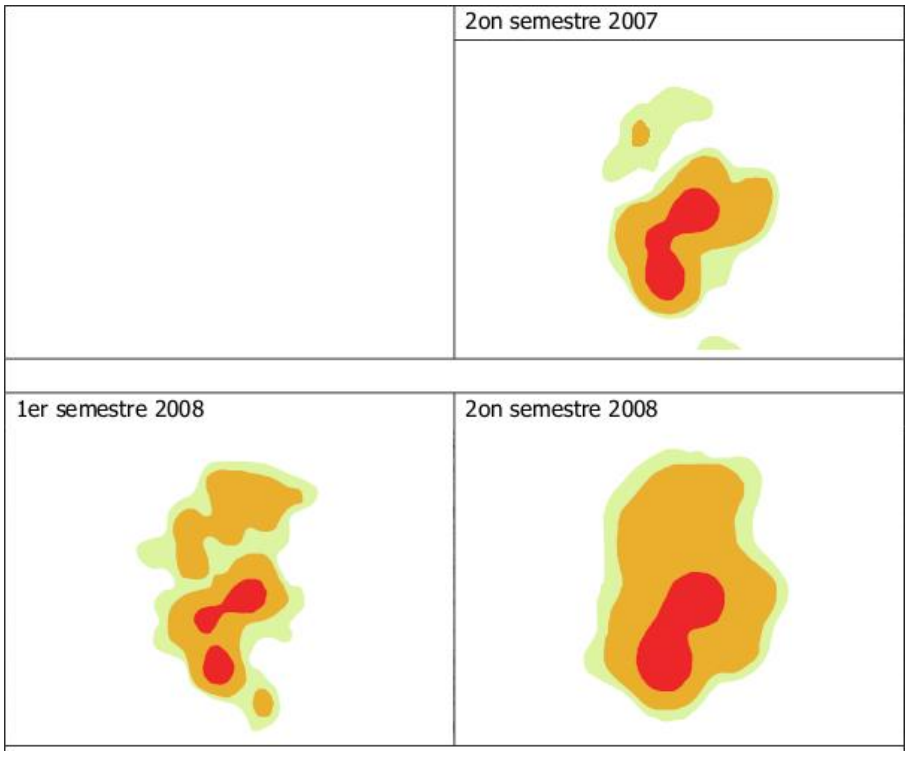
No tots els radioseguiments permeten obtenir dades de l'evolució dels territoris en el temps, molt sovint perquè es fan per prendre decisions després d'un any de seguiment, i d'altres per factors externs que impedeixen llargs períodes de seguiment. Però dels pocs casos en que tenim disponibilitat de dades al llarg d'un mínim de dos anys podem constatar una gran variabilitat en el temps del territori, fet que per una banda significa sovint canvis sobtats de l'hàbitat o la disponibilitat d'aliment en el seu territori, la qual cosa suposa una major vulnerabilitat per la parella, però a l'hora demostra una gran flexibilitat i capacitat d'adaptació de l'espècie, que és capaç de modificar el seu comportament en temps tant reduït com d'un any per l'altre.

Així, en un dels casos observats, amb un radioseguiment durant tres anys, d'acord amb les dades resum adjuntes observem com progressivament el mascle capturat va anar augmentant el seu territori, un 11% el primer any, i un altre 10% el segon any, amb un total d'un 22% més d'àrea crítica (Kernel 95%) ocupada en tan sols dos anys, percentatge que encara és més alt, de més del 50% si ens fixem en el Kernel 50%.

	Inici	Final	N loc.	K 95% (ha)	K 50% (ha)
1r any	10/09/09	10/09/10	1.575	5.543,6	585,2
2n any	11/09/10	10/09/11	1.631	6.152,4	927
3r any	11/09/11	10/09/12	1.525	6.791,1	1.271
Total	**10/09/09**	**10/09/12**	**4.731**	**6.177,4**	**830,8**

Taula 7. Dates del període de seguiment, número de localitzacions i àrea de l'espai vital d'un individu d'àliga cuabarrada.
Font: Radioseguiment d'un individu d'àliga cuabarrada.

En un altre cas de radioseguiment al llarg de dos anys i mig podem veure els canvis de patrons de distribució, també amb percentatges de variació del territori anuals de més del 80%:



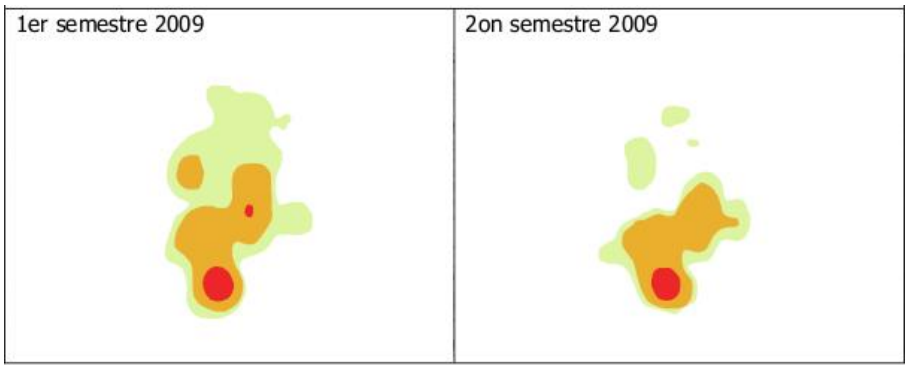
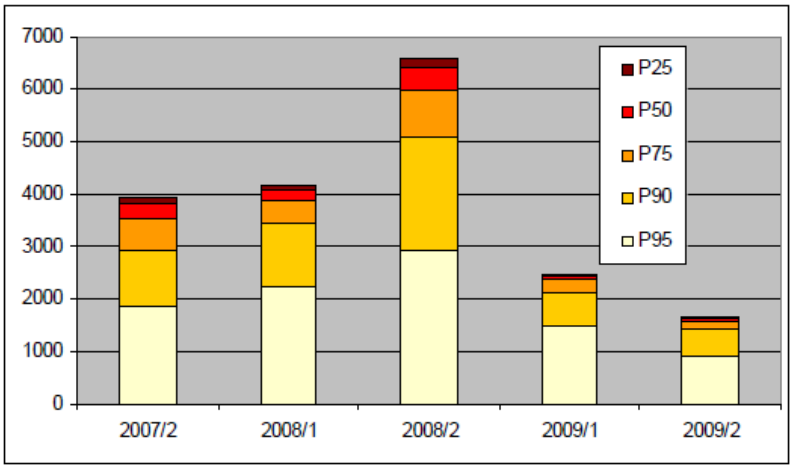


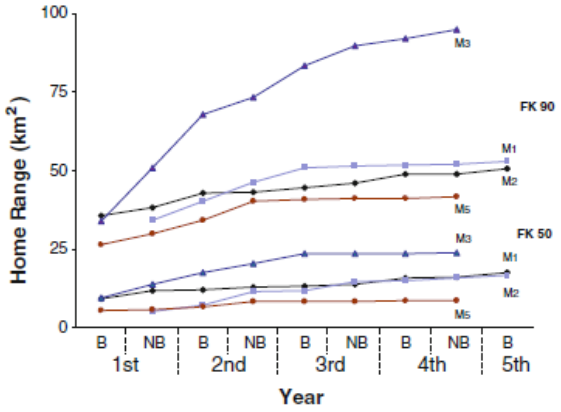
Figura 5. Variació territorial del mateix individu.
Font: Radioseguiment d'un individu d'àliga cuabarrada.

Evolució de l'àrea d'ús del mascle Miravet2 (ha)		Campeig ocasional	Campeig preferent		Centre d'activitat	
		P95	P90	P75	P50	P25
Semestres	2007/2	1856,65	1072,60	609,06	306,27	103,68
	2008/1	2208,45	1249,56	427,09	202,93	66,80
	2008/2	2903,02	2190,40	885,50	448,44	146,78
	2009/1	1480,83	630,90	277,70	65,51	26,33
	2009/2	926,18	500,43	164,21	57,84	25,68



Taula 8. Evolució del territori del mateix individu d'àliga cuabarrada.
Font: Radioseguiment d'un individu d'àliga cuabarrada.

Per altra banda, Pérez-Garcia et al. (2013) troben que malgrat els canvis importants en el territori d'un any per l'altre, la superfície dels territoris s'estabilitza en el temps:



Taula 9. Superfície dels territoris d'àliga cuabarrada.
Font: Pérez-Garcia et al. (2013).

3.8. Efectivitat de les mesures compensatòries

En algun cas aquests canvis també s'han demostrat com a conseqüència de l'aplicació de mesures compensatòries amb el parc eòlic en funcionament. En el cas de la figura següent, les dades obtingudes demostren una reducció de l'àrea crítica o de campeig ocasional de 3.900 ha a 1.635 ha en un sol any, és a dir una reducció del 58 % (Kernel 95%) del seu territori inicial.

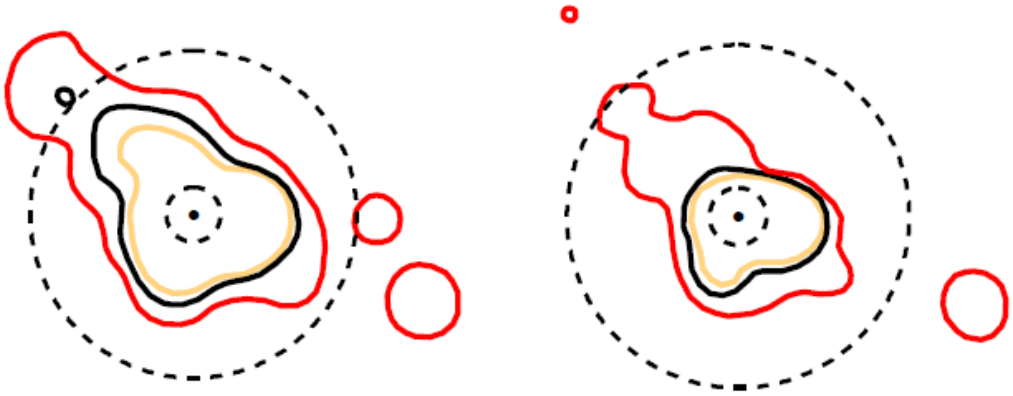


Figura 6. Canvi d'un any per un altre del territori d'un individu d'àliga cuabarrada sense (esquerra) i amb (dreta) mesures compensatòries.
Font: Radioseguiment d'un individu d'àliga cuabarrada.

De fet, ja existeix un consens sobre l'eficàcia de les mesures compensatòries, cosa que també s'havia posat en dubte fins ara que tenim proves de la seva bondat. Bàsicament, les mesures compensatòries es basen en augmentar la capacitat i disponibilitat d'aliment en zones segures per la cuabarrada i el més properes possibles a les zones de cria, i també òbviament apartades dels parcs eòlics. A la pràctica, els efectes que aconseguim són els mateixos que veiem naturalment per aquesta espècie: una ràpida adaptació per explotar els canvis de la disponibilitat alimentaria en el seu entorn, sigui per causes naturals o antròpiques. Les mesures compensatòries més efectives, més que la gestió de l'hàbitat idoni per a l'espècie, consisteixen en la repoblació constant d'un àrea de refugi de caça amb perdiu roja i conills, mitjançant la instal·lació de voladors in situ que permetin l'alliberament gradual de perdius i la construcció de vedrunes per facilitar la repoblació amb conill de bosc; la instal·lació de colomars és una altra mesura efectiva. Tant com es garanteixi al llarg del temps una constant disponibilitat de peces de caça per a l'àliga cuabarrada a la vora del niu i en una zona segura, tant més reduïda i segura serà la seva àrea vital o territori.

4. APLICACIÓ DELS RESULTATS AL CAS DELS CRITERIS DE COMPATIBILITAT

4.1. Ubicació del parc eòlic en relació a l'àrea crítica

De la definició que en fa la Llei 42/2007 de Biodiversitat d'una àrea crítica de que són:

> *...aquells sectors inclosos a l'àrea de distribució que continguin hàbitats essencials per a la conservació favorable de l'espècie o que per la seva situació estratègica per a la mateixa requereixin el seu adequat manteniment.*

s'en deriva com hem vist les definicions de l'àrea crítica territorial i àrea crítica de dispersió exposades als Criteris esmentats, particularment la definició del radi de 6 km a partir del sector de cria (7 km des del niu) dels àmbits del Kernel 95%.

Els 6 km semblen sortir de l'estudi de Rafel Bosch et al 2004, *Selecció d'hàbitat i ús diferencial de l'espai per l'àliga perdiguera*:

> *Per una altra banda, les dades de distància mostren que més del **90 % de les localitzacions es troben a menys de 6.500 m de l'àrea de cria i amb un pic de màxima freqüència a l'entorn dels 2.750-3.000 m**: aquesta distribució de distàncies coincideix aproximadament amb les trobades per CABEZA i de la CRUZ (2004) a Extremadura. Fins i tot, indiquen que aquests espais situats a les distancies esmentades de l'àrea de cria són més concorreguts que els situats més a prop. És clar que cal tenir en compte que a mesura que la distància és superior la franja de territori*

també té més superfície, per la qual cosa no vol dir que la densitat de localitzacions sigui més elevada a l'entorn dels 2.750-3.000 m.

De la informació aportada sobre la base documental, técnica o científica, que recolzen els Criteris esmentats per a la determinació de la compatibilitat dels parcs eòlics i els territoris de la cuabarrada, podem llegir:

Evaluación de los proyectos de parques eólicos:

- *La información para evaluarlos debe ser rigurosa y objetiva.*
- *La metodología de los estudios ha de ser estandarizable y poco manipulable.*
- *Puesto que la decisión final suele ser política, los informes técnicos se han de basar en criterios claros, lógicos, firmes y defendibles.*

Independentment de que no compartim l'afirmació de que les decissions dels darrers Acords de Ponència de Renovables de parcs eòlics sigui política, doncs majoritàriament la decissió ha estat precisament i esclusivament per incompatibilitat amb territoris de l'àliga cuabarrada, tampoc podem estar d'acord que els Criteris de compatibilitat publicats estiguin recolzats en base a informació existent tractada i avaluada de forma rigurosa i objectiva, com a mínim des d'un punt de vista de rigositat estadística i base cientñífica suficient.

En concret, no trobem prou base científica basada en el tractament estadístic de les dades dels radioseguiments realitzats de parelles d'àligues cuabarrades, com per basar la definició de l'àrea crítica en el Kernel 95% o el radi d'aplicació del mateix de 6 km a partir del km de l'àrea de cria.

Quant al Kernel 95% no hi ha cap justificació, ja no diguem prova, de que l'inicador del Kernel 95% sigui millor que el Kernel 90%, més enllà de la millor seguretat d'un Kernel 95% només perquè ocupa una major superfície territorial. De fet, molts estudis i informes de radioseguiment d'àligues cuabarrades realitzats per tècnics competents aquests darrers anys, consideren el Kernel 50% com a representatiu del centre d'activitat quasi permanent que inclou sempre l'àrea de cria, el Kernel 90% com a representatiu de l'àrea de campeig preferent i el Kernel 95% com a representatiu de l'àrea de campeig ocasional. Concretament, Pérez-Garcia et al. (2013), utilitzen el Kernel 90% per definir aquest espai: *Home ranges were estimated using Hawth's tools in ArcGIS 9.0 (Beyer 2004). We used Fixed Kernel methods (FK; Worton 1989). Moreover, 90 % Isopleths (FK90) were taken as an estimate of the total home range and 50 % isopleths (FK50) as core areas (Börger et al. 2006; Cardador et al. 2009).* També altres autors relacionen el Kernel 95% amb l'àrea de campeig ocasional, mentre que consideren el Kernel 90% com l'àrea de campeig permaneht i per tant el seu espai vital o territori. Això és congruent amb els resultats de la mateixa publicació que demostra el poc grau de fidelitat de les àligues cuabarrades al seu territori, com hem vist abans.

Quant al radi d'aplicació del Kernel, també sembla arbitrària per manca de justificació tècnica, la definició del radi de 6 km a partir del km del radi del sector de cria, més enllà de nou de la major seguretat que suposa una major superfície d'atenció. Considerant les dades aportades per Bosch en aquesta mateixa pàgina, considerant el pic de freqüencies de distàncies entorn dels 3 km i amb una baixada dràstica a partir dels 5 km, bé seria igualment defensable un radi de 5 km a partir del centre del sector de cria.

En definitiva, els criteris per a la definició d'un àrea crítica no semblen prou justificats ja que no es basen en una anàlisi rigorosa i objectiva de totes les dades de radioseguiment de parelles de cuabarrades a Catalunya els darrers anys, les quals sí en disposa l'Administració.

4.2. Ubicació del parc eòlic en relació a l'espai vital o territori

Donant per vàlida la definició de l'espai vital o territori basada en el Kernel 95%, les dades que s'aporten per concloure l'efecte buit d'un parc eòlic com a espai vital o territori es basa en només 3 casos d'acord amb les mateixes presentacions de Xavier Parellada. Per tant no és una dada significativa, ni s'aporten dades de més parcs eòlics on possiblement no s'ha detectat aquest efecte, ni hi ha una anàlisi estadística rigorosa de la significabilitat d'aquesta dada. És cert, que en dos dels 8 estudis de radioseguiment analitzats per aquest estudi s'observa l'efecte buit de la zona del parc, però només 4 d'aquests radioseguiments aporten dades amb el parc eòlic en funcionament, i no amb prou temps (de fet, només hi ha dades del

primer o segon any de funcionament del parc) per poder saber si aquest efecte és temporal o permanent, doncs òbviament és molt probable un efecte de major sensibilització els primers anys de funcioment per costum a mesura que passa el temps. De fet, en els estudis de seguiment de l'avifauna en general de visu dels parcs eòlics revisats, es segueix observant aquesta espècie a l'entorn dels parcs, sobrevolant els mateixos aerogeneradors, molt sovint utilitzant les torres de les línies elèctriques d'evacuació dels mateixos com posaders, però sense que aquestes observacions puguin tenir cap significativitat en ser observacions circumstancials, malgrat que metòdiques en el temps i l'espai.

Però més enllà del possible efecte buit, que no neguem sigui possible i a més hem pogut constatar en pocs casos els primers anys de funcionament del parc, a part de que això suposa una menor risc per l'espècie i demostra la seva capacitat d'adaptació, cal preguntar-se sobre la significabilitat d'aquest efecte per a la supervivència de les parelles afectades. Donant per bones les dades aportades als mateixos Criteris esmentats de que (...) d'*acord amb aquests estudis l'àrea abastada per la instal·lació a més d'un buffer al seu entorn, comporta la pèrdua com a territori (a 1.000 m ja es detecta, és notori a 500 m i totalment confirmat a 250 m),* podem llavors suposar un buffer de 500 m al voltant dels aerogeneradors d'un parc eòlic com a zona amb efecte buit o d'exclusió d'un territori. Suposem ara un parc eòlic tipus de 10 aerogeneradors separats 400 m entre ells de mitjana, suposa un àrea d'exclusió d'unes 400 ha. Això suposaria una pèrdua de territori de la seva àrea crítica de l'ordre del 10%, segons la mitjana molt consistent abans esmentada d'aquestes àrees a Catalunya que són de l'ordre de les 4.000 ha. I tal com hem vist abans, aquest 10% de variació de la seva àrea crítica es troba totalment dins del rang de variació dels seus territoris tant entre parelles, inclús entre individus de la mateixa parella, i ja no diguem en el temps inclús d'un any per un altre i per causes naturals o antròpiques però no induïdes per la presència d'un parc eòlic.

En tot cas, l'efecte real depen de la localització exacta del parc dins de l'àrea crítica, tenint en compte no sols la freqüència d'ús temporal de l'espai del parc sinó també aspectes com l'orografia i l'hàbitat d'aquest espai.

Per tant, no es pot ser taxatiu de que un parc eòlic dins de l'àrea crítica tal com està definida en els criteris comporti sempre la pèrdua d'aquest espai voltant com àrea de campeig amb la informació aportada, però a més no es demostra que aquest tingui un efecte significatiu per la supervivència de la parella afectada si aquest canvi entra dins de la variabilitat anual natural del seu territori, tal com hem pogut comprovar.

4.3. Ubicació del parc eòlic en relació al sector de cria

Considerem totalment correcta la incompatibilitat dels parcs eòlics dins del sector de cria amb un radi de 1 km; de fet, entenem que l'àmbit del Kernel 50% seria un criteri acceptable d'incompatibilitat, doncs representa l'àrea considerada del centre d'activitat de la parella dins de la qual s'inclou l'àrea de cria. En tot cas, és absolutament discutible el criteri d'incloure els sectors de cria *que hagin estat abandonats en posterioritat a l'any 1973 (any de declaració com espècie protegida), i es consideren imprescriptibles per tal de fer possible la seva recuperació*. Això signfica fer incompatibles sectors abandonats més de 50 anys enrera per causes que avui poden ser irreversbles i irrecuperables, com semblaria suggerir el fet de molts anys de manca d'ocupació d'aquests territoris. Per tant, hauria de ser un criteri concret per cada cas, avaluant la possibilitat de recuperació efectiva d'aquest terrritori doncs en la majoria de casos no ho són i no pas per causes relacionades amb els parcs eòlics, sino per competència amb d'altres rapinyaires, canvi substancial i permanent del seu hàbitat o la disponibiltat d'aliment.

A les presentacions que ha aportat l'Administració en suport d'aquests Criteris s'afirma de l'efecte dels parcs eòlics sobre el sector de cria el següent:

- *PE a menos de 1 km / nido: abandono del territorio entero.*
- *PE a 1 y 1'8 km / nido: tolerados, éxito reproducción.*

Mantiene uso posaderos sector cría a 750 m aeros.

Per tant també, si es reconeix que entre 1 i 1,8 km dels nius a els aerogeneradors els parcs eòlics són tolerats i es manté l'èxit reproductor, posa en qüestió la incompatibilitat fins a 7 km (6km+1km) del niu i dins del Kernel 95%, tal com hem comentat anteriorment. Precisament, referint-se al sector de cria, els Criteris

diuen que *els límits d'aquests sectors s'han d'adaptar a la orografia i hàbitat existents, i formen part del SIG de fauna amenaçada (Àrea d'Interès Faunístic)*. Per tant, si aquests Criteris admeten aquesta necessitat d'adaptació a l'orografia i hàbitats existents els sectors de cria, amb més motiu s'haurien d'adaptar a l'orografia i hàbitats existents les àrees crítiques, essent per tant aquestes no directament incompatibles, sinó adaptada aquesta incompatibilitat a l'orografia i hàbitats existents, doncs tal com hem raonat anteriorment, moltes zones dins de l'àrea crítica, ja sigui per orografia o hàbitat, no són mai visitades ni sobrevolades per les cuabarrades.

4.4. Ubicació del parc eòlic en relació a l'ús del territori

Tal com hem vist. el territori de les àguiles i l'ús heterogeni que fan d'aquest pot presentar diferències al llarg del temps. Factors com la disponibilitat d'aliment, l'activitat reproductora, l'evolució dels territoris veïns d'espècies competidores i les modificacions de l'hàbitat, entre d'altres, poden induir variacions en el domini vital dels rapinyaires. Hem vist com aquests canvis poden ser inclús molt importants i en molt poc temps i ja de forma natural, si bé dins de l'àrea mediterrània, sovint per causes antròpiques. És a dir, més enllà de les àrees definides pels contorns de probabilitat de presència d'una parella en el territori és fonamental entendre la realitat física del territori per interpretar el comportament, desplaçaments, àrees de caça i posaders diürns i nocturns de cada parella, entre d'altres factors. Dins de la mateixa àrea crítica es poden incloure per orografia zones totalment excloents per la seva presència, però clarament zones de major preferència i vulnerabilitat com puguin ser per exemple en alguns casos colls de pas o carenes resseguides preferentment per caçar, que no pas fons de vall, per exemple, malgrat que en un altre cas els fons de vall puguin ser preferents com àrees de caça si la disponibilitat d'aliment és important. De la mateixa el hàbitat condiciona molt la presència real dels individus dins d'una mateixa àrea crítica, que sovint inclouen canteres, àrees degradades, zones d'urbanització difusa o industrial, totalment incompatibles amb la presència física de l'espècie. En definitiva, el coneixement dels hàbits i l'ús del territori per les parelles concretes a partir de la informació exacta dels punts de localització obtinguts per radioseguiment, interpretant l'orografia i els hàbitats existents del seu territori, hauria de ser un millor criteri de compatibilitat d'una posició d'un aerogenerador que no pas l'estricta localització dins d'un Kernel 95%.

És a dir, l'àrea crítica hauria de ser més un àrea d'atenció on la incompatibilitat és condicionada per la interpretació de l'ús real del territori, ja sigui per l'orografia o l'hàbitat existent, que no pas una incompatibilitat directe i absoluta.

5. INFORMACIÓ CONCRETA SOBRE PARELLES D'ÀLIGUES CUABARRADES CITADES A LES PRESENTACIONS DE XAVIER PARELLADA

5.1. Parella d'àligues de Trucafort

S'utilitza aquest cas com exemple de que un parc eòlic situat proper a un niu suposa la pèrdua d'aquest punt de cria per l'àliga cuabarrada. D'acord amb l'informe de seguiment de l'avifauna realitzat per Vittorio Pedrocchi i Rius els anys 2019 i 2020 per aquest parc eòlic de Trucafort, podem citar dels seus comentaris sobre aquesta espècie:

> *Les àligues van desaparèixer com a nidificants de la zona abans de la instal·lació del parc eòlic de Trucafort (abans del 1999), i quan aquest estava en ple funcionament, es van tornar a instal·lar a relativa poca distància del parc eòlic, pel que no sembla que els hagi de molestar.*
>
> *Aquesta parella d'àguiles cuabarrades, va ser contactada per primer cop a començaments de l'any 1984, per dos naturalistes que prospectaven les serres del Camp de Tarragona i el Priorat (J. Orta com.pers). En una nova visita, ja l'any 1985 (febrer) es trobaren 4 nius a la banda Est (Baix Camp) i s'hi observà repetidament un jove del segon any però no pas la parella d'adults. Com que no s'hi va seguir el possible procés reproductor no es pot dir si aquell any concret (1985) la parella va criar i ni tan sols si hi era present (però hi deuria ser, i criant-hi fins a finals dels anys 90).*

Segons J.M. Baqués, que també en feia un seguiment, també havia criat o hi havia algun niu a la banda de l'Oest de l'Enderrocada (Priorat). Probablement la parella de falcons pelegrins actual s'hi va establir de forma consegüent a la desaparició de la parella d'àguiles cuabarrades.

Pel que fa a la mortalitat, durant els 20 anys de funcionament del parc eòlic, els treballadors que cada dia estan recorrent les instal·lacions (al tractar-se d'un parc antic, el manteniment és manual i diari), ens van explicar que només en una ocasió van trobar un duc mort, quan ja feia 10 anys de funcionament del parc, i que mai han trobat cap altre tipus d'ocell gran (àligues o voltors). Aquest personal no fa inspeccions acurades, pel que els ocells petits se'ls podrien escapar, però un ocell de mida gran molt probablement no, pel que ho considerem una informació bastant fidedigna que confirmaria la baixa incidència de mortalitat d'aquest parc eòlic, i que mai ha implicat una àliga daurada, cuabarrada o marcenca.

En conclusió, per tots els fets explicats, sembla que el parc eòlic actual no té cap incidència amb les àligues perdigueres, doncs fins i tot elles s'han posat a criar en un barranc proper, i per tant una reducció de la superfície del parc eòlic i una reducció del nombre de màquines es considera un impacte positiu si ho comparem amb la situació actual. Sobretot tenint en compte que la reducció del parc eòlic es donarà pel cantó nord on està el territori reproductor de les àligues.

Per tant, es contradiu absolutament amb la informació aportada en les presentacions de Xavier Parellada (veure l'annex núm. 2), doncs l'àliga va desaparèixer del lloc abans de la construcció del parc eòlic i s'obvia el fet rellevant que les àligues han recolonitzat de nou el punt de nidificació.

5.2. Parella d'àligues de Coll de la Garganta

S'utilitza aquest cas per indicar que després de la construcció del parc s'incrementa l'ús de l'espai vital i es produeix un impacte per la pèrdua de l'ús de la zona del parc. D'acord amb els diversos informes (2009, 2010, 2013 i 2016) citats a la bibliografia de seguiment de l'avifauna i de l'espai vital de la parella d'àligues realitzats per MN Consultors (Jaume Solé i Herce), podem concloure que d'entrada aquest parc ja no era un espai vital d'una parella de cuabarrades abans de la seva construcció, sinó d'una parella de daurades veïna:

Les àguiles daurades van representar en el vessant nord de la serra del Tormo el 23,5 % de les observacions d'espècies sedentàries, mentre les cuabarrades només el 9%, i sempre al nord de la carena on ara s'ubiquen els aerogeneradors. Les daurades utilitzaven majorment la zona SO de la carena del parc eòlic, sent gran part dels moviments entre el cim del Tormo, la Cogulla, i les zones més al sud d'aquests punts. Al Tormo i la Cogulla la parella va utilitzar posadors habituals amb freqüència. En diverses ocasions es van observar els individus defensant el territori i atacant a altres rapinyaires (àguila marcenca, falcó vesper i astor) que malgrat estar en migració van passar a prop dels posadors, i a altres espècies sedentàries com el xoriguer o el falcó pelegrí. Aquestes dades indicarien que abans de la construcció del parc eòlic, i per tant també durant aquest estudi, la parella de cuabarrades ja hauria abandonat la freqüentació d'aquesta zona, que actualment formaria part del territori de la parella d'àguiles daurades (figura 4). (MN 2010).

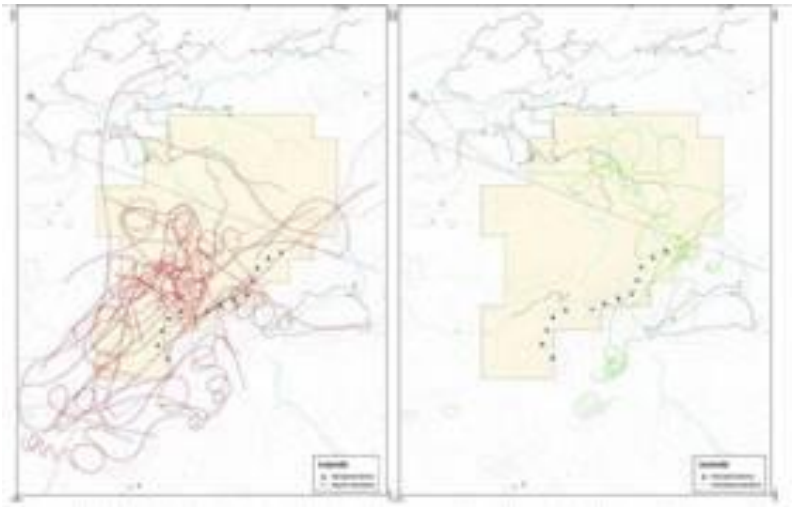


Figura 7. Ús de l'espai de l'àliga daurada (esquerra) i cuabarrada (dreta) a la Serra del Tormo l'any 2009.
Font: MN Consultors, 2009.

A més, els estudis que compara es comparen en una diapositiva de la presentació del Servei de Fauna, no s'han realitzat amb el mateix mètode. Els del 2006 i 2007 són radioseguiments terrestres (no permeten detectar sortides extraterritorials), i els de 2012 telemetries via satèl·lit.

A l'informe de 2012 (MN Consultors) s'indica que l'exemplar va realitzar moltes sortides a l'hivern fora del territori habitual, i tot i que no es coneix molt be el motiu d'aquests sortides, s'atribueixen a fenòmens de competència o falta d'aliment. Aquestes dades, denominades extraterritorials posteriorment, i que mai s'han utilitzat per explicar el territori de l'exemplar (ni en els protocols d'anàlisis de dades del Servei de fauna), en el PWP sí que s'utilitzen. Excloent aquestes dades l'informe indicava explícitament que el territori era petit en la seva àrea principal i menor a l'utilitzat el 2005:

> *Tanmateix l'anàlisi comparatiu de l'espai vital entre els anys 2005 i 2012, considerant només les dades del sector principal, el que inclou els nius, indiquen una reducció de l'àrea utilitzada a les zones més perifèriques. Els Kernels aporten un territori petit respecte la mitjana dels coneguts a Catalunya o d'altres en ambients mediterranis similars de la península Ibèrica. (MN 2013).*

Finalment, en tots els informes posteriors s'ha evidenciat que l'exemplar ha reduït la seva àrea de campeig, i que el de l'any 2012 va ser excepcional, tot i que podria haver passat els anys previs en que es va estudiar l'àliga amb seguiment terrestre sense ser detectat. I el que clarament canvia respecte els anys previs, dins del territori de l'àliga, és la implantació de la mesura compensatòria, iniciada el novembre de 2013.

	Periode	Dades	nº localitzacions	H	k20	k50	k60	k70	k80	k90	k95	k99	MPC	MPC*
Periode 2012	01 2012 - 02 2013	Totals	3086	1000	2,5	7,9	10,5	14,0	19,3	28,4	37,2	119,5	2959,4	79,9
	01 2012 - 02 2013	totes excepte K20	2255	1000	2,7	14,0	17,9	22,4	28,2	38,0	52,9	225,2	2959,4	79,9
	11 2012 - 01 2013	Hivernals	712	1000	2,3	7,2	9,4	12,1	16,7	37,1	78,1	321,1	1842,4	49,9
Periode 2013	02 2013 - 01 2014	Totals	2742	600	2,0	7,8	10,7	14,1	18,3	25,2	32,1	51,1	168,9	–
	02 2013 - 01 2014	totes excepte K20	2145	600	2,2	10,2	14,7	18,9	23,1	30,7	36,6	56,8	168,9	–
	11 2013 - 01 2014	Hivernals	367	600	3,3	8,4	10,6	13,3	17,2	24,5	28,5	30,5	42,6	–
Periode 2014	02 2014 - 01 2015	Totals	2191	600	0,7	4,6	7,3	10,9	15,9	24,6	32,9	49,6	215,4	79,1
	02 2014 - 01 2015	totes excepte K20	1916	600	2,3	9,1	13,1	16,9	22,5	31,6	37,9	55,8	215,4	79,1
	11 2014 - 01 2015	Hivernals	239	600	0,8	5,8	8,4	11,0	14,7	24,5	32,7	50,7	185,3	56,9
Periode 2015	02 2015 - 01 2016	Totals	2307	600	0,6	2,8	5,5	9,0	14,6	25,3	32,9	49,0	49,9	–
	02 2015 - 01 2016	totes excepte K20	1971	600	1,7	6,8	11,2	17,2	24,1	32,4	39,0	53,3	49,9	–
	11 2015 - 01 2016	Hivernals	222	600	0,5	4,6	6,9	9,0	13,3	22,3	29,1	42,7	28,0	–

Taula 10. Superfícies estimades (km^2) de l'espai vital del mascle segons mètode i període, % de Kernel (K), Mínim Polígon Convex (MPC); Mínim Polígon Convex excloent excursions extraterritorials (MPC*).
Font: MN Consultors, 2009.

5.3. Parella d'àligues de Colladetes

S'utilitza aquest cas (veure Annex 2) per indicar que després de la construcció del parc es perd una àrea vital o territori de l'àliga cuabarrada. Però d'acord amb l'informe del seguiment ambiental d'aquest parc eòlic *Informe de seguiment ambiental en relació a la incidència dels parcs eòlics de Colladetes-I i Colladetes-II sobre la parella d'àligues cuabarrades estudiades,* a partir de les dades de radioseguiment aportades per l'ICRA (setembre de 2000), podem reproduir les seves conclusions:

a) *El mes de juny de 2000 es va complir el primer any complet de radioseguiment de la parella d'àligues cuabarrades que permetrà obtenir resultats més fiables sobre el comportament d'aquesta parella, ja que fins al maig de 1999, el seguiment es feia per contacte visual*

b) *La parella ha criat amb èxit aquest any 2000 després de dos anys sense criar, en ple període de funcionament del Parc Eòlic de Colladetes I i de construcció del de Colladetes II. Per tant, no li ha afectat significativament ni el funcionament de Colladetes I ni la construcció de Colladetes II, ja que el fet que una parella tiri endavant dos polls sense problemes significa que es troba en perfectes condicions, amb una bona capacitat alimentària del territori i sense impactes significatius en el mateix.*

c) *En aquests moments (agost i setembre de 2000) els dos polls ja volen perfectament i se'ls ha observat sobrevolar els parcs eòlics repetidament, sovint acompanyats de la parella adulta.*

d) *De les dades de freqüències de vol de les àligues a la seva zona de campeig, sembla observar-se una menor freqüència de vol de les àligues sobre els parcs eòlics, tot i que igualment són observades a la zona i és massa d'hora per avaluar aquesta possible incidència. En tot cas, l'èxit reproductor de la parella enguany no fa pensar*

que una possible reducció del seu territori de caça la pugui posar en perill. Per altra banda, s'observa una clara tendència a caçar a la zona litoral, espai que combina conreus actius i erms, amb bosquines disperses, més que dins de la zona forestal arbrada de la mateixa serra o la plana del Burgar

e) *S'ha observat un augment de les espècies cinegètiques de caça menor (perdiu i conill) a la zona d'ocupació del Parc eòlic, indicador de l'èxit de la zona com a refugi de fauna pel respecte de la zona de seguretat de caça i les millores de l'hàbitat (creació de basses i recuperació de conreus) realitzades.*

f) *Es conclou la compatibilitat dels parcs eòlics de Colladetes I i II, amb la conservació de la parella d'àligues cuabarrades nidificant a la zona, tot i que es continuarà un any més com a mínim el radioseguiment per tal de garantir aquesta conclusió i seguir obtenint més informació sogre el comportament d'aquests individus.*

Per tant, es comparen dades de territoris de diferents anys sense ser estandarditzades, ja que abans de la construcció del parc eòlic les dades eren estimades per visualitzacions, mentre que a partir de l'any 2000 i ja amb el parc en funcionament, les dades ja eren per radioseguiment, no havent-se pogut comparar dades per radioseguiment abans i després de la construcció del parc eòlic. En tot cas, després de quasi 20 anys de funcionament aquest parc eòlic no s'ha observat una afectació significativa sobre l'èxit reproductiu d'aquesta parella d'àligues.

5.4. Parella d'àligues de Tortosa

La informació que s'aporta en aquest cas a les presentacions de Xavier Parellada (veure annex 2) són correctes i d'acord amb el seguiment de l'avifauna realitzat anys després (Jaume Orta, com. pers.) la parella d'àligues segueix mantenint un bon èxit reproductor. De fet, es demostra en aquest cas que la situació d'alineacions d'aerogeneradors situats juts al límit del sector de cria de la parella, però dins del seu espai vital i àrea crítica, malgrat produir-se un cert efecte buit o barrera per la presència del parc eòlic, no suposa un risc per la parella, que segueix mantenint el seu territori i reproduint durant anys malgrat la presència molt propera del parc al seu sector de cria.

5.5. Parella d'àligues de Les Rotes

D'aquest parc eòlic que entra en funcionament l'any 2012 diu textualment Xavier Parellada en les seves presentacions (veure l'annex núm. 2):

La parella deixa de reproduir-se i la mortalitat adulta es dispara: FORAT NEGRE.

Però d'acord amb el darrer informe del seguiment de l'avifauna al mateix parc de l'any 2014 signat per Vittorio Pedrocchi i Rius es diu textualment:

No s'ha trobat cap incidència entre els aerogeneradors i l'àguila cuabarrada, sense observar comportament de rebuig davant dels molins, ni tampoc s'ha trobat cap exemplar ferit o mort.

Les observacions detallades de les àligues cuabarrades durant l'any 2014 són les següents:

1) *Data 27-3-2014, hora oficial entre les 10:55 i 11:01 del matí (ref. 200). Parella d'adults sobre torre elèctrica, el que indica probablement un fracàs reproductor, doncs donada la data (finals de març) la femella no està covant o no està al niu amb polls petits.*
2) *Data 27-3-2014, hora oficial entre les 14:11 i 14:16 (ref. 216). Un adult observat molt lluny.*
3) *Data 13-4-2014, entre les 9:36 i 10:04 (ref. 226). Parella d'adults posats sobre una torre elèctrica d'alta tensió.*
4) *Data 13-4-2014, entre les 10:17 i 11:39 (ref. 230). Parella d'adults posats sobre una torre elèctrica d'alta tensió, més lluny que abans.*
5) *Data 13-4-2014, entre les 11:50 i 11:57 (ref. 241). Parella d'adults posats sobre una torre elèctrica d'alta tensió.*
6) *Data 22-10-2014, entre les 11:29 i 11:30 (ref. 294). Parella d'adults posats sobre una torre elèctrica d'alta tensió, volen de seguida al ser molestades per un grup de 5 cornelles (Corvus corone).*

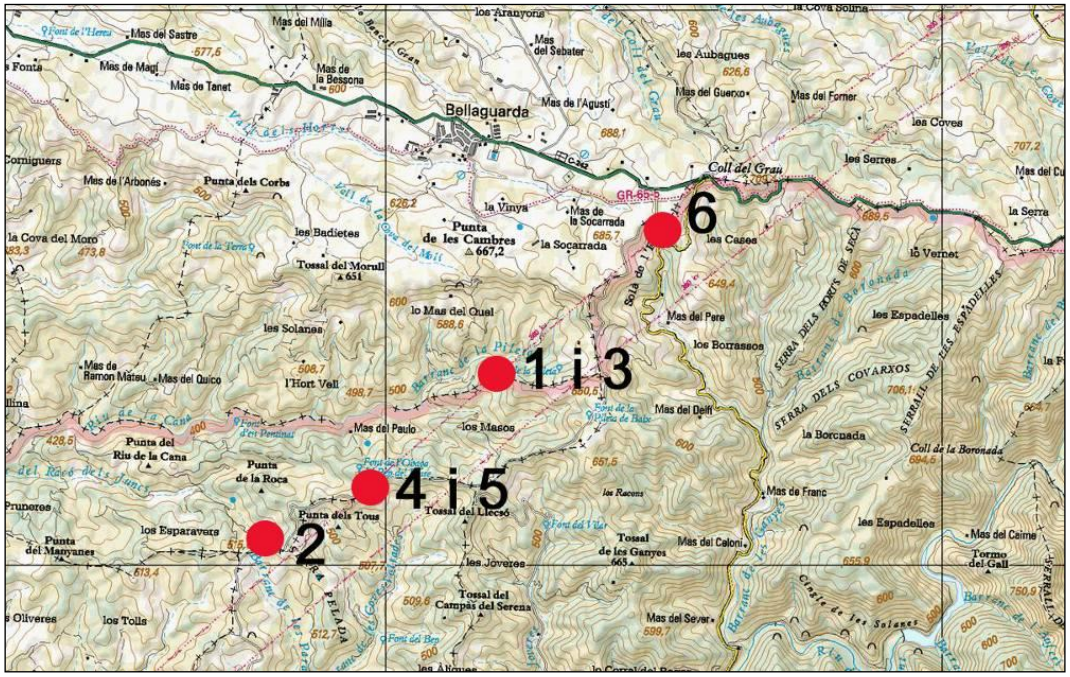


Figura 8. Figura 2. Localització de les observacions d'àliga cuabarrada a l'any 2014.

6. CONCLUSIONS

El present estudi aporta dades actualitzades sobre l'estat de conservació, grau d'amenaça i evolució de les poblacions d'àliga cuabarrada (*Aquila fasciata*) i fa un breu resum de la bibliografia científica publicada de referència existent. Destaca l'estudi on s'ha mirat amb més detall els efectes dels parcs eòlics sobre els territoris de nidificació d'adults d'àguila cuabarrada publicat per Martínez et al. (2010), on van estudiar els efectes de 72 parcs eòlics sobre un total de 128 territoris d'àguila daurada i 152 d'àguila cuabarrada al sud d'Espanya. Tanmateix aquest estudi de Martínez et al. (2010) conclou: *However, our study does not assess potential consequences of wind farms on the population dynamics of both species, suggesting that additional work is needed concerning the assessment of impacts on eagles, in particular collision mortality or displacement.*

De la literatura científica publicada no es poden avalar les dades de possible mortalitat o desplaçament dels territoris de les cuabarrades per la presència de parcs eòlics. Només un cas de xoc a Espanya i cap a Catalunya des de l'inici del desenvolupament de l'energia eòlica al nostre país, semblen confirmar el baix risc de col·lisió per aquesta espècie. Per altra banda, tal com hem vist, tampoc es pot afirmar amb dades estadístiques fiables i contrastades actualment que hi ha un efecte de desplaçament dels territoris per la presència dels parcs eòlics a una certa distància. Malgrat aquest efecte s'ha observat puntualment i és molt possible en determinades situacions, ni es pot generalitzar, ni es coneix prou l'efecte de costum al llarg del temps ni menys encara si pot ser significatiu aquest desplaçament sobre la supervivència de les parelles afectades.

D'aquesta anàlisi es poden extreure les següents conclusions:

a) De la literatura científica publicada i consultada no es poden avalar les dades de possible mortalitat o desplaçament dels territoris de les cuabarrades per la presència de parcs eòlics. Els estudis realitzats i publicats amb una gran quantitat de parelles estudiades a Catalunya i a Espanya conclouen que no es tracta d'una espècie particularment sensible a aquestes infraestructures, respectant òbviament el sector de cria, i que inclús en el cas de produir-se ocasionalment un efecte buit o barrera per la presència d'un parc eòlic, és capaç d'adaptar els seu territoris i mantenir la seva reproducció, malgrat que òbviament sovint expandint el seu territori a àrees menys segures o d'hàbitat menys idoni. Només un cas de mortalitat per xoc a<mb un aerogenerador a Espanya ha estat confirmat, no essent per tant una causa significativa de mortalitat d'aquesta espècie.

b) Malgrat tractar-se d'una espècie catalogada en perill a Catalunya, no ho és pas a nivell europeu on és catalogada com proper a l'amenaça, però encara fora de les categories d'amenaça. En el cas de la població mundial de l'espècie, i aplicant els mateixos criteris de la UICN, que curiosament són els mateixos per catalogar el seu estatus sigui a nivell mundial, Europa, Espanya o Catalunya, la seva categoria és de preocupació menor. A Catalunya la seva població actual, malgrat alts i baixos els darrers anys que no semblen definir una tendència clara, és similar a la màxima estimada a principi dels anys 90.

c) Manca una exhaustiva anàlisi i tractament de les dades de radioseguiment disponibles per tal de poder treure conclusions rigoroses, estadísticament significatives i científicament provables que serveixin de base per a la definició dels criteris de compatibilitat dels parcs eòlics amb la conservació d'aquesta espècie. Després de l'enorme esforç tècnic i econòmic realitzat pel seguiment d'aquesta espècie, segurament la més monitoritzada a Catalunya, no s'entén ni és justificable l'escassa informació disponible per a la justificació dels Criteris esmentats. De fet, la informació disponible sobre els territoris de les parelles d'aquesta espècie a l'Hipermapa de Catalunya, la única font pública a la qual remet l'Administració als promotors, és molt antiga (2006) i no està actualitzada.

d) Manca de rigorositat i objectivitat dels pocs exemples que s'aporten com a demostració del risc dels parcs eòlics per aquesta espècie i que teòricament són els que s'han fet servir per donar suport als Criteris esmentats. De 6 exemples concrets presentats, presentem informació addicional disponible de 4 d'ells que semblen posar en dubte les conclusions presentades, un d'ells precisament demostra la compatibilitat d'un parc eòlic situat molt proper al sector de cria i dins de l'àrea vital d'una parella de cuabarrades, que mantenen el seu territori i segueixen reproduint-se amb èxit, i no disposant d'informació contrastable en el cas d'un dels parcs eòlics citats.

e) Aquestes mancances suposen arbitrarietat en la definició de les àrees crítiques per aquesta espècie i condicionen per tant els criteris de compatibilitat dels parcs eòlics, per exemple en la presa de la funció Kernel del 95%, que molts tècnics consideren l'àrea de campeig ocasional, i no pas freqüent, enlloc del Kernel 90%; o en la definició del radi de 6 km a partir del de 1 km des del punt de cria, on s'ha d'aplicar el Kernel 95%. A part, de criteris exigits sense possibilitat de comprovar-los com la incompatibilitat amb les àrees de dispersió, o la inclusió de totes les zones de cria històriques com incompatibles, sense cap limitació ni revisió. La mateixa incompatibilitat dins de les àrees crítiques sembla contradictòria amb les mateixes afirmacions de la documentació aportada a l'Annex 2 on es diu literalment que "*PE a 1 i 1'8 km / niu: tolerats, èxit reproducció.*"

f) L'anàlisi de la significativitat de les possibles pèrdues de territori d'una parella per la presència d'un parc eòlic sobre la seva supervivència és un aspecte a valorar en cada cas, doncs de les dades disponibles que hem pogut analitzar, inclús de les dades que s'aporten a l'Annex 2, inclús suposant una pèrdua total del territori de campeig de la zona ocupada pel parc eòlic, aquesta es troba dins del rang de variabilitat anual natural dels seus territoris, i en la majoria de casos, a part del lògic destorb, no suposa un risc per a la supervivència de la parella i la seva capacitat de reproducció.

g) Finalment, a part d'una revisió d'aquests Criteris basada en una anàlisi més rigorosa i objectiva de la informació disponible, caldria una interpretació territorial individualitzada en cada cas, en funció de l'orografia i l'hàbitat disponible realment, doncs són aspectes que les funcions Kernel molt sovint no discriminen i que també condicionen la compatibilitat del parc eòlic.

La presència de la cuabarrada és el factor que més ha condicionat en el passat i segueix condicionant actualment (només cal repassar els recents informes desfavorables de la Ponència d'Energies Renovables sobre la compatibilitat de parcs eòlics) el desenvolupament de l'energia eòlica a Catalunya. Precisament la cuabarrada no és a Europa una espècie particularment afectada pel canvi climàtic, i segons la publicació de Lynx *A Climatic Atlas of European Breeding Birds* (B. Huntley, R.E. Green, Y.C. Collingham i S.G. Willis, 2007) el futur potencial de distribució de l'espècie és expansiu al nord, particularment al nord-oest de França, oest d'Itàlia i cap a l'est fins Ucraïna i el sud de Rússia. Malauradament, moltes altres espècies de l'avifauna reproductora a Catalunya, algunes de molt emblemàtiques i en estat crític de conservació al nostre país, presenten una tendència a la seva extinció al nostre país, com la perdiu blanca o el gall fer sense anar més lluny. Es obvi que cal fer els màxims esforços per la conservació de la cuabarrada a Catalunya i que l'Administració te el deure i l'obligació de garantir la conservació d'aquesta espècie, però la compatibilitat de la seva conservació i el desenvolupament eòlic a Catalunya hauria de basar-se en criteris el més objectius i rigorosos possibles, tenint en compte que disposem de prou informació sobre aquesta

espècie i la seva interacció amb els parcs eòlics, i que el foment i desenvolupament de les renovables al nostre país és també un deure i una obligació urgent al nostre país, d'acord a més la mateixa legislació vigent a Catalunya, per la lluita contra el canvi climàtic i els seus efectes.

No voldríem acabar aquestes conclusions sense fer una reflexió sobre el fet de que no actuar urgentment en la lluita contra el canvi climàtic apostant decididament per les renovables també te unes conseqüències indirectes sobre moltes altres espècies de la nostra avifauna afectades pel canvi climàtic, efecte del qual hi ha cada cop més evidències i proves científiques. Malgrat és incomparable el dany directe a una determinada espècie o parella concreta en un emplaçament concret i per una causa directa, en relació a un dany difús a nivell global per una causa indirecta, no és menys cert que la única manera de lluitar a nivell global contra el canvi climàtic és actuar localment, i no actuar localment també te efectes a més gran escala.

Barcelona, octubre de 2021.

II. ANNEXES

1. ***Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'àliga cuabarrada.***
   Direcció General de Polítiques ambientals i Medi Natural.
   Departament de Territori i Sostenibilitat.

2. ***Evaluación de proyectos de parques eólicos que inciden sobre el águila perdicera (Aquila fasciata) en Catalunya*.**
   Xavier Parellada i Viladoms. Servei de Biodiversitat i Protecció del Animals.
   Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.
   I Congreso Ibérico sobre Energía Eólica y Conservación de la Fauna.
   Jerez de la Frontera, gener de 2012.

3. ***Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain*.**
   J.E. Martínez, J.F. Calvo, J.A. Martínez, I. Zuberogoitia, E. Cerezo, J. Manrique, G. J. Gómez, J.C. Nevado, M. Sánchez, R. Sánchez, J. Bayo, A. Pallarés, C. González, J.M. Gómez, P. Pérez & J. Motos.
   Biodivers Conserv (2010) 19:3757–3767.
   DOI 10.1007/s10531-010-9925-7.
   Publicat online, octubre de 2010.

4. ***Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*.**
   Rafel Bosch, Joan Real, Albert Tintó, Elena I. Zozaya & Carles Castell.
   Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona.
   IBIS The International Journal of Avian Science.
   Ibis (2010), 152, 105–117.

5. ***Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (Aquila fasciata) tracked by GPS satellite telemetry.***
   JM Pérez-García, A. Margalida, I. Afonso, E. Ferreiro, A. Gardiazábal, F. Botella & J.A. Sánchez-Zapata.
   J Ornithol (2013) 154:63–71. DOI 10.1007/s10336-012-0871-x.
   Publicat online, juliol de 2012.

1. ***Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'àliga cuabarrada.***
   Direcció General de Polítiques ambientals i Medi Natural.
   Departament de Territori i Sostenibilitat.

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat
**Direcció General
de Polítiques Ambientals
i Medi Natural**

Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'àliga cuabarrada i de l'àliga daurada

Les dades obtingudes mitjançant radioseguiment d'àligues cuabarrades properes a parcs eòlics demostren que aquests generen un efecte buit en l'ús del seu territori (en altres espècies de rapinyaires també generen molts accidents per col·lisió, incidents fins ara excepcionals en aquesta espècie). D'acord amb aquests estudis l'àrea abastada per la instal·lació a més d'un buffer al seu entorn, comporta la pèrdua com a territori (a 1000m ja es detecta, és notori a 500m i totalment confirmat a 250m), cosa que pot implicar l'abandonament del mateix (s'abandonen tots els nius a menys de 1000m) o la pèrdua de parts importants i necessàries de l'espai vital. A aquest impacte cal sumar-hi el dels accessos i el de les línies d'evacuació elèctrica, que com és sabut són la causa principal de mortalitat de l'espècie per electrocució i col·lisió.

Les plantes fotovoltaiques també suposen una pèrdua d'hàbitat natural i, per tant, un efecte buit, tot i que el buffer d'exclusió per aquest efecte probablement és molt menor (encara no es disposa d'informació detallada a l'efecte). A priori, no generen mortalitat directe.

Criteris d'avaluació

a- Als sectors de cria

- Els parcs eòlics i les plantes fotovoltaiques són incompatibles.

b- A la resta dels espais vitals i àrees de dispersió juvenil.

Parcs eòlics

- Als espais naturals protegits, a les àrees crítiques i a les àrees de dispersió juvenil són incompatibles.
- A la resta de l'espai vital (fora de l'àrea crítica) són compatibles si no causen efecte barrera entre àrees crítiques i si s'apliquen mesures compensatòries per la superfície perduda (buffer de 1.000m a l'entorn dels aerogeneradors) dins l'àrea crítica (veure apartat mesures compensatòries).

Plantes fotovoltaiques

- Als espais naturals protegits, a les àrees crítiques i a les àrees de dispersió juvenil són incompatibles.
- A la resta de l'espai vital (fora de l'àrea crítica) són compatibles.
- Dins les àrees crítiques territorials situades fora d'espais naturals protegits i a més de 6km del sector de cria, també es consideraran compatibles entre el Kernel 80% (K80%) i el K90%, si s'apliquen mesures compensatòries dins l'àrea crítica en una superfície equivalent a la superfície de la planta més un buffer de 100m al seu voltant (veure apartat mesures compensatòries).

Provença, 204
08036 Barcelona
Tel. 93 495 80 00

Definicions

1) ***Espai vital o territori***: l'espai utilitzat anualment per cada parella territorial per tal de criar, obtenir aliment i desplaçar-se entre el sector de cria i les àrees de cacera, així com a altres sectors emprats habitualment per la parella (posadors nocturns, entre d'altres).

L'espai vital o territori s'obté mitjançant el radioseguiment de la parella durant almenys un any sencer, i es defineix com la superfície dibuixada per l'índex de probabilitat Kernel fix del 99% i una H no inferior a 500m. que generi una àrea contínua (no disgregada), fora de la qual tan sols resten les dades atípiques ("outliers").

2) ***Àrea crítica***: la definició que en fa la Llei 42/2007 de Biodiversitat és: "*aquells sectors inclosos a l'àrea de distribució que continguin hàbitats essencials per a la conservació favorable de l'espècie o que per la seva situació estratègica per a la mateixa requereixin el seu adequat manteniment*". D'acord amb aquesta definició, es diferencien dos tipus d'espais segons el període del cicle vital en que es troba l'individu/espècie:

2.1- *Àrea crítica territorial*: la part de l'espai vital més utilitzada per cada parella territorial o reproductora i que és necessària per a dur a terme el seu cicle vital anual, englobant els sectors de cria i els centres d'activitat més importants (àrees de cacera). L'àrea crítica de cada parella inclou la totalitat de l'àrea definida per un índex de probabilitat Kernel fix del 95% dins d'un radi de 6km a partir del límit del sector de cria, i del Kernel del 90% més enllà dels 6km. Per a valorar l'afectació específica d'un projecte a l'espai de cacera cal excloure les localitzacions dins del sector de cria.

2.2- *Àrea crítica de dispersió*: són els sectors de l'àrea de dispersió juvenil que per les seves característiques físiques són més favorables per a la cacera de les joves àligues: barrancs i serres, més una franja o buffer de 300 metres al seu entorn.

3) ***Sector de cria***: la zona o zones situades en un radi d'un quilòmetre (1 km) aproximadament al voltant de cada un dels nius de cada un dels territoris d'àliga cuabarrada ocupats, o que hagin estat abandonats en posterioritat a l'any 1973 (any de declaració com espècie protegida), i es consideren imprescriptibles per tal de fer possible la seva recuperació. El sector de cria sol ser emprat i defensat tot l'any, sigui com a lloc de reproducció o com a lloc de repòs i descans nocturn. Cada parella té com a mínim un sector de cria. Els límits d'aquests sectors s'han d'adaptar a la orografia i hàbitat existents, i formen part del SIG de fauna amenaçada (Àrea d'Interès Faunístic).

4) ***Àrea de dispersió juvenil*:** zones on s'estableixen temporalment els joves i immadurs d'àliga cuabarrada durant el seu període nòmada, el qual s'inicia un cop abandona el territori natal uns 3 mesos després del 1er vol i finalitza al formar parella i establir-se en un territori de cria.

Mesures compensatòries

Quan s'autoritzi un projecte dins d'un espai vital condicionat a l'aplicació de mesures compensatòries, aquestes han d'anar destinades a la parella d'àligues afectada. Tanmateix les mesures compensatòries que s'implementin no han d'implicar a mig o llarg termini una total dependència humana o una artificialització de la seva forma de vida, pel que han de

ser autosostenibles i potenciar la biodiversitat (obertura d'hàbitat, construcció de vedrunes, creació de refugis per la caça menor, entre d'altres). S'ha d'assegurar el manteniment d'aquestes mesures durant tot el període d'explotació de la instal·lació, la qual no pot entrar en funcionament abans que les mesures compensatòries siguin funcionals.

Les mesures destinades a compensar la superfície d'hàbitat perduda (sigui en un espai vital o una àrea de dispersió) s'han d'aplicar en una superfície equivalent a la que es perdrà, comptant entre aquesta tant l'àrea ocupada per la pròpia instal·lació com el "buffer" corresponent al impacte que generi l'activitat (efecte buit). En el cas dels parcs eòlics les mesures destinades a la potenciació d'espècies presa s'hauran de dur a terme dins les àrees crítiques però fora del buffer de 1.000m respecte els aerogeneradors. Quan tècnicament estigui justificat la compensació podrà contemplar que una part de la inversió en mesures compensatòries es destini a la correcció de factors negatius que perjudiquin especialment la parella / territori afectat (correcció de factors de mortalitat o de pertorbacions al sector de cria).

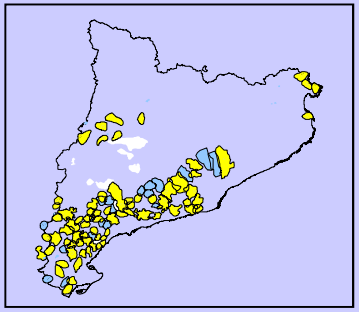
Canvis i revisions de la metodologia d'estudi i dels criteris

Els criteris exposats podran ser modificats quan es disposi d'un sistema d'interpretació dels resultats del radioseguiment millor al de "probabilitat" (Kernel), el qual ha d'estar validat per la comunitat científica i l'òrgan competent en la conservació de l'espècie a Catalunya. També es podran revisar quan es disposi d'un major coneixement de la resposta de les àligues a aquestes instal·lacions i demostri i justifiqui tècnicament la conveniència de la seva revisió en un o altre sentit.

Aquests criteris també s'apliquen per l'àliga daurada.

2. ***Evaluación de proyectos de parques eólicos que inciden sobre el águila perdicera (Aquila fasciata) en Catalunya*.**
Xavier Parellada i Viladoms. Servei de Biodiversitat i Protecció del Animals.
Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.
I Congreso Ibérico sobre Energía Eólica y Conservación de la Fauna.
Jerez de la Frontera, gener de 2012.





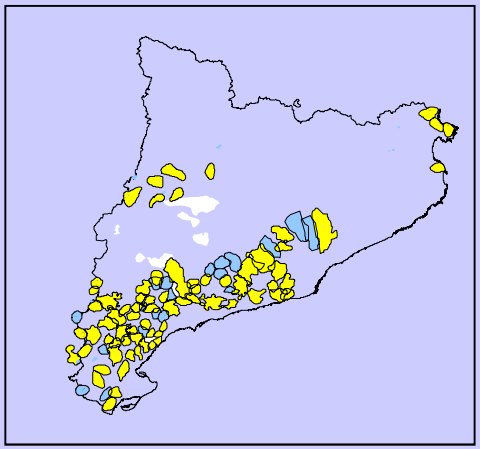

Evaluación de proyectos de parques eólicos que inciden sobre el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Catalunya

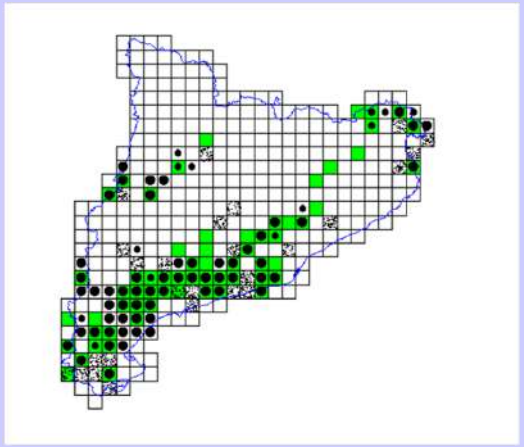
Xavier Parellada i Viladoms
Servei de Biodiversitat i Protecció del Animals
Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural
Generalitat de Catalunya

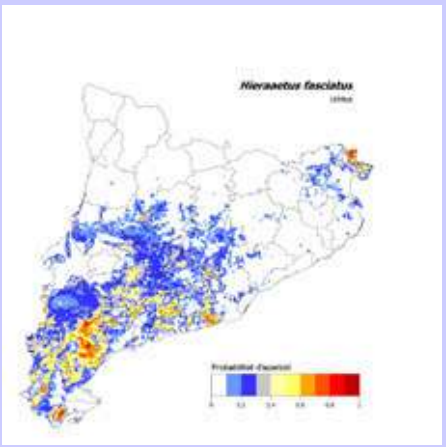
I Congreso Ibérico sobre Energía Eólica y Conservación de la Fauna
Jerez de la Frontera, 12-14 de enero de 2012

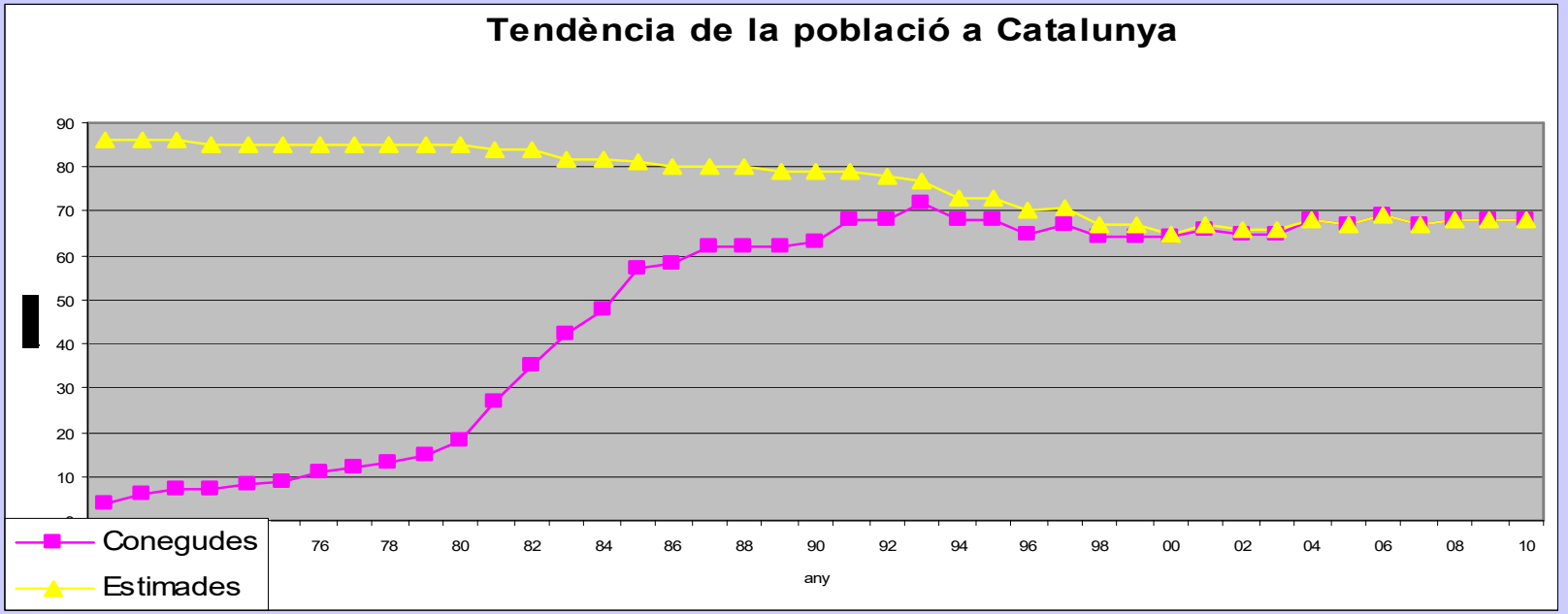
Vulnerable (Esp) - En Peligro (Cat?).

Regresión estimada del 23%. Estable s.XXI: 66-69p.

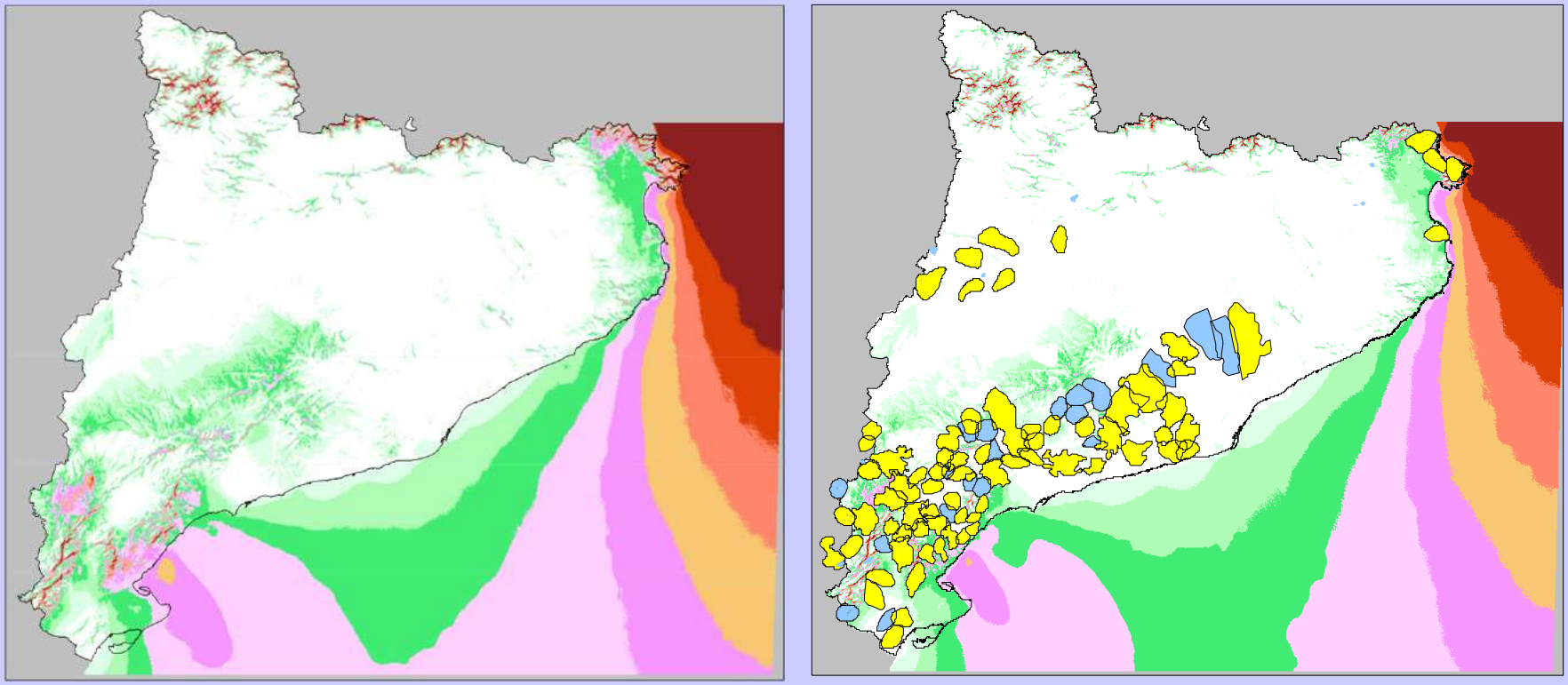








Mapa vientos

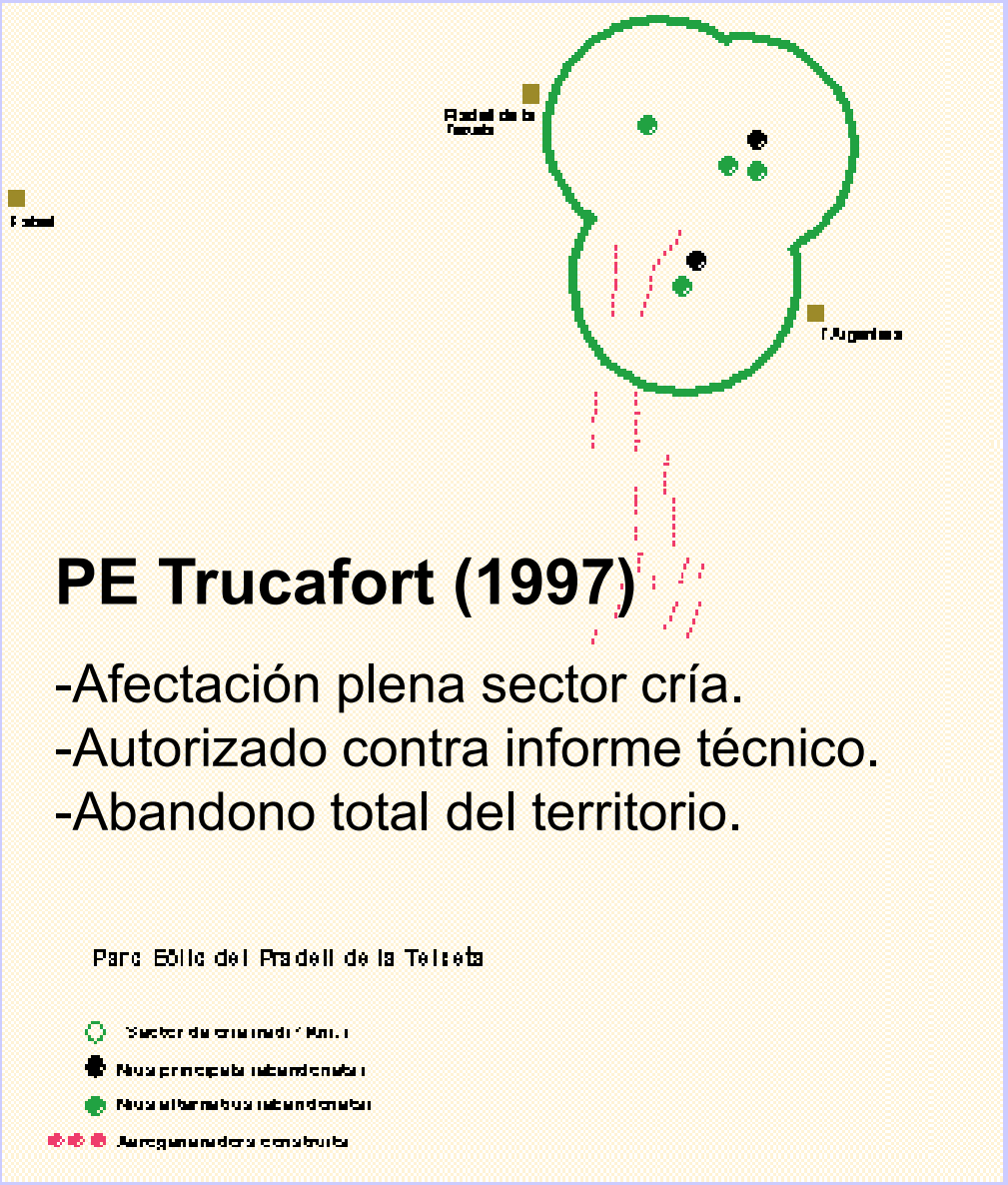


Solapación del mapa de potencial eólico con la distribución del águila perdicera

Precedentes



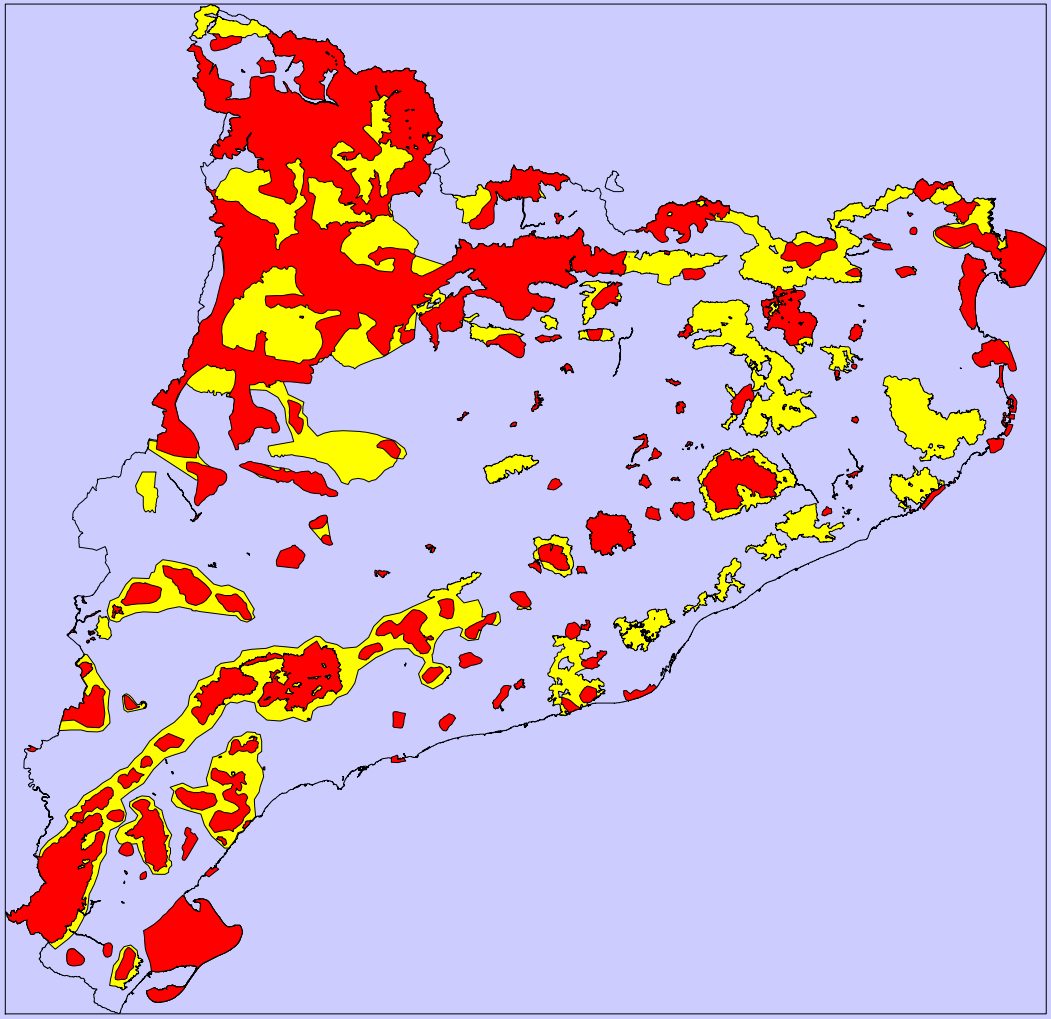




PE Trucafort (1997)

-Afectación plena sector cría.
-Autorizado contra informe técnico.
-Abandono total del territorio.

Mapa eólico



- -Zona incompatible (incluye la mayoría de los sectores de cría, pero no las ZEPA)
- -Zona condicionada (incluye solo parte de las áreas de campeo)

Evaluación de los proyectos de parques eólicos

- La información para evaluarlos debe ser **rigurosa y objetiva**.
- La metodología de los estudios ha de ser **estandarizable y poco manipulable**.
- Puesto que la decisión final suele ser política, los informes técnicos se han de basar en **criterios claros, lógicos, firmes y defendibles**

  (ante el promotor, el director general, el juez...).

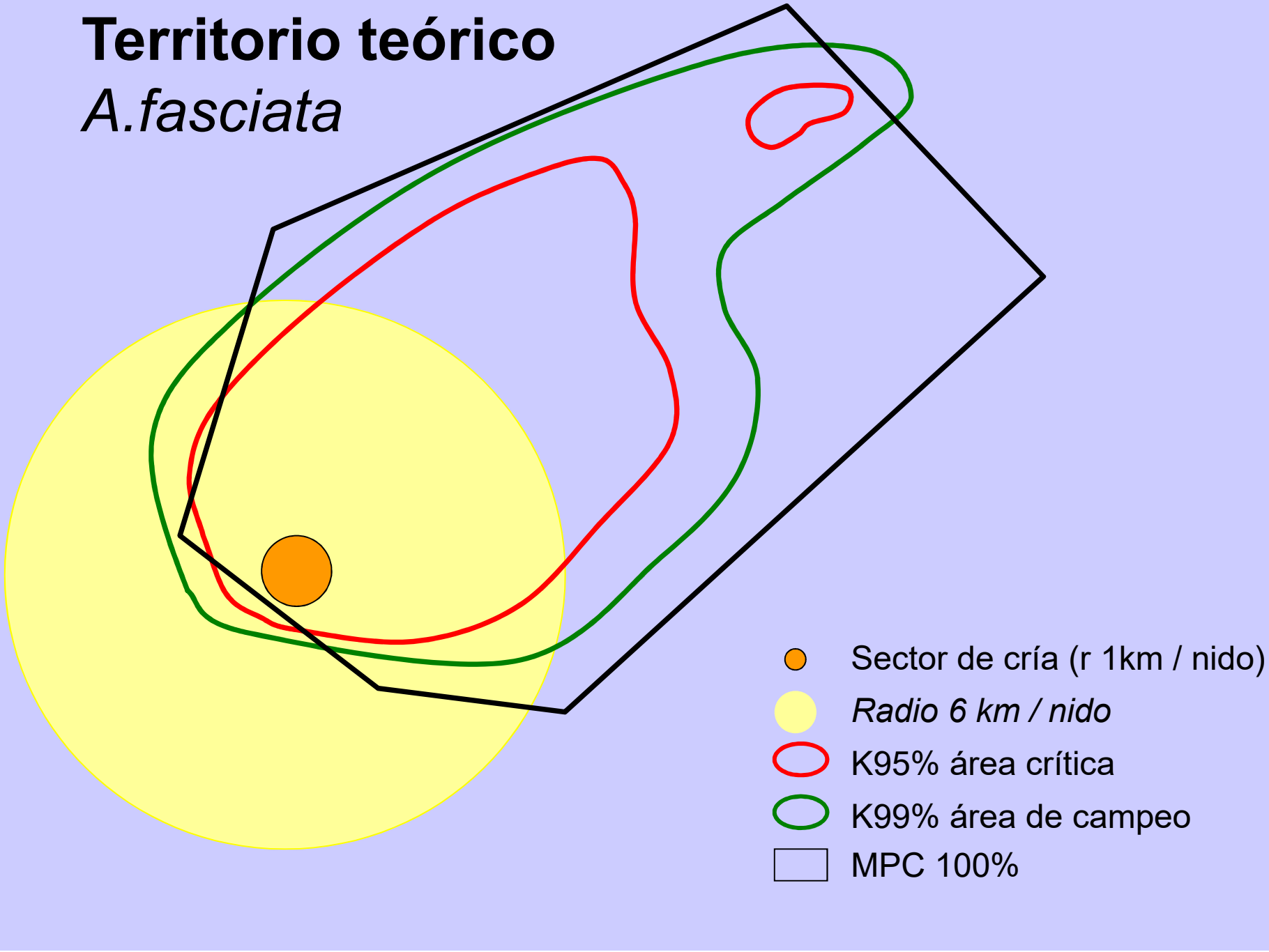
Definiciones y conceptos utilizados

- **Sector de cría**: radio 1 km / todos los nidos de la pareja, adaptado al entorno y las visuales.
- **Área de campeo**: k 99% (no MPC)
- **Área crítica**: K 95% (definición a partir art. 3.2 Ley 42/2007 Patrimonio Natural y Biodiversidad).
- Metodología representación área campeo (ver más adelante).

Importancia de la **aportación científica** en la definición de conceptos, pero pensada para la **gestión**.

Territorio teórico

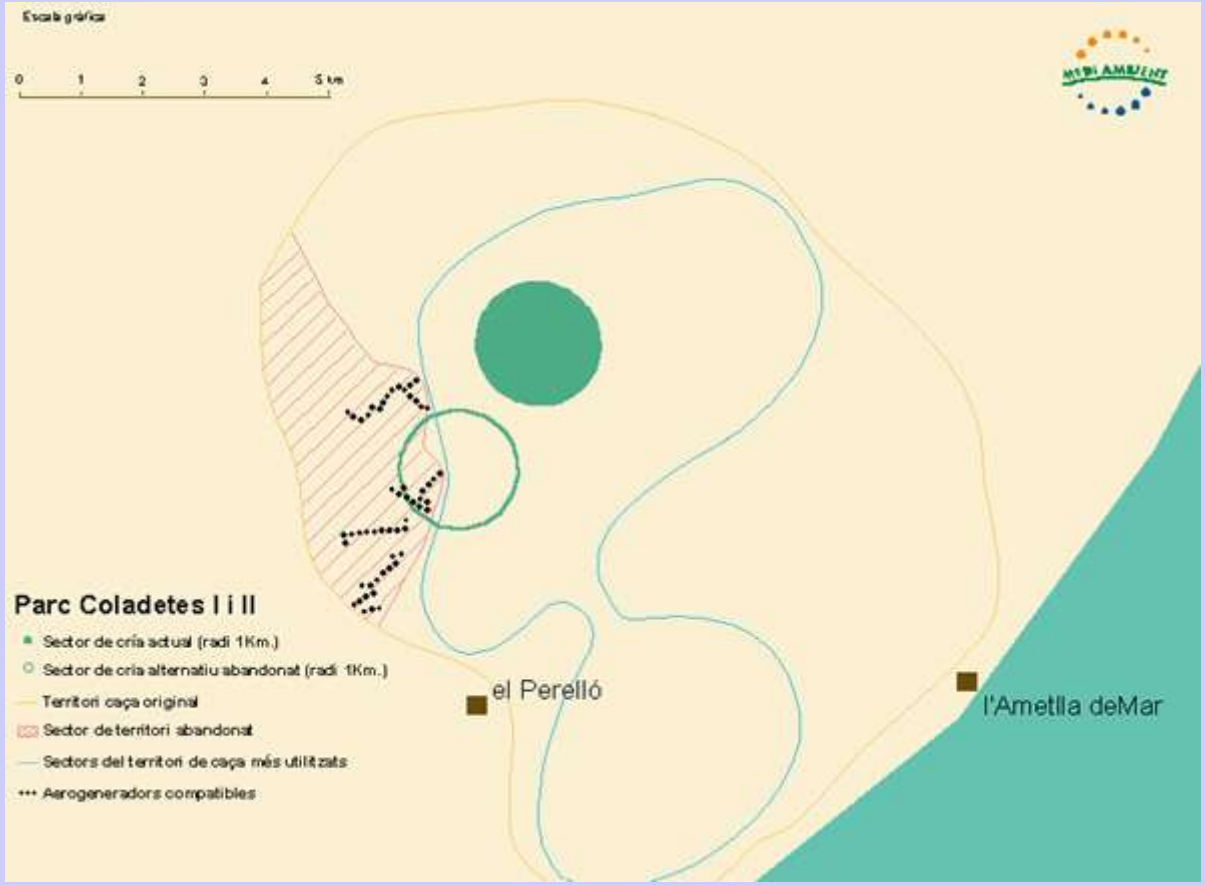
A.fasciata



Imprescindible para evaluar proyectos: **Radioseguimiento de la pareja afectada**



Resultados en PE en funcionamiento



1- PE Colladetes (Enervent)

- Abandono del área afectada por el PE (recorte: efecto vacío)

+ Riesgo colisión mínimo o inexistente

Radioseguimiento **1998-99**



2- Proyecto PE Rubió

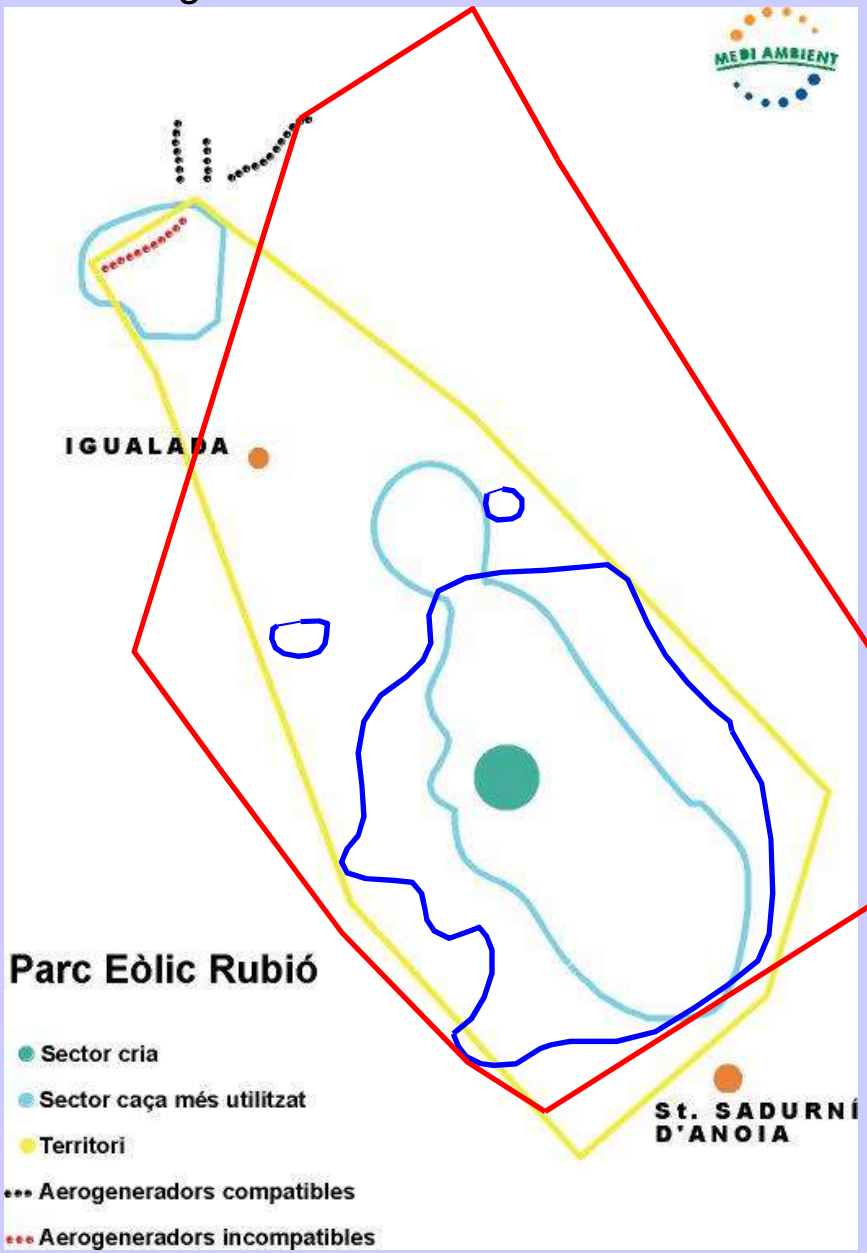
- Afectación sector de caza **K 80%** a 18 km del nido (radioseg. antiguo).

- Una alineación incompatible (el promotor no renuncia)

- Autorización **condicionada** a radioseguimiento y a aplicación (que debería ser **previa y exitosa)** de medidas compensatorias dentro radio 6 km/nido:

  - Refugio caza
  - Majanos
  - Palomares

Radioseguimiento **2005-07**



Respuesta de las águilas a la construcción del PE Rubió (EHN)

Previa a la aplicación de medidas compensatorias

- **Abandono polígono afectado** (radio: 2 km / aeros, ef. vacío).

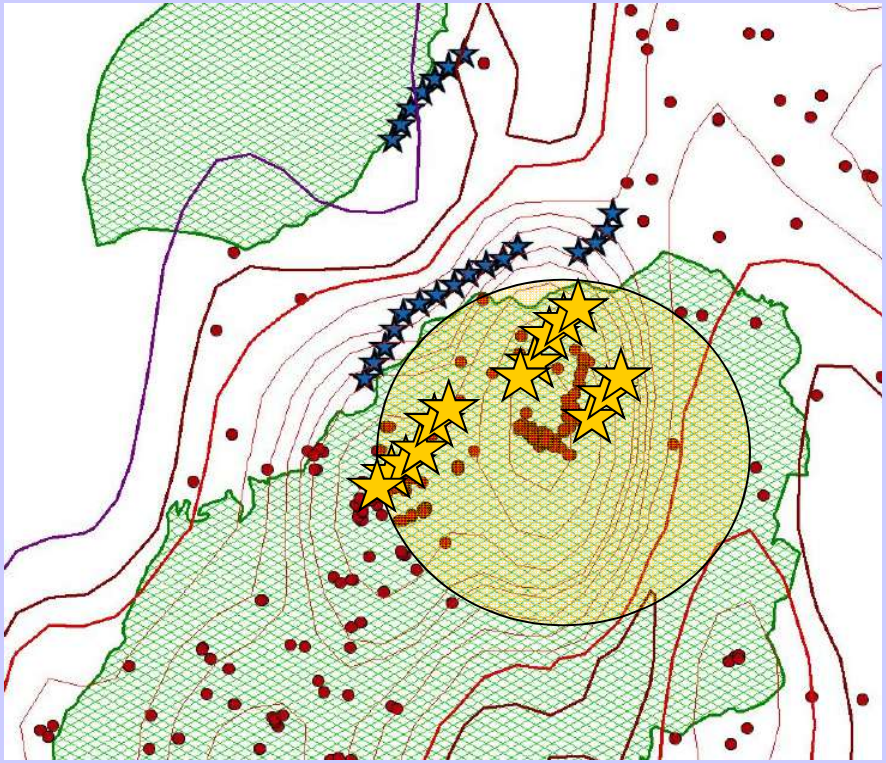
- **Incremento 33% superficie K 95%:** de 87,4 km2 a 112,8 km2 (pérdida calidad territorio).

- Ampliación del territorio más cercana al nido pero **más humanizada.**

- Mantiene éxito reproductor.

3- Respuesta al PE Tortosa (Terranova E.)

- Localizaciones
- Radio 1km nido
- Aeros anulados
- Aeros construidos



-Tras aprobación PE se localiza nido **pareja desconocida** (estudio visual avifauna preconstrucción).

- **Se anulan 14 aerogeneradores** dentro sector cría (radio de **1km**) y realiza seguimiento visual (excelente respuesta promotor a pesar autorización PE).
- **Se mantiene la pareja y se reproduce**.
- Radioseguimiento posterior ICRA: **efecto vacío/ barrera.**

Conclusión efectos de los P Eólicos sobre el águila perdicera



Colisión:

- **Un solo caso conocido (Andalucía)**.

Efecto vacío (n:3):

- **Efecto barrera.**
- **Abandono de las áreas** (de cría o campeo) **ocupadas por los parques eólicos:**

1- Sector de cría

- PE a **menos de 1 km** / nido: **abandono del territorio entero**.
- PE a **1 y 1'8 km** / nido: **tolerados**, éxito reproducción.

Mantiene uso posaderos sector cría a 750 m aeros.

2- Área de campeo

- **Abandono** polígono entero (2 km/aero), recorte área campeo.
- **Ampliación territorio a zonas desfavorables sin protección**

Criterios de evaluación de los PE que afectan al águila perdicera

Territorios compactos

Sector cria
Radio 1km

Radio 6km
Bosch 2004

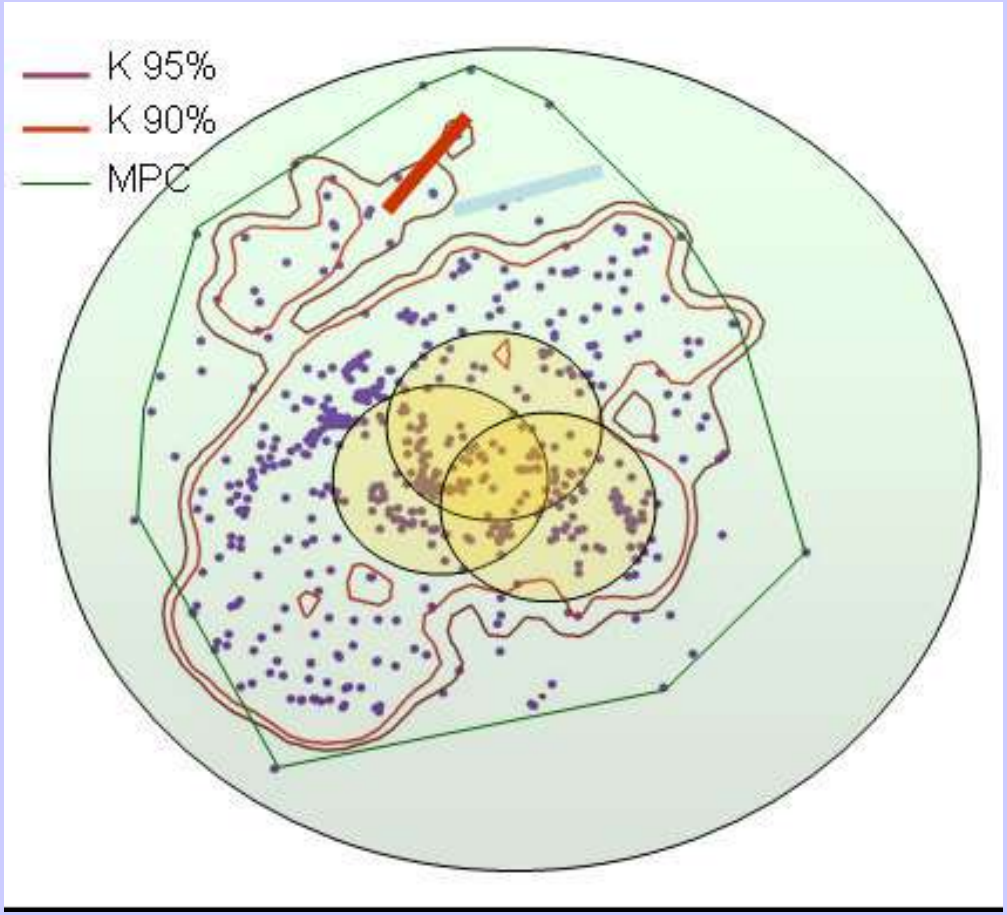
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*área campeo*)
- Incompatible dentro de ZEPA.
- Evitar efecto barrera.
- Medidas compensatorias.

Kernel 95% *(área crítica)*
- Incompatible dentro radio 6 km.

Kernel 90%
- Incompatible siempre.



Criterios de evaluación de los PE que afectan al águila perdicera

Territorios atomizados

Sector cria
Radio 1km

Radio 6km
Bosch 2004

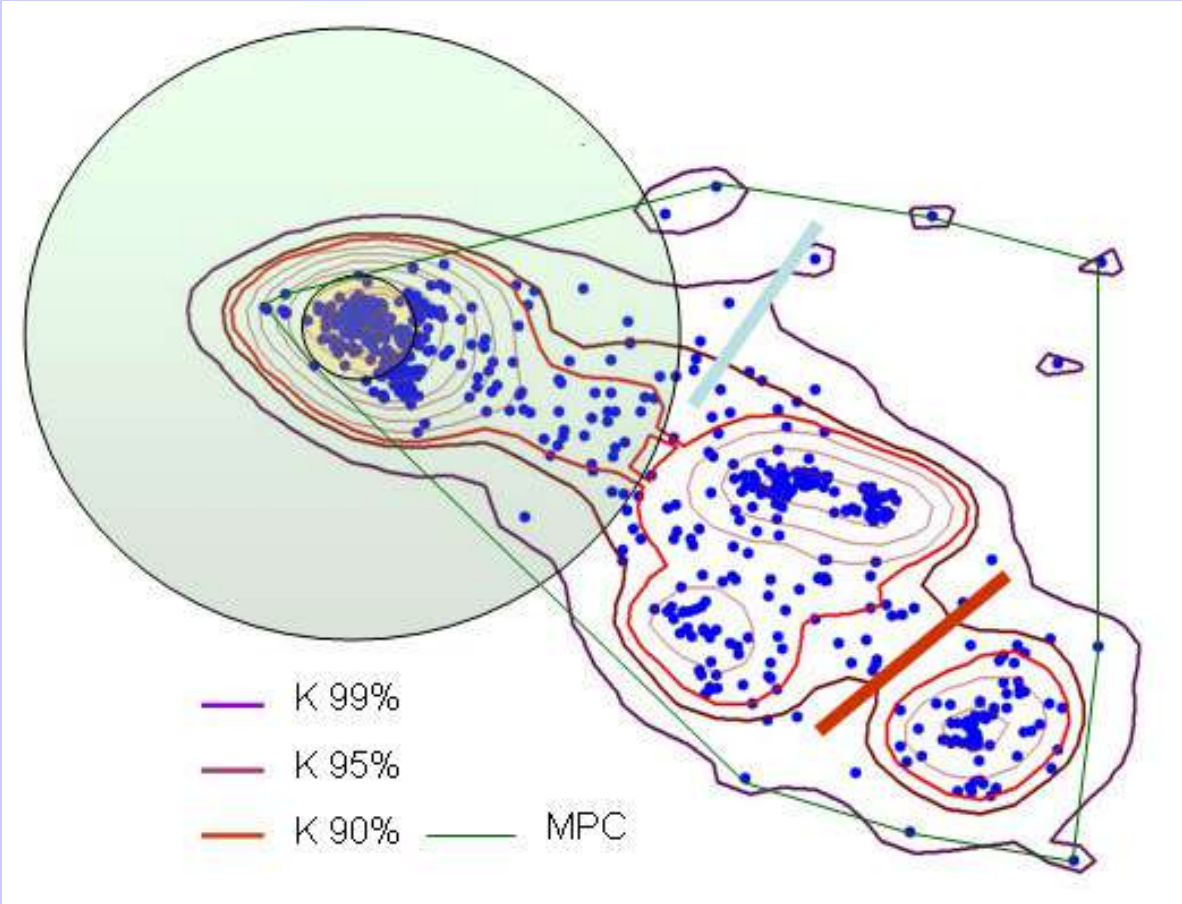
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*área campeo*)
- Incompatible dentro ZEPA.
- Evitar efecto barrera.
- Medidas compensatorias.

Kernel 95% *(área crítica)*
- Incompatible dentro r. 6 km.

Kernel 90%
- Incompatible siempre.



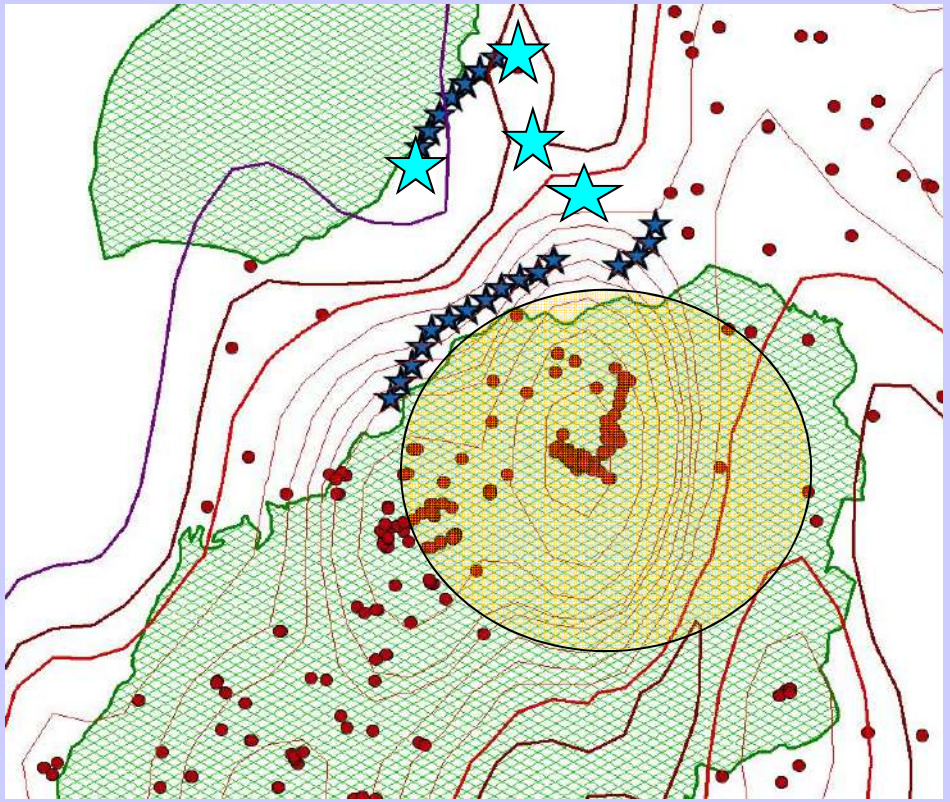
Dificultades del método

Localizaciones

Radio 1km nido

Aeros instalados

Solicitud ampliación



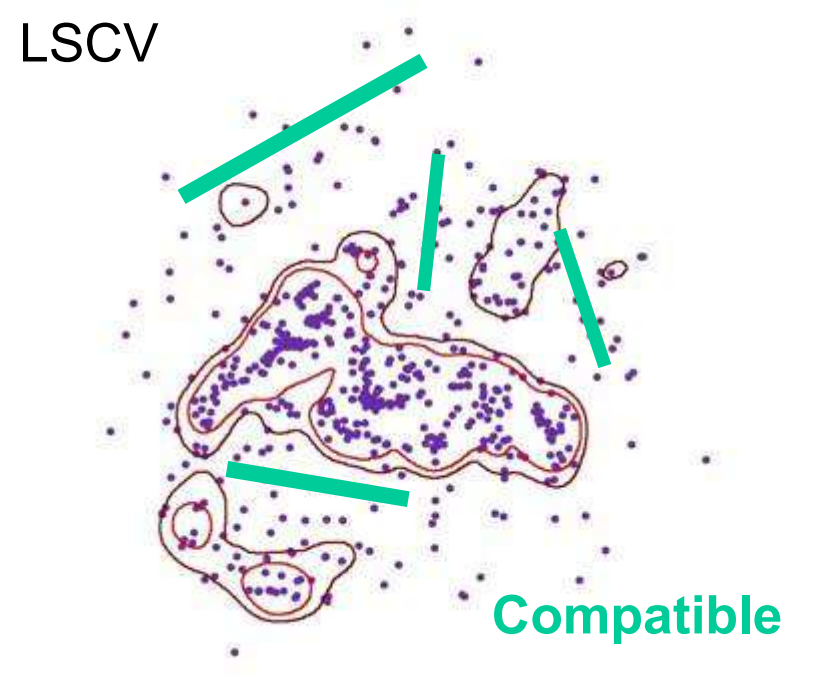
- Solicitud **ampliación** dentro del K95 y 90%

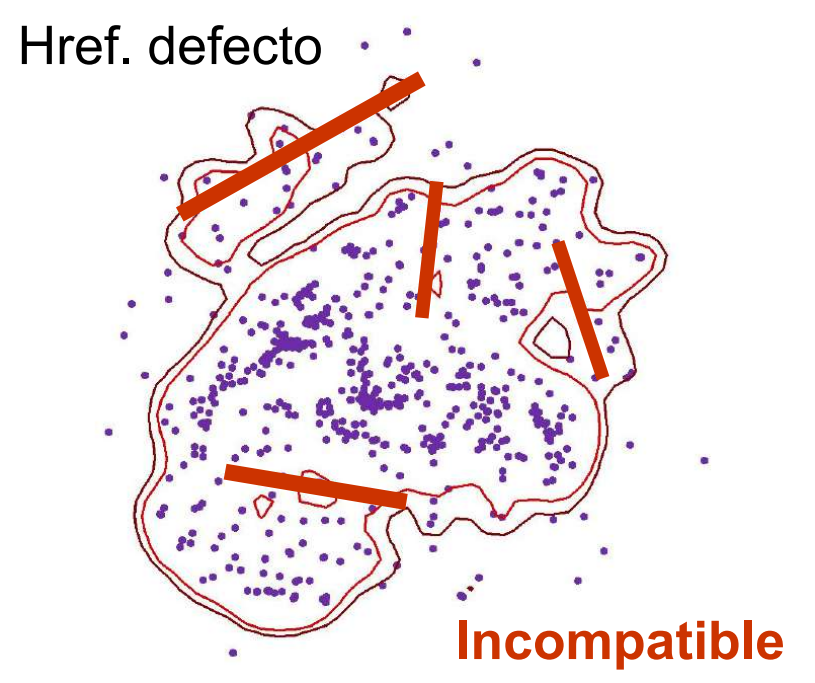
- Situación **detrás barrera aeros ya construidos**, en zona no usada por las águilas.

- El peso excesivo del sector de cría impediría la ampliación.

- Disponer de las **localizaciones** permite evaluar el detalle.

Necesidad de una metodología fija y adecuada a la necesidad de gestión





Representación kernels 95 y 99% con métodos distintos.

- Mismos resultados / distintas conclusiones.
- Riesgo de consecuencias nefastas para las águilas.
- El K 99% debe englobar la mayoría de localizaciones en un solo polígono.

A tener en cuenta...

- Corregir exceso de peso del sector de cría cuando sea necesario y esté muy justificado. (nido en un extremo, margen seguridad mínimo 1 km)
- Evaluar área campeo invernal con análisis separado. (pocas localizaciones GPS)
- No admitir medidas compensatorias antes o durante el estudio previo. (desvirtuarían el resultado)
- Atención a proyectos que afecten parejas vecinas de águila real. (competencia, desplazamientos sobre la perdicera…)
- Atención al encorsetamiento por parejas vecinas. (de perdicera o real)

Metodología radioseguimiento estándar

- Un **año entero previo** a la autorización.
- Seguimiento pareja, o al menos del **macho**.
- Satélite **GPS** preferible a seg. Terrestre.
  (más objetivo e imparcial, más localizaciones)
- Localizaciones independientes:
  - **Frecuencia**: 1 / hora
  - **Horario diurno**: salida sol +1h / puesta sol
  - **Posaderos nocturnos**: horario contrario
  - **Seg. Terrestre**: 1 día / semana mínimo
  - **Seg. Satélite GPS**: todos los días

Presentación de los resultados

(*parte del protocolo en estudio)

- Informe-separata firmado por el autor.
- Representación Kernels:
  - **20**, 50, 60, 70, 80, **90, 95** y **99%**
  - Fixed kernel (ni Adaptative kernel ni Core Weighting Kernel,…)
  - Factor suavización (H):
    - Href. por defecto (no LSCV)
    - Factor corrección 0,6 (*)
    - La H resultante no debería superar los 1.000m ni quedar por debajo los 600m (*). El k99% debe dibujar un solo polígono (excepto outlayers).

Presentación cartográfica de los resultados

- 1 mapa MPC con TODAS las localizaciones obtenidas (incluidos outlayers).
- 3 mapas con los kernels y las localizaciones independientes utilizadas:
  - **1 mapa total anual completo, diferenciando posadores diurnos y nocturnos del resto.**
  - **1 mapa total anual excluyendo K20% sector cría** (-peso).
  - **1 mapa invernal nov-enero** (para compensar falta de loc. GPS).
  - Dibujo kernels: isolíneas sobre topográfico, fondo transparente. K 95 y 99% más gruesos y color distinto.
  - Papel Din A3, escala adaptada a superf. MPC y K99%.

Balance final

Proyectos de PE presentados dentro área águila perdicera

37 - 40 territorios ocupados afectados **(54-59% población)**
10 - 11 territorios abandonados afectados **(40%)**

De 22 proyectos de PE con riesgo de afectación:

7 compatibles tras radio-seguimiento i/o reubicación

9 incompatibles desestimados

- 1 en sector de cría (ninguno presentado tras aprobación mapa eólico)
- 8 en área campeo

6 incompatibles aprobados (solo 2 construidos)

- 2 aprobados años 90 dentro sector de cría (efecto crítico)
  - **1 construido** (territorio abandonado).
  - 1 en ZEPA (no construido)
- 4 aprobados dentro área de campeo (K 90%)
  - **1 construido**, 3 pendientes (1 en ZEPA)

+ Numerosos proyectos pendientes de resolución

Beneficios radio-seguimiento

Objetivos

-**Investigación y conservación:** ICRA, UB, DAAM

-**Evaluación previa proyectos de gran impacto:** Parques eólicos, canteras, infraestructuras viales…

-**Medidas compensatorias proyectos:** respuesta a las medidas.

Resultados

-**Está aportando una información objetiva y muy útil para la gestión global de la especie** (31de 68 parejas equipadas).

-Ordenación territorio y delimitación espacios protegidos

-Evaluación de proyectos posteriores

-Plan de recuperación y gestión del hábitat

-Aplicación RD líneas eléctricas…

-Ningún efecto negativo a la supervivencia de las águilas

Agradecimientos

- **A los biólogos y naturalistas** que han aportado sus conocimientos y ayuda:
  - A. Beneyto, A. Borau, M. Rubert, JM. Palet, C. Baiges, M.Bargalló (ICRA); J. Solé (MN Ciències de la Conservació); J. Real, R. Bosch (UB); I. Alfonso (FAIA); M. Cirera (Naturalea); E. Ferreiro (Bioma); V. García Matarranz (MARM).
- **A todos los técnicos y responsables del DAAM y DTS** que defienden los criterios técnicos en las evaluaciones de los parques eólicos.
- **A los promotores sensibilizados** que aceptan las limitaciones que la conservación de la biodiversidad exige, **y a los consultores** que ayudan a ello.

Seguiment de fauna pre i post construcció d'un parc eòlic.

Conceptes generals



PE Trucafort amb boira

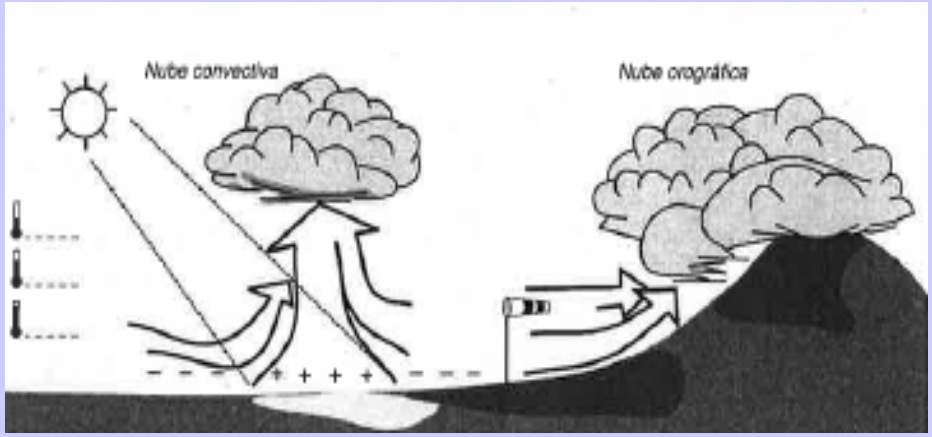
Xavier Parellada i Viladoms
Servei de Biodiversitat i Protecció del Animals
Departament de territori i Sostenibilitat
Generalitat de Catalunya

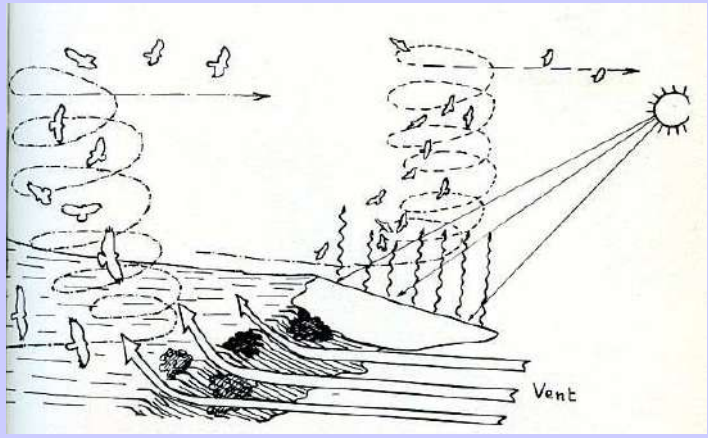
Curs: Vigilància ambiental i seguiment faunístic en parcs eòlics
TES, 16.6.2016

Objecte: conceptes generals

- El vol dels ocells planejadors
- Impactes dels parcs eòlics a la fauna
- Avaluació prèvia de l'impacte (inf. suficiència)
- Informe sobre la compatibilitat del parc eòlic
- Mesures correctores i compensatòries
- *Seguiment posterior a la construcció*

Vol dels ocells planejadors

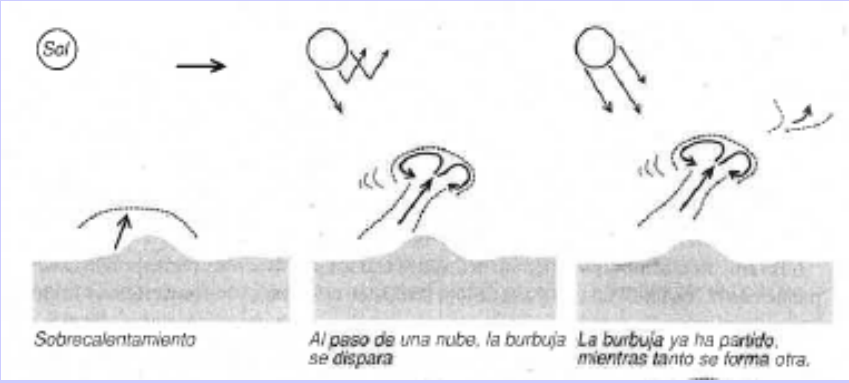


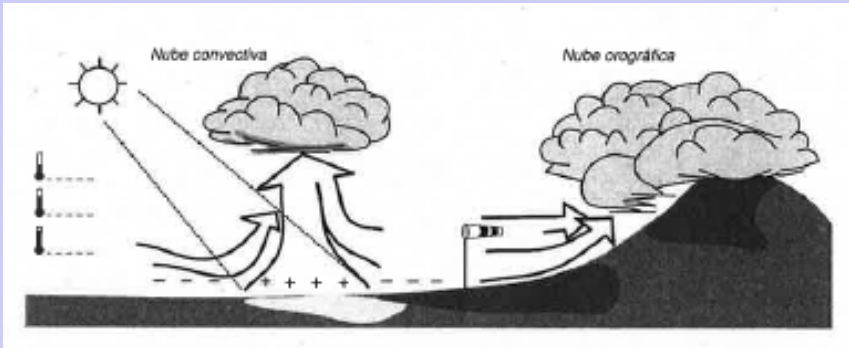


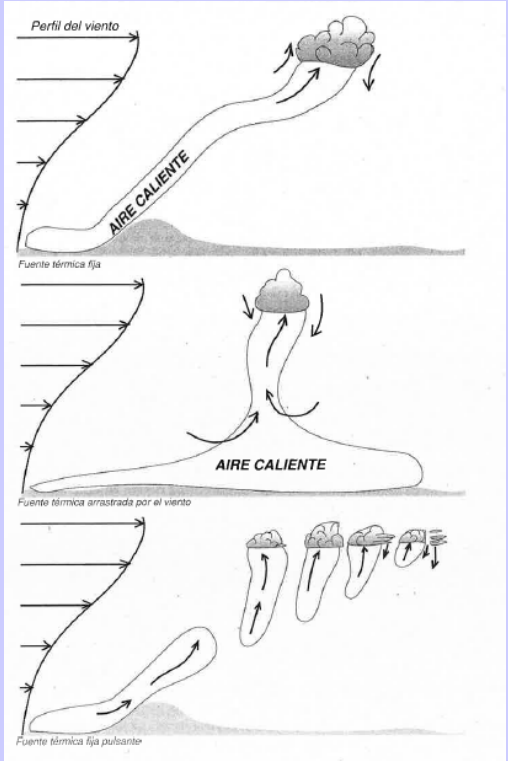
- Els ocells planadors **depenen totalment** dels moviments de l'aire per volar i desplaçar-se.

- Si està **cobert i amb calma** no poden guanyar alçada: només poden descendir o bategar (cost energètic).

Vol amb tèrmiques



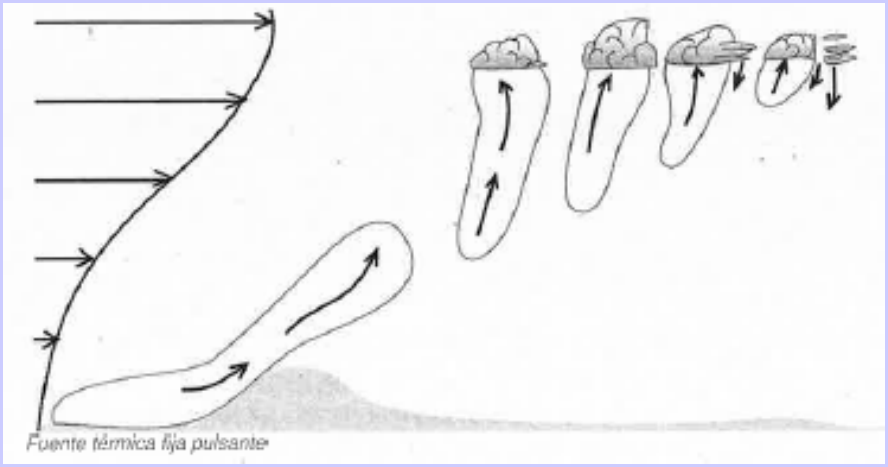


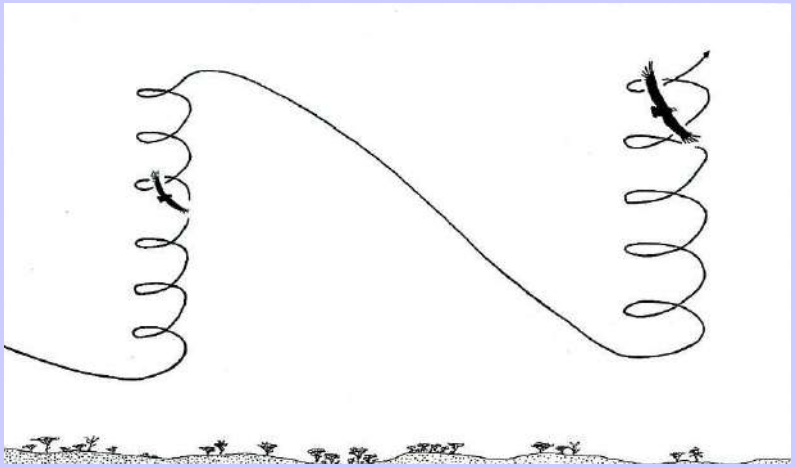


Les **tèrmiques** es formen amb temps assolellat sobre espais que s'escalfen més que l'entorn:

- Sobre vessants assolellades de serres i turons.
- Sobre capes de sòl que absorbeixen la radiació (sorra, pedra, vegetació seca...)
- Sobre nuclis urbans (generen calor pròpia).

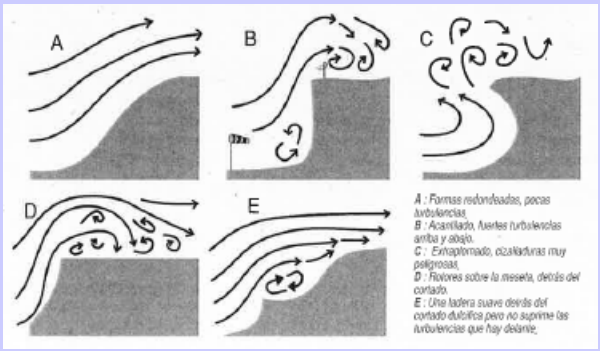
Vol amb les tèrmiques

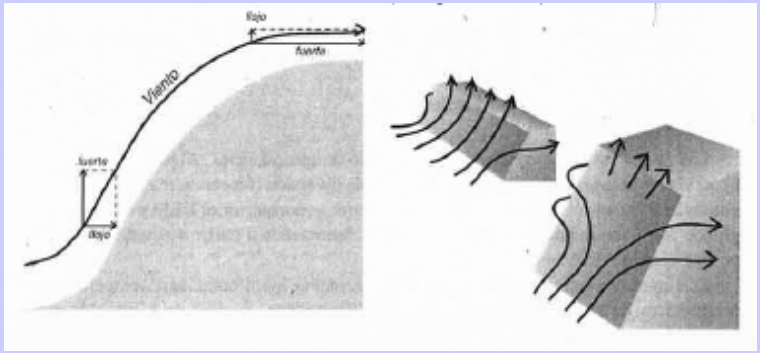


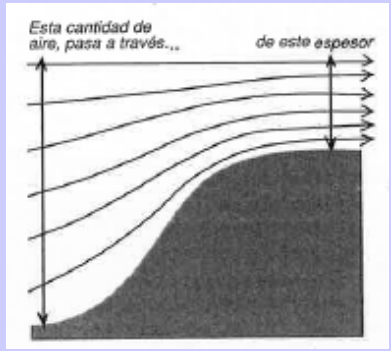


- Pot saltar una tèrmica cada ¼ d'hora.
- Velocitat d'ascens: 1-5 metres/segon (10m/s).
- La tèrmica permet fer petits i grans desplaçaments: agafar alçada i planejar (descens) fins la propera.

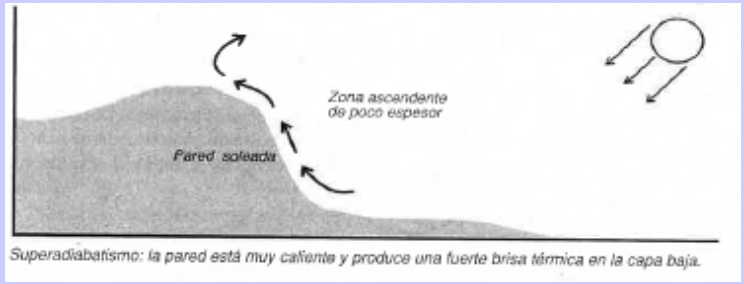
Vol amb vent de vessant (“ladera”)



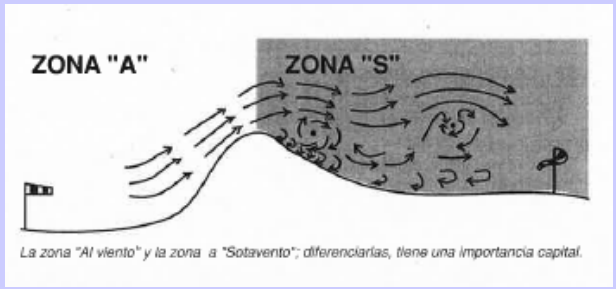




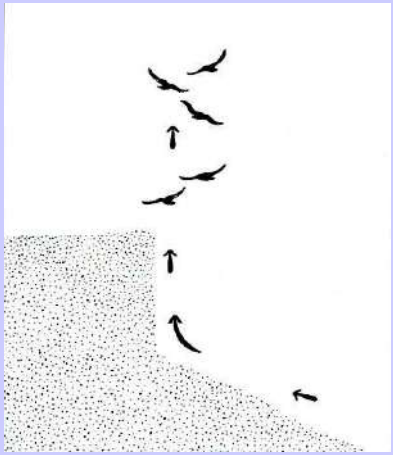
- El relleu força l’ascens del vent.
- La velocitat s’incrementa a la carena.



Superadiabatismo: la pared está muy caliente y produce una fuerte brisa térmica en la capa baja.



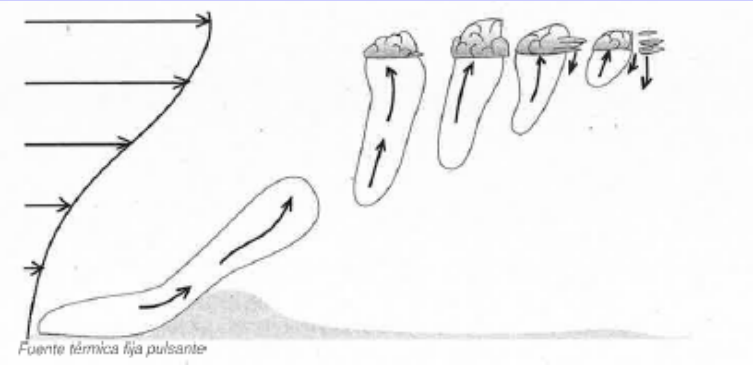
La zona "Al viento" y la zona a "Sotavento"; diferenciarlas, tiene una importancia capital.

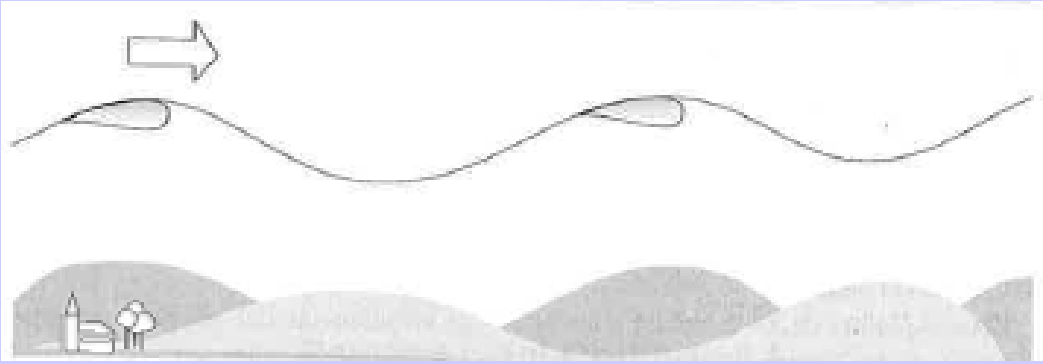


- Els ocells ascendeixen arrapats al vessant i **ressegueixen les carenes** (ascendència + visió dominant + tranquil·litat)

- A sotavent, l’aire cau i fa turbulències (desfavorable al vol).

Vol d’alçada

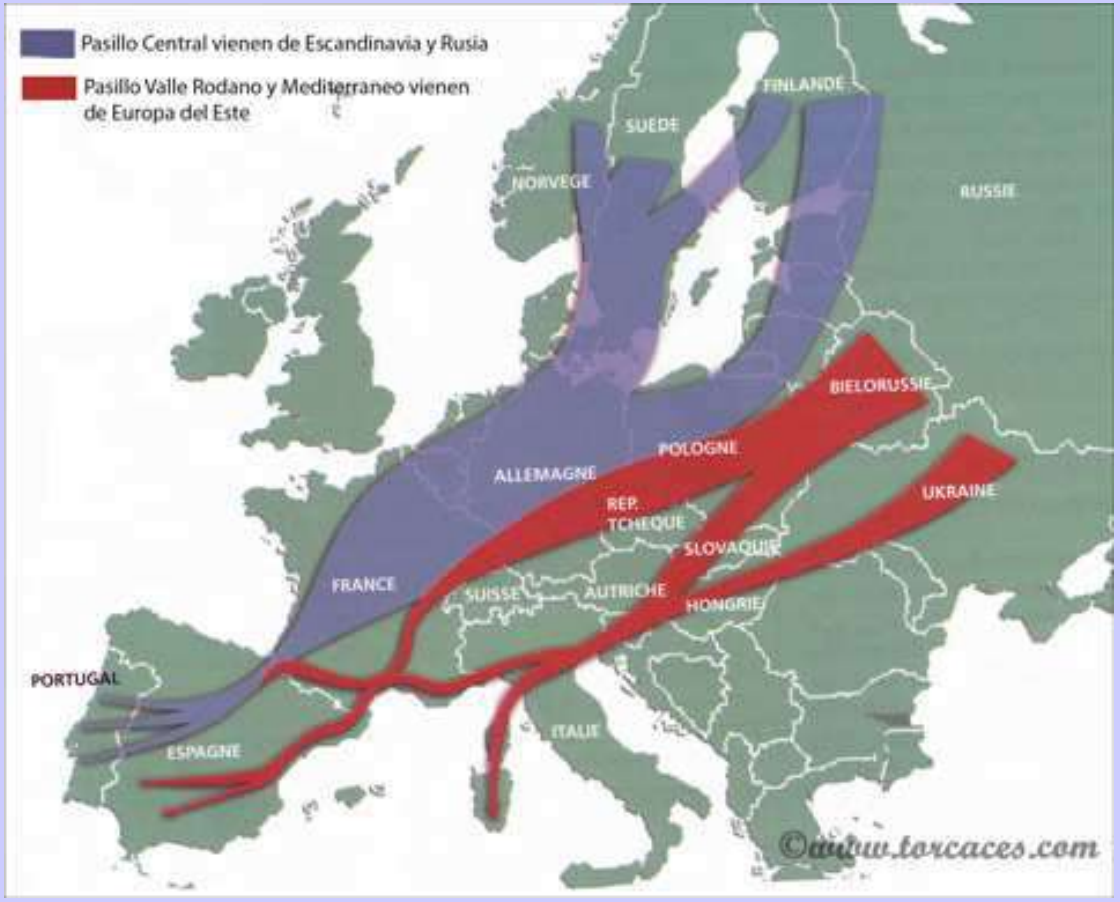




- Els ocells aprofiten els “carrers” de tèrmiques, les ones creades pels obstacles del relleu i el vent en contra per a ascendir.
- Utilitzat sobretot pels ocells migradors.
- Poden fer centenars de quilòmetres en un dia.

Les grans rutes migratòries

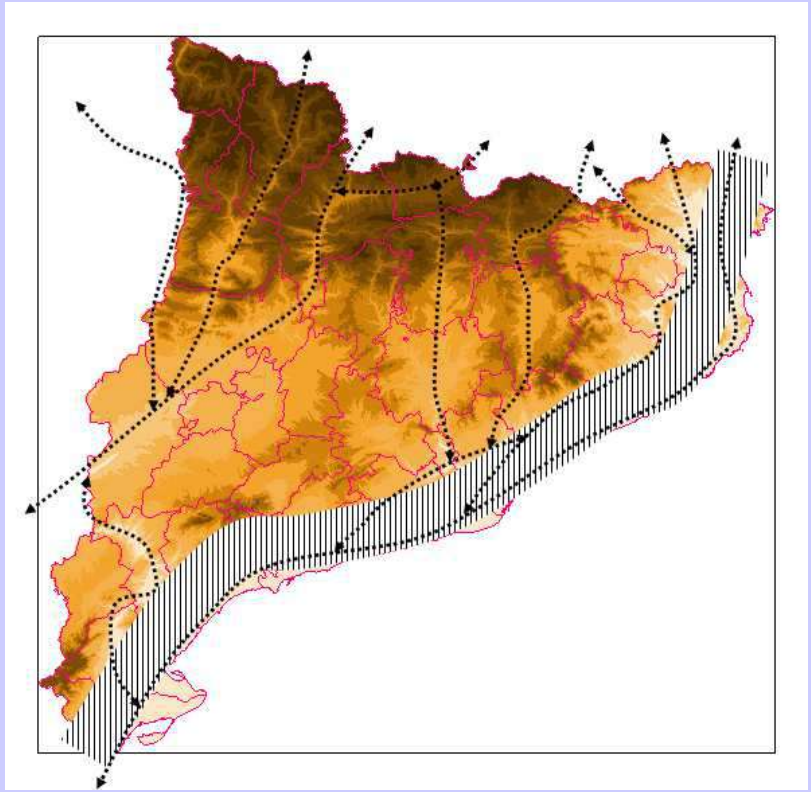




Milions d’ocells emigren a la primavera i tardor

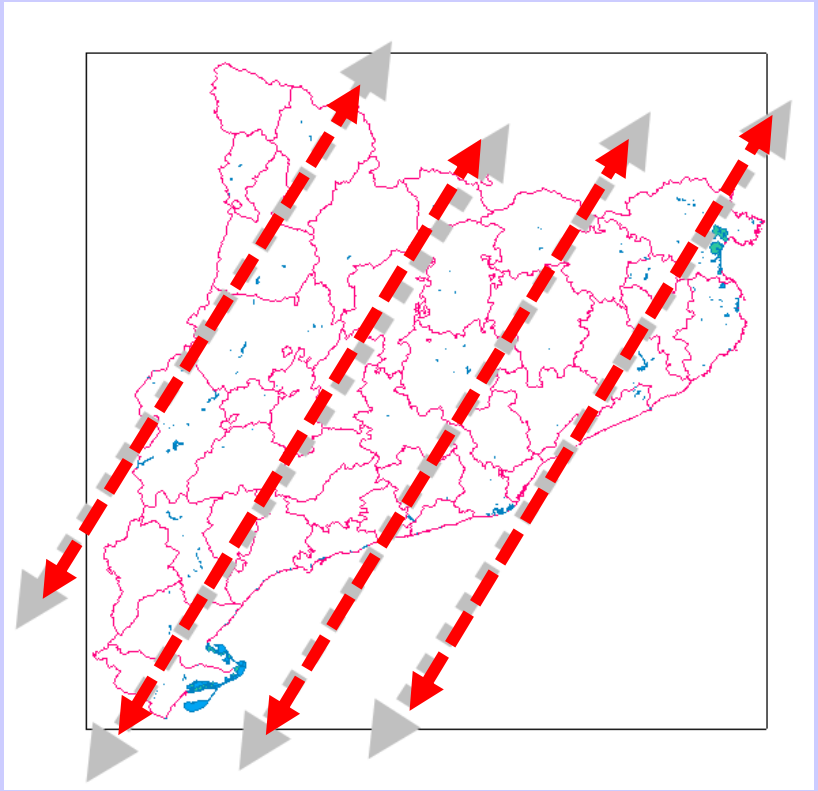
Rutes migrants diürns i nocturns





Diürns (GCA 2001)

Rius, serres, litoral

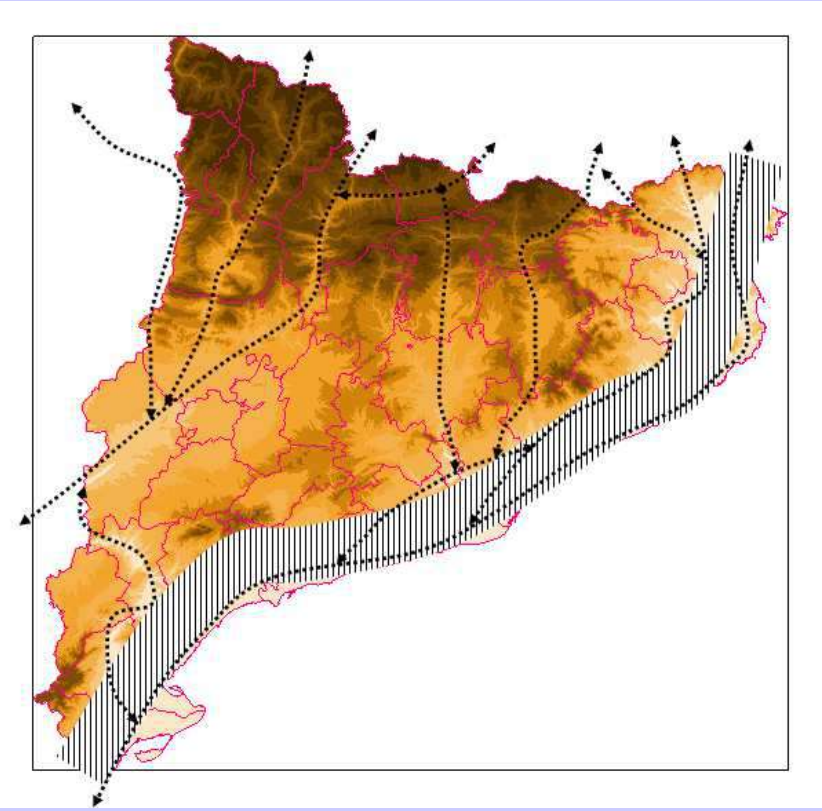


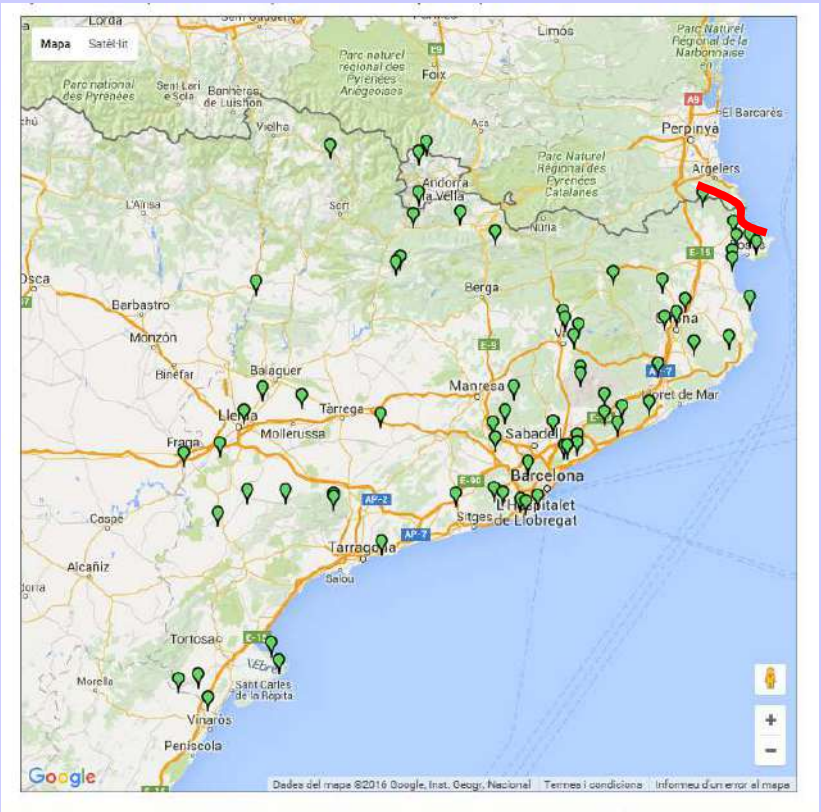
Nocturns (GCA 2001)

Font ampli a gran alçada

Estudis de migració pendents

Passen per tot arreu, però hi ha concentracions





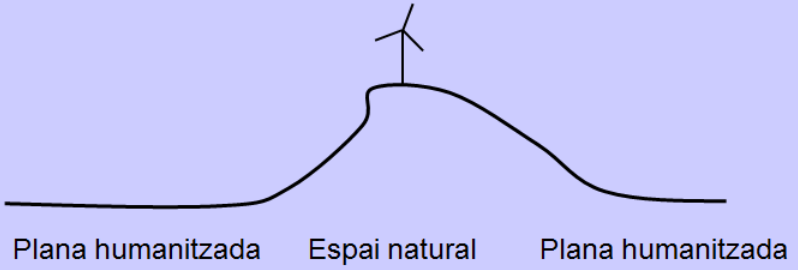
Mapa rutes migratòries
Indefinició en detall

Projecte Pernis (ICO)
Distribució xarxa aleatòria

- Cal programar un estudi seleccionant els punts

Impactes dels parcs eòlics a la fauna





Ubicació preferent dels PE: carenes ventoses

- Són zones marginals, d'escàs valor econòmic:
  - Adquisició barata
  - Ràpida amortització
- Necessàries pels ocells planadors (els seus camins).
- Espais naturals entre zones planes humanitzades.

Impactes dels parcs eòlics a la fauna







1- Mortalitat per col·lisió

- Disseny dels aerogeneradors
  - Prima l'estètica sobre l'impacte als essers vius?
  - Efecte visual enganyós (gran espai "lliure" entre aspes)
- Aspes tallants de 45-50 m, que giren a >200 km/h
  - 1'' per passar espai lliure
  - La col·lisió causa amputacions fatals
- No visibles de nit o amb boira
- Risc afegit accidents amb línies elèctriques d'evacuació

Impactes dels parcs eòlics a la fauna

Dades mortalitat per col·lisió

- **Europa**: 320 espècies d'ocells (rapinyaires, aquàtiques, estèpiques...) i 28 espècies de quiròpters.
- **Catalunya** (311 ex. loc. 2006-2015).
- Només alguns PE fan seguiment.
- No disposem d'estimes globals.
- En destaquem:

Quiròpters

- 27 rates pinyades comunes
- 15 rates pinyades de Cabrera
- 13 rat penats muntanyencs
- 9 rat penats de cua llarga

Ocells

- 29 voltors
- 2 àligues daurades
- 3 àligues marcenques
- 1 milà reial
- 1 xoriguer petit
- 36 falciots
- 12 aloses
- 11 cruixidells
- 10 tudons
- 10 perdius
- 10 orenetes cua blanca

Impactes dels parcs eòlics a la fauna

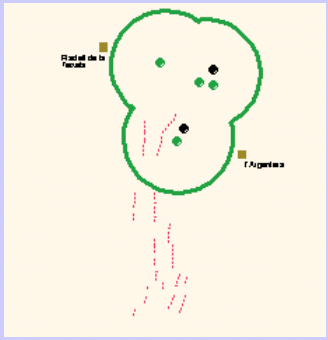
2- Ocupació de l'espai

- Destrucció de l'hàbitat i ocupació de corredors de vol.
- Algunes espècies els eviten.
  - Efecte buit total o parcial.
  - Buffer variable
- Gravetat de la pèrdua segons valor zona ocupada:
  - Sectors de cria o aliment
  - Passos migratoris, connectors entre sectors.
  - Efecte barrera i fragmentació d'espais vitals

Impactes dels parcs eòlics a la fauna







Ocupació de l'espai: el cas de l'àliga cuabarrada

El precedent del PE Trucafort (1997)

- Afectació plena del sector de cria i l'EIN.
- Es desconeixia el risc de col·lisió en l'espècie (alt en línies elèctriques).
- No s'admet fer radioseguiment previ.
- Els autors de l'estudi previ d'avifauna no es mullen (CSIC-UB).
- Autoritzat amb informe desfavorable (reubicació parcial fora sector cria).
- Resultat: **desaparició de la parella d'àligues.**

Impactes dels parcs eòlics a la fauna



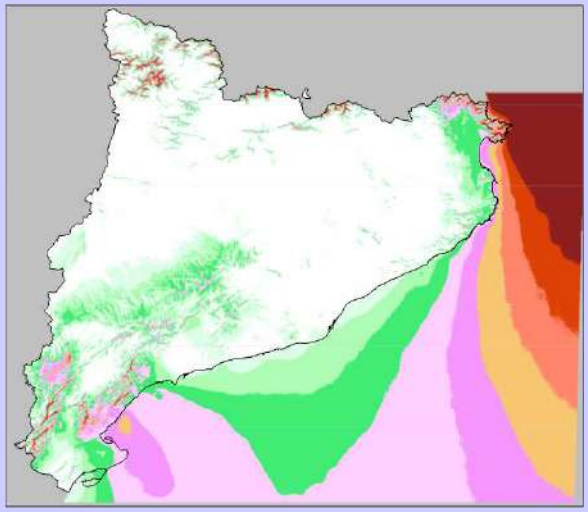


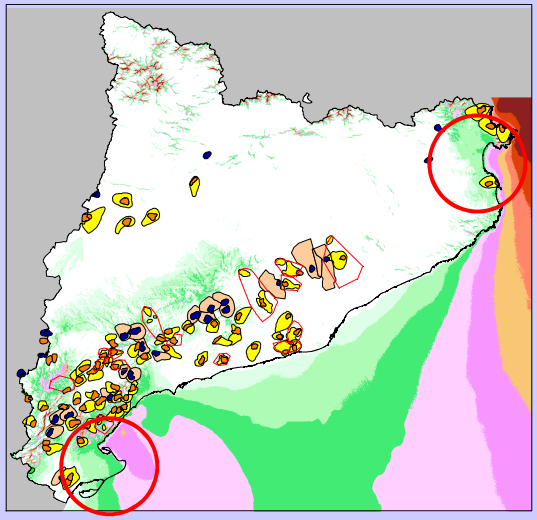
Pistes d’accés

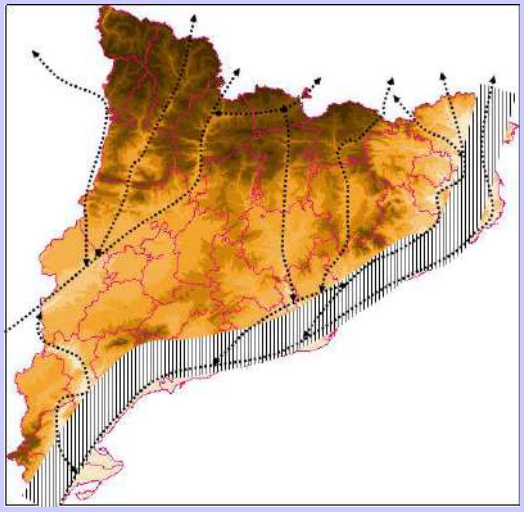
3- Pertorbacions per freqüentació de llocs abans molt tranquils: abandó de nius i refugis, fracàs reproducció.

4- Atropellaments i fragmentació hàbitat esp. terrestres.

Mapa de vents



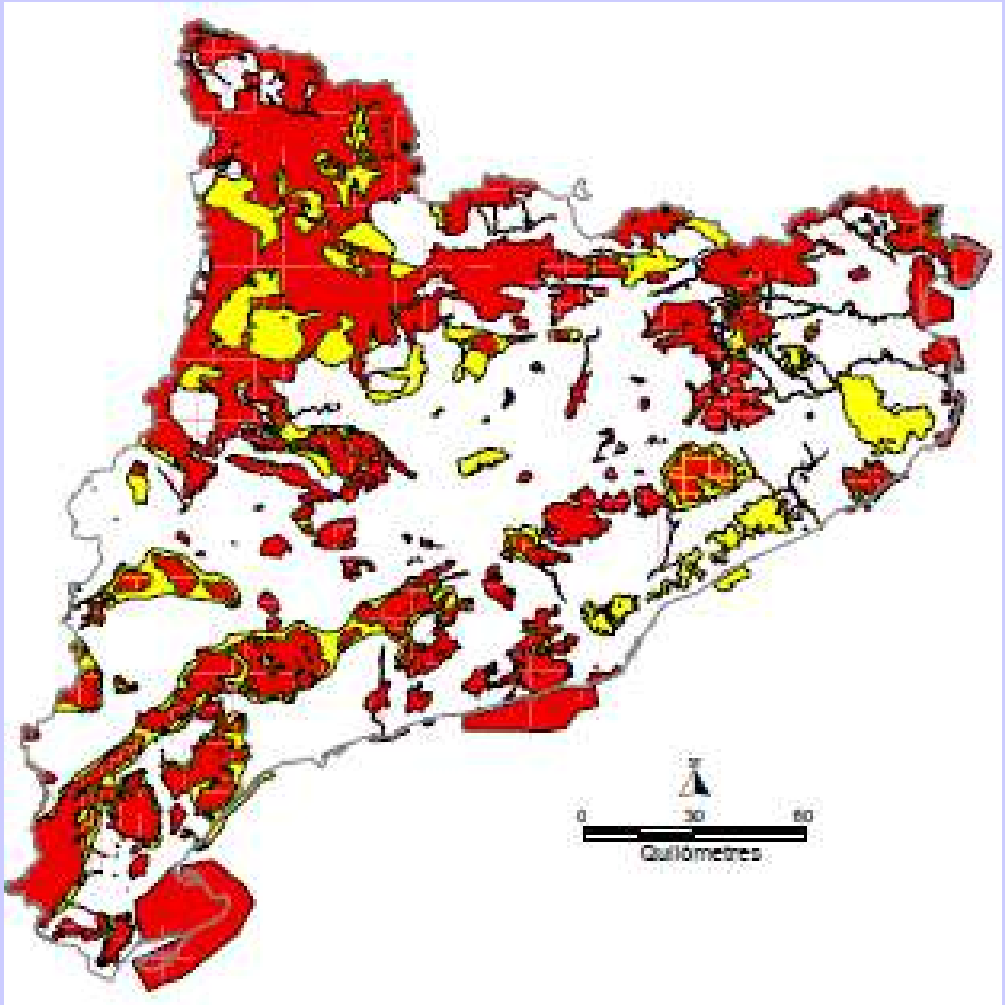




Zona òptima: quadrant sud-oest i Empordà

- Àliga cuabarrada (VU)
- Zones humides (Delta i Aiguamolls)
- Rutes migratòries.

Mapa eòlic



Zona incompatible
Inclou la majoria de sectors crítics i les ZEPA.

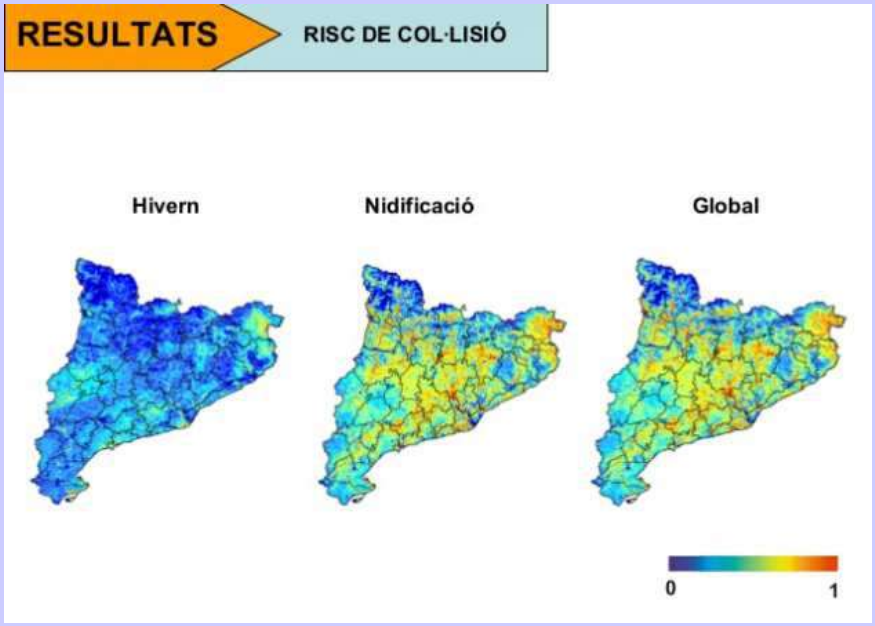
Zona condicionada
Inclou només part dels espais vitals.
No es va acceptar radi 15km entorn nius esp amenaçades.

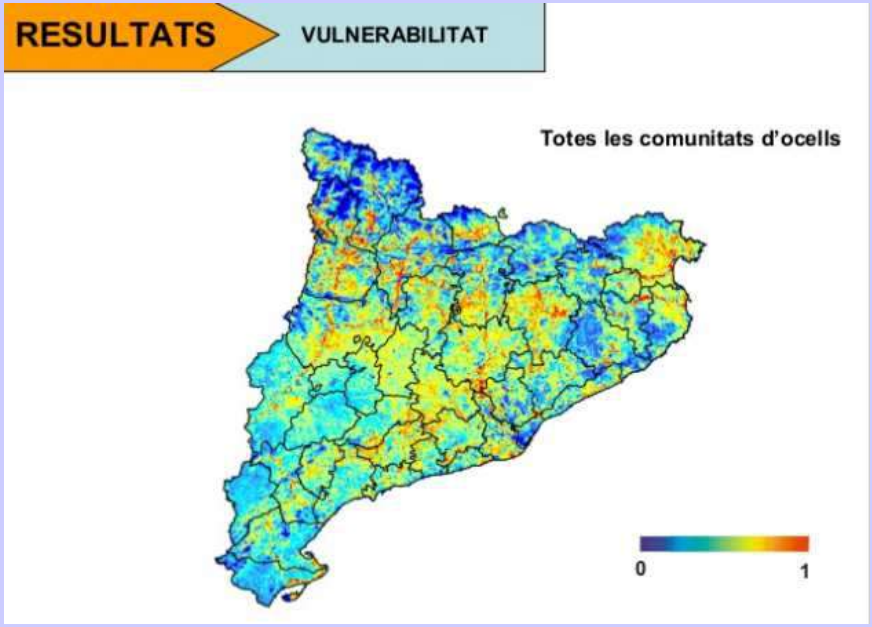
Avaluació prèvia

- Mapa eòlic (zones incompatibles)
- XN2000 (a evitar...)
- Capes SIG fauna i flora amenaçada (espècies vulnerables als PE)
- Índex Eocell per diversitat d'espècies (diapo següent)
- Altra informació disponible de les espècies afectades (EIA, estudis previs...)
- Si cal informació no existent, **requerir-la al promotor**

Índex Eocell (ICO)

Mapa alta resolució (1x1km) valors d'afectació avifauna als parcs eòlics

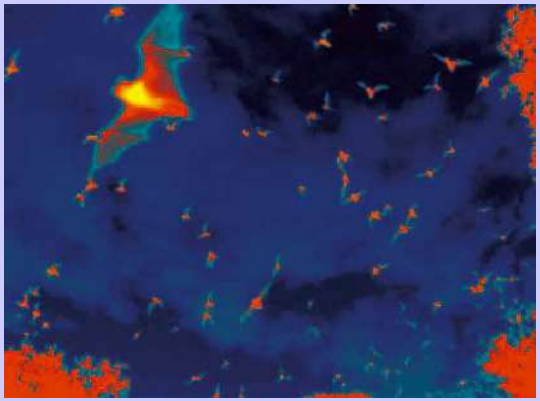


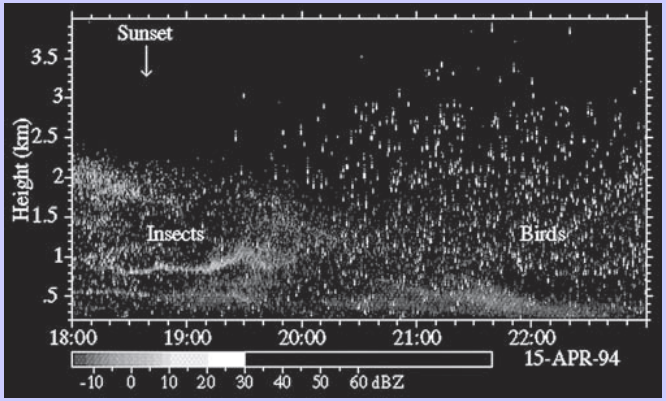


Atenció: no té en compte la presència **prioritària** d'espècies amenaçades i/o molt vulnerables als PE (sectors en blau!):

- Trencalòs i voltor
- Àliga cuabarrada i àliga daurada
- Gall fer i perdiu blanca...

Avaluació prèvia







Estudis a requerir:

- Presència fauna in situ (avifauna, quiròpters...)
  - Prospecció in situ (cens, transectes)
  - Quiròpters: detecció ultrasons, control cavitats properes
- Mobilitat avifauna
  - Visual (migratòries, voltors i altres residents no amenaçats...)
  - Radioseguiment (grans rapinyaires amenaçades o que poden afectar lateralment a les amenaçades)

Avaluació prèvia

Tenir en compte la **dificultat d'evitar accidents** amb els "*molins actuals*". Mesures més segures:

- **Reubicar** els aerogeneradors crítics.
- **Aturar** l'aerogenerador en situacions de risc:
  - Momentània:
    - Detecció visual (cost personal)
    - Amb radar (cost material) o càmera (en estudi):
  - Dies de risc: dies de pas (pèrdua producció)

El problema del disseny





Els models tradicionals eren inofensius

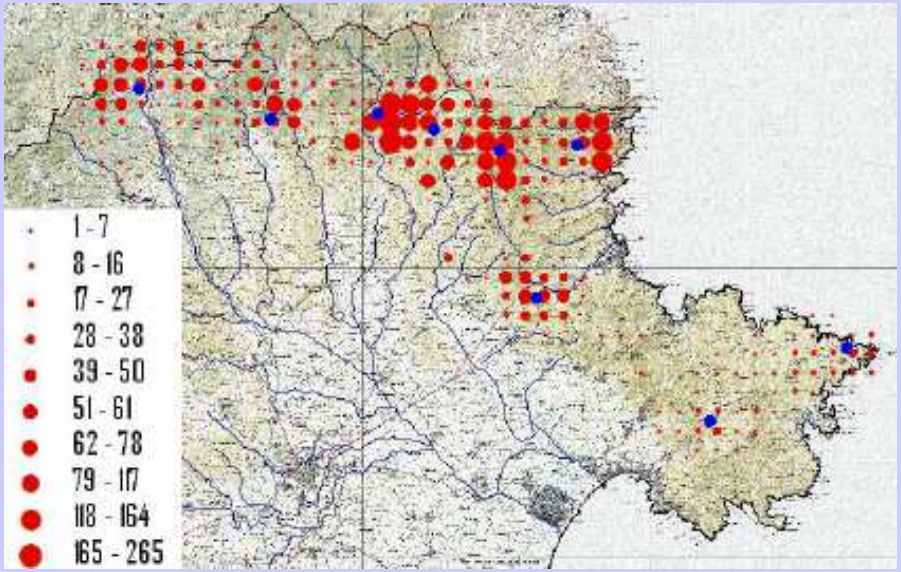




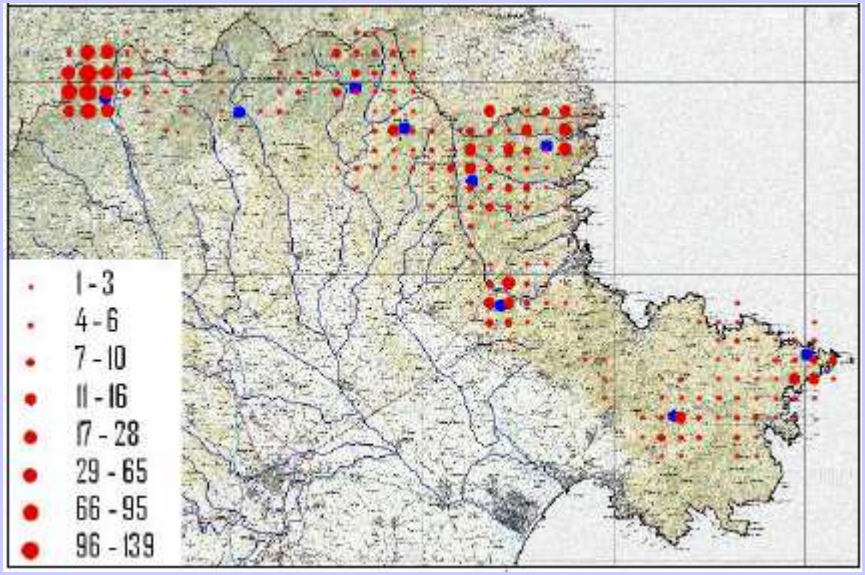
Model actual fatal Dissenys alternatius menys perillosos

Cal avançar en la recerca de models d'aprofitament de l'energia eòlica **que no siguin letals**.

Presentació resultats estudi mobilitat Visual



Prenupcial



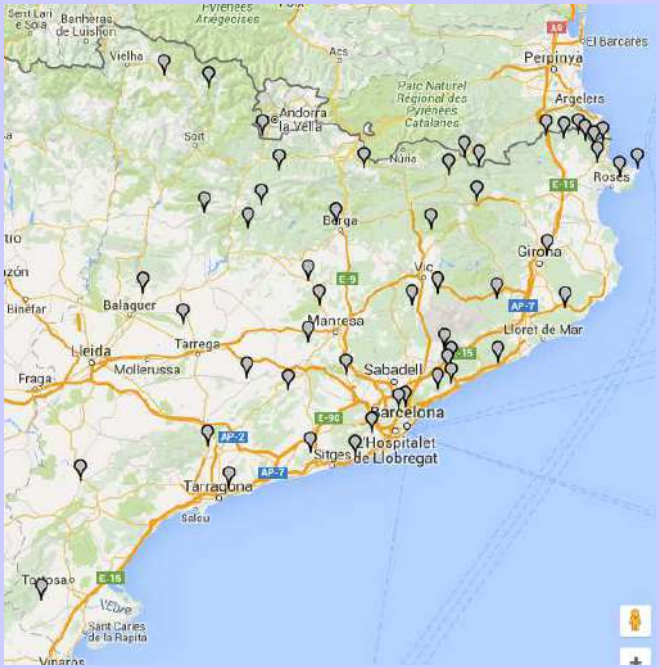
Postnupcial

Estudi migració a l'Empordà (encarregat al ICO)

- Seguiment simultani 9 punts
- Determinació passos més importants.

Calen més estudis així per a definir les **rutes de pas**.

Presentació resultats estudi mobilitat Visual



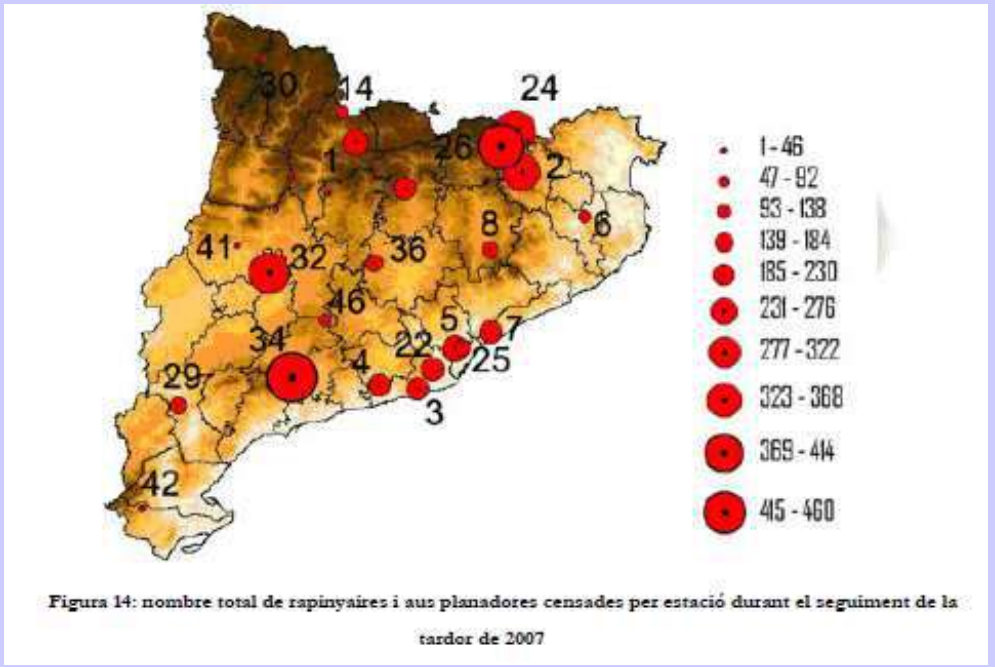
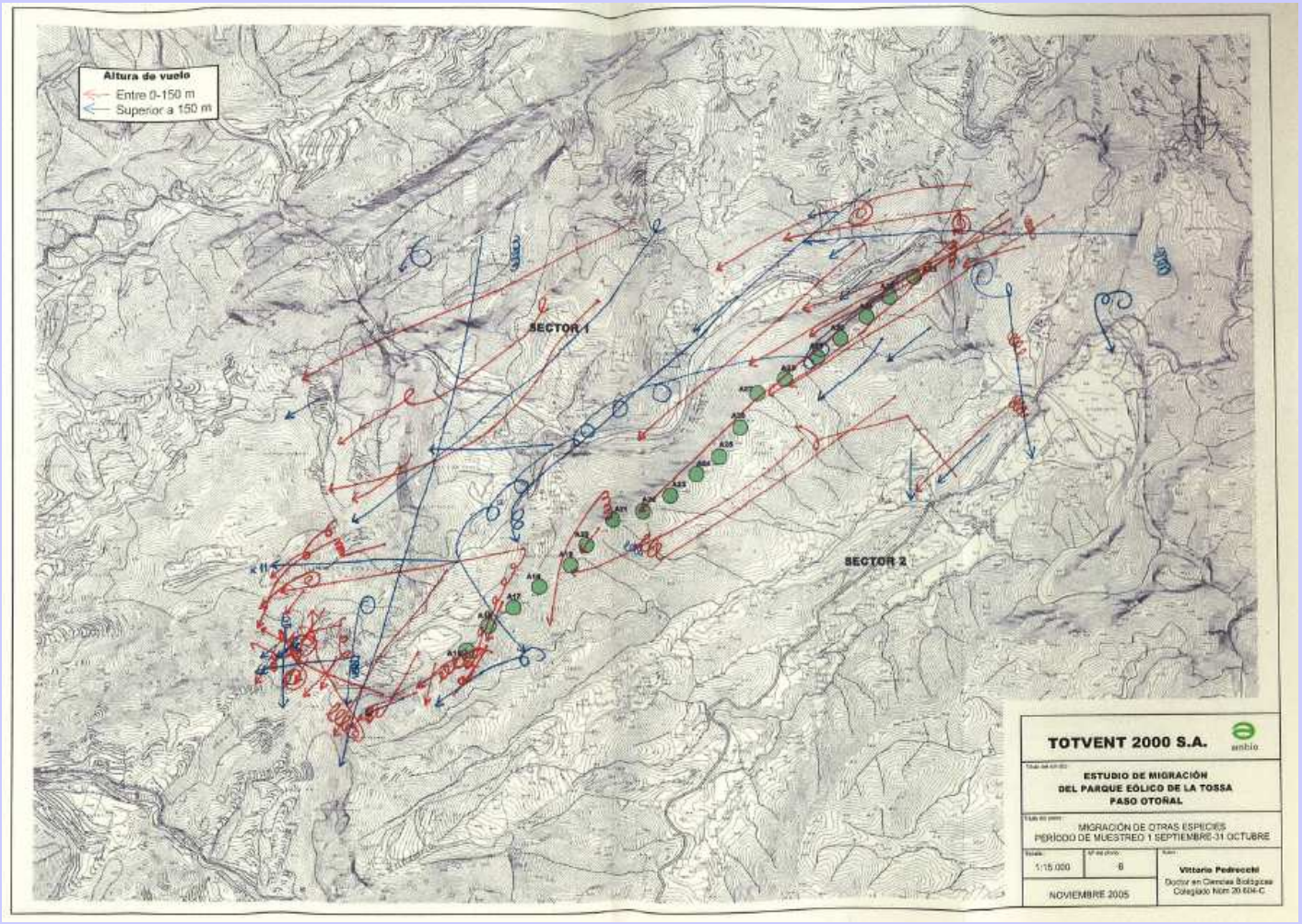


Figura 14: nombre total de rapinyaires i aus planadores censades per estació durant el seguiment de la tardor de 2007

Pernis: estacions de seguiment migratori (ICO)

- Xarxa insuficient i irregular.
- Cal ampliar la xarxa per a definir les **rutes de pas**.

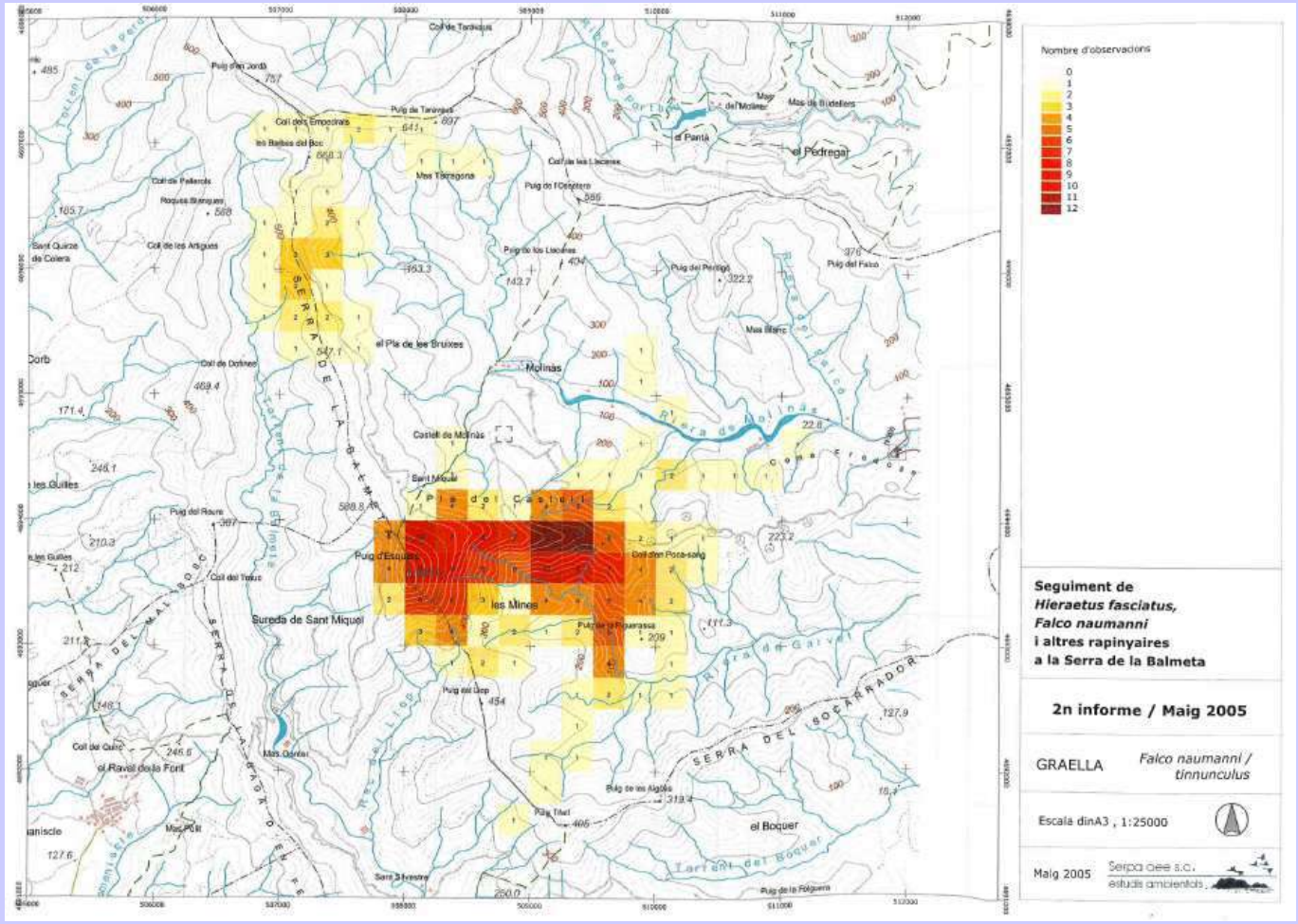
Presentació resultats estudi mobilitat Visual



Observacions lineals en vol

Permet visualitzar trajectòries i riscos in situ

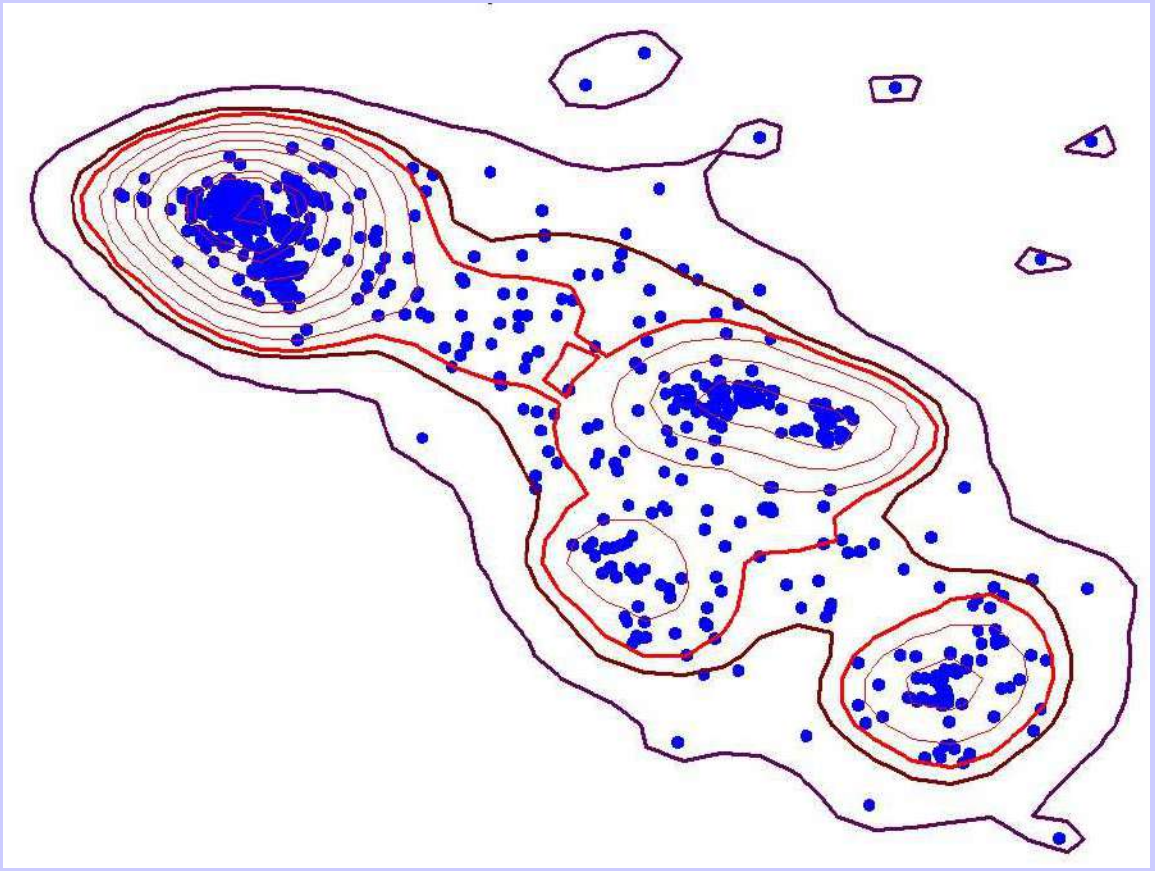
Presentació resultats estudi mobilitat Visual



Nº d'observacions per quadrícules 1x1

Permet ràpida visualització sectors més visitats

Presentació resultats estudi mobilitat
Radioseguiment, espai vital



Localitzacions i kernels de probabilitat.
Visualització de les localitzacions de vol i posadors
Definició fiable i objectiva dels sectors més utilitzats.

Avaluació de projectes: exemple amb l'àliga cuabarrada

- La informació para avaluar-los ha de ser **rigorosa i objectiva**.
- La metodologia dels estudis ha de ser **estandaritzable i poc manipulable**.
- Atès que la decisió final sol ser política, els informes tècnics s'han de basar en **criteris clars, lògics, ferms i defensables** (davant del promotor, el director general, el jutge...)**.**

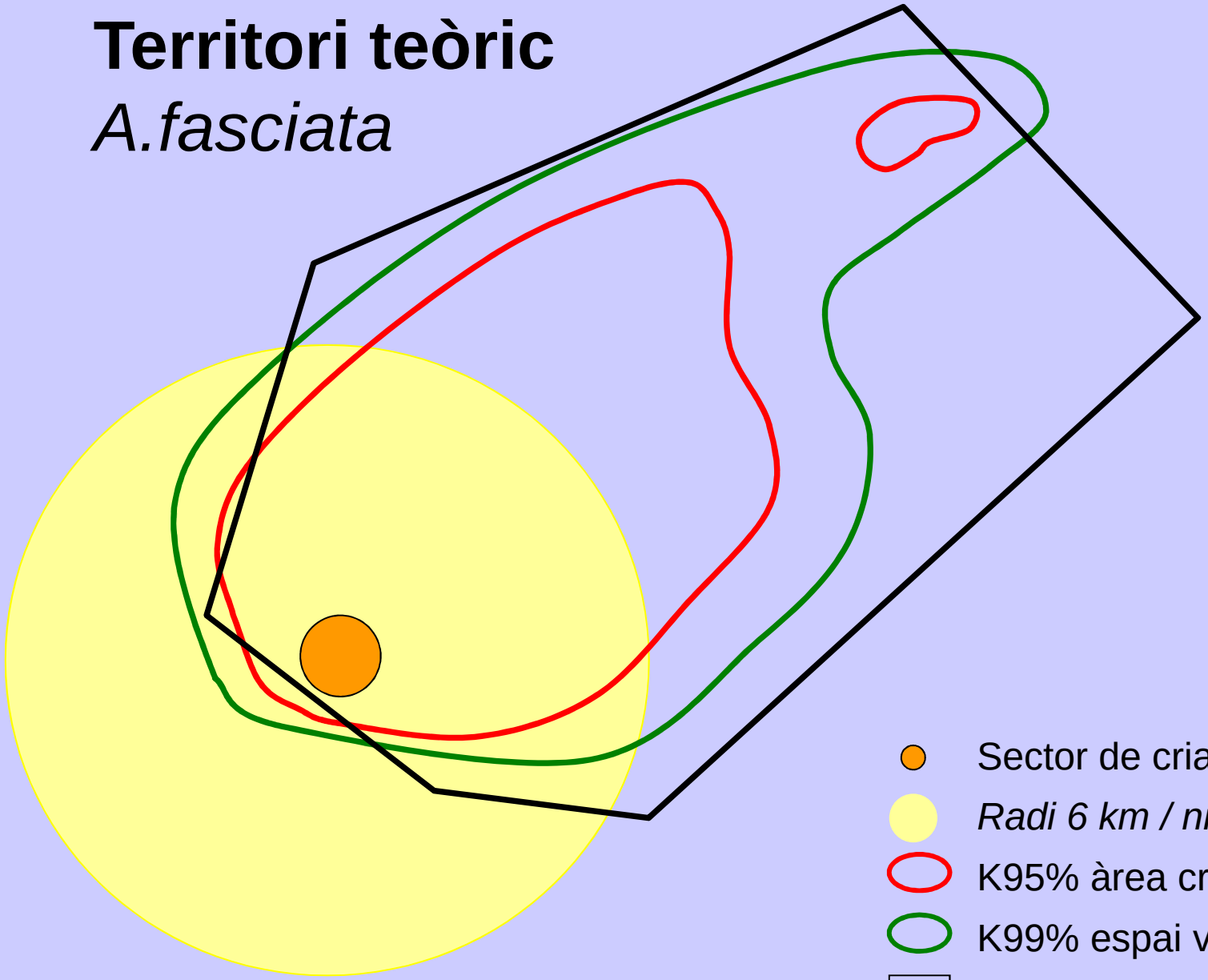
Definicions i conceptes utilitzats

- **Sector de cria**: radi 1 km / nius, adaptat a l'entorn i les visuals.
- **Espai vital**: k 99% (no MPC)
- **Àrea crítica**: K 95% dins radi 6 km, i K 90% >6km (definició segons art. 3.2 Ley 42/2007 Patrimonio Natural y Biodiversidad).
- Metodologia representació espai vital (veure més endavant).

Importància de l'**aportació científica** en la definició de conceptes, però pensada per a la **gestió**.

Territori teòric

A.fasciata



Sector de cria (r 1km / niu)

Radi 6 km / niu

K95% àrea crítica

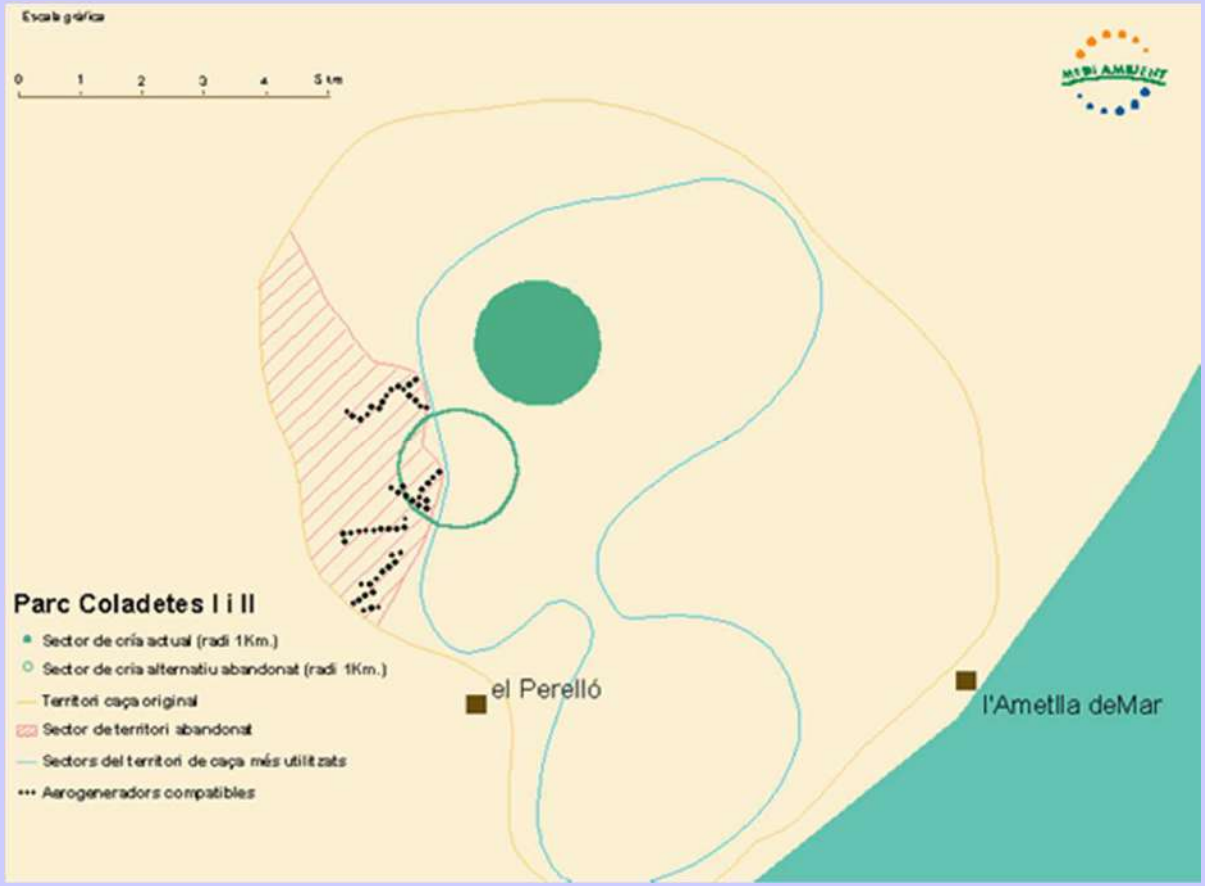
K99% espai vital

MPC 100%

Radioseguiment de la parella afectada
Imprescindible per a avaluar projectes:



Resultats en PE en funcionament



1- PE Colladetes (Enervent)

- Abandó de l'àrea afectada pel PE (retall: efecte buit) +
Risc col·lisió mínim o inexistent

Radioseguiment **1998-99** (pre-PE)



2- Projecte PE Rubió

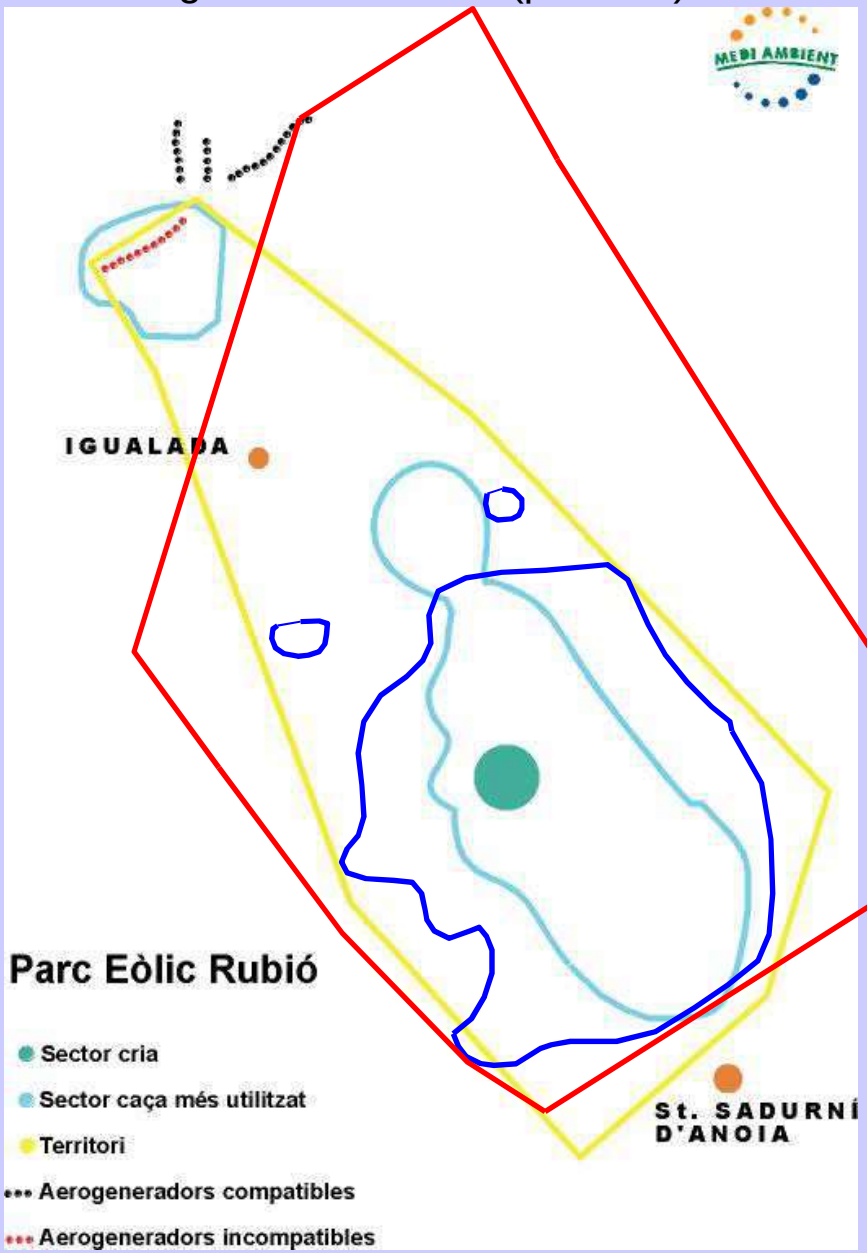
- Afectació sector de caça **K 80%** a 18 km del niu (radioseg. antic).

- Una alineació incompatible (el promotor no renuncia)

- Autorització **condicionada** a radioseguiment i a aplicació (que hauria de ser **prèvia i exitosa)** de mesures compensatòries dins radi 6 km/niu:

  - Refugi de caça
  - Vedrunes
  - Colomars

Radioseguiment **2005-07** (post PE)



Resposta de las àligues a la construcció del PE Rubió (EHN)

Prèvia a l'aplicació de mesures compensatòries

- **Abandó polígon afectat** (radio: 2 km / aeros, ef. buit).

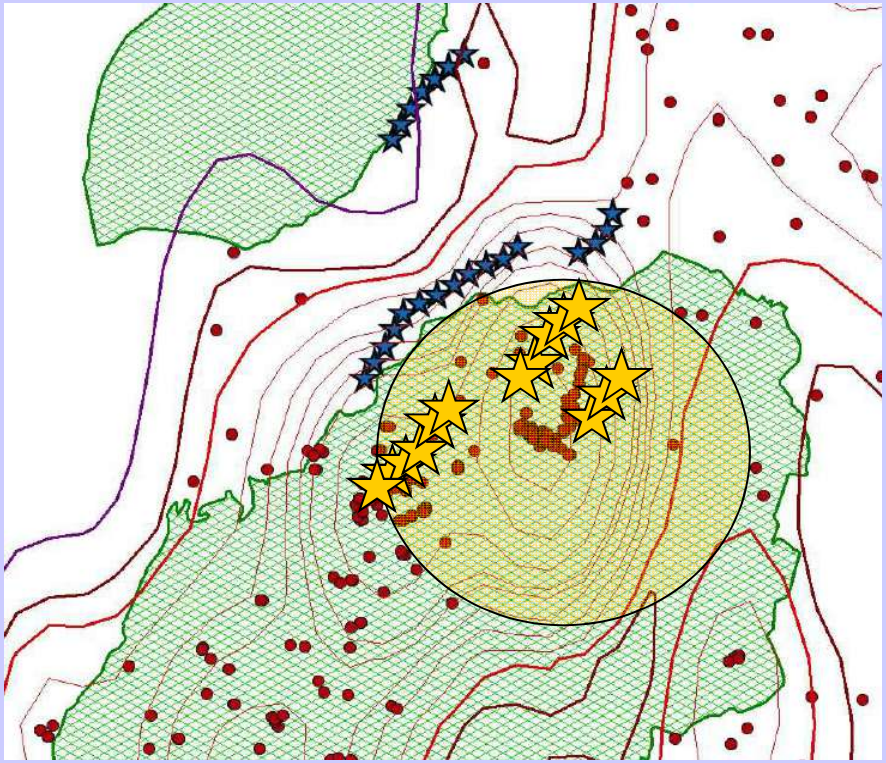
- **Increment 33% superfície K 95%:** de 87,4 km2 a 112,8 km2 (pèrdua qualitat territori).

- Ampliació del territori més proper al niu però **més humanitzada.**

- Manté èxit reproductor.

3- Resposta al PE Tortosa (Terranova E.)

- Localitzacions
- Radi 1km niu
- Aeros anul·lats
- Aeros construïits



-Després aprovació PE es localitza niu **parella desconeguda** (estudi visual avifauna preconstrucció).

- **S'anul·len 14 aerogeneradors** dins sector cria (radi **1km**) i realitza seguiment visual (excel·lent resposta promotor malgrat autorització PE).
- **Es manté la parella i es reprodueix**.
- Radioseguiment posterior ICRA: **efecte buit/ barrera.**

4- Resposta al PE Coll Garganta

% loc radi aero	1000m	500m	250m
Abans PE	8,8%	3,0%	1,7%
Després PE	3,2%	0,4%	0,0%

Superf MPC

abans PE (2 estudis)	48 i 64 km2
després PE (sense mesures compens.)	2.959 km2 (**x46!**)
després PE (amb mesures compens.)	79 km2

Sup Kernel	Abans PE	PE no mc	PE + mesures c
K90%:	17km2	28km2	25 km2
K99%:	48km2	120km2	50 km2

Conclusió efectes dels Parcs Eòlics sobre l'àliga cuabarrada



Dist. aero/àliga: 6 km. Copyright: A. Borau

Col·lisió:

- Un sol cas conegut per boira contra el pal (Andalusia).

Efecte buit (n:3):

- Efecte barrera.
- Abandó de las àrees (de cria o vitals) ocupades pels parcs eòlics:

1- Sector cria

- PE a **menys d'1 km** / niu: **abandó del territori sencer**.
- PE a **1 i 1'8 km** / niu: **tolerats**, èxit reproducció.

Manté ús posadors sector cria a 750 m aeros.

2- Espai vital

- **Abandó** polígon sencer (2 km/aero), retall espai vital.
- **Ampliació territori a zones desfavorables sense protecció.**

Criteris d'avaluació dels PE que afecten a l'àliga

Territorios compactos

Sector cria
Radi 1km

Radi 6km
Bosch 2004

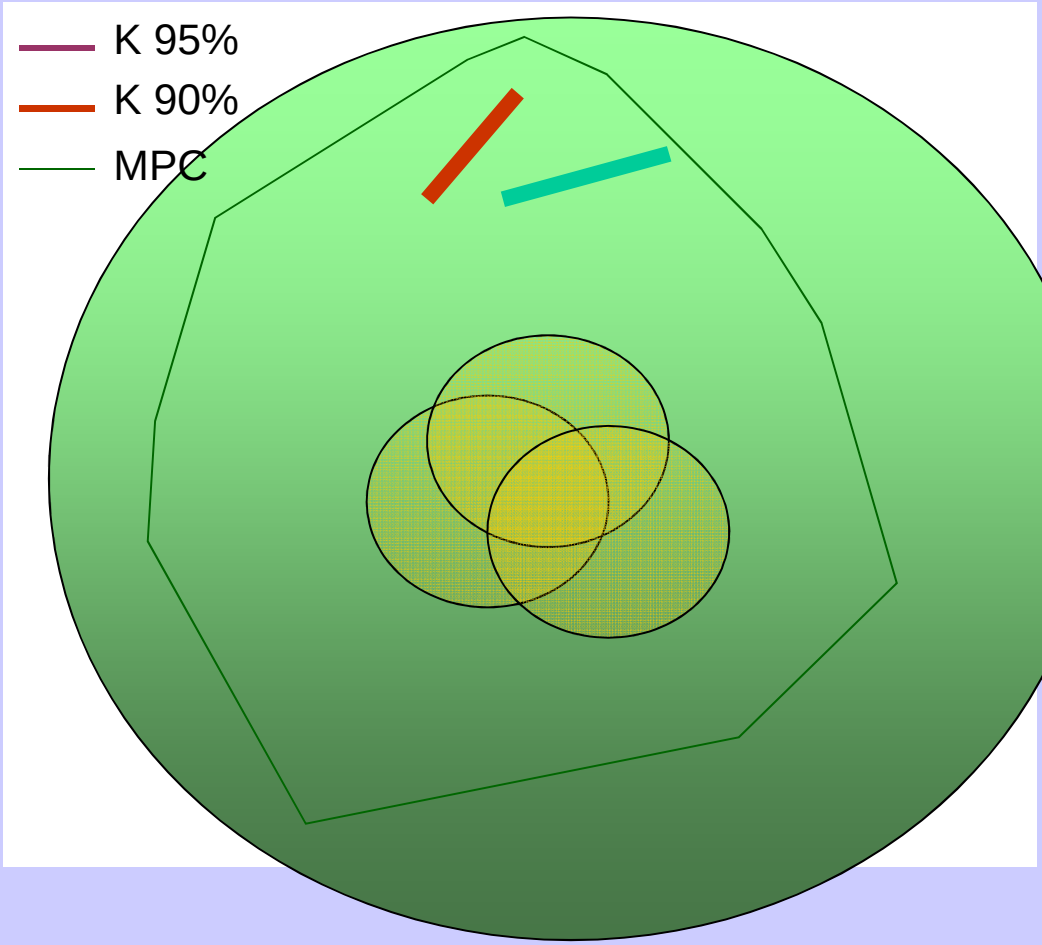
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*espai vital*)
- Incompatible dins ZEPA.
- Evitar efecte barrera.
- Mesures compensatòries.

Kernel 95%
- Incompatible dins radi 6 km.

Kernel 90% (à*rea crítica*)
- Incompatible.



Criteris d'avaluació dels PE que afecten l'àliga

Territoris atomitzats

Sector cria
Radi 1km

Radi 6km
Bosch 2004

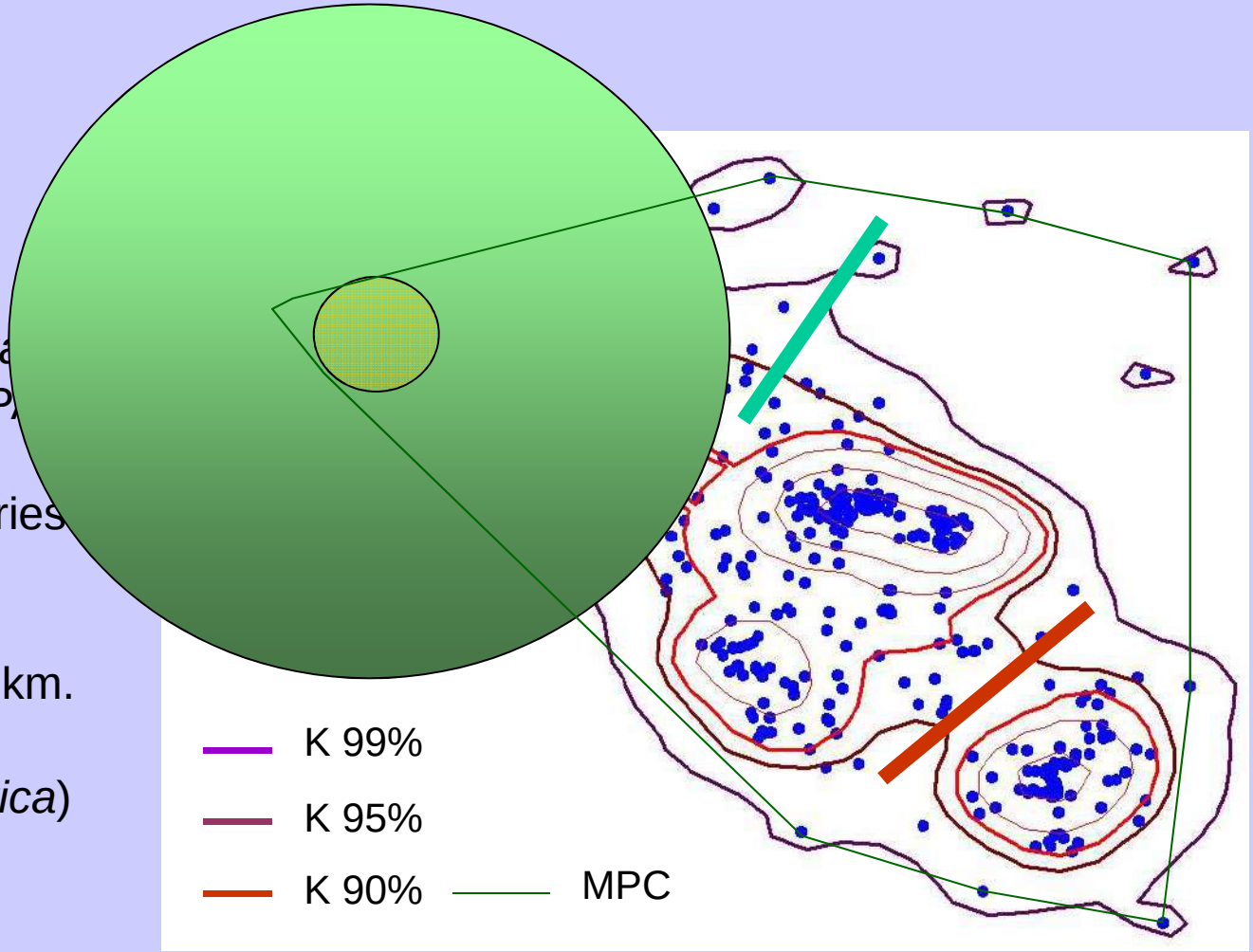
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*espai vita*
- Incompatible dins ZEP
- Evitar efecte barrera.
- Mesures compensatòries

Kernel 95%
- Incompatible dins r. 6 km.

Kernel 90% (*àrea crítica*)
- Incompatible.



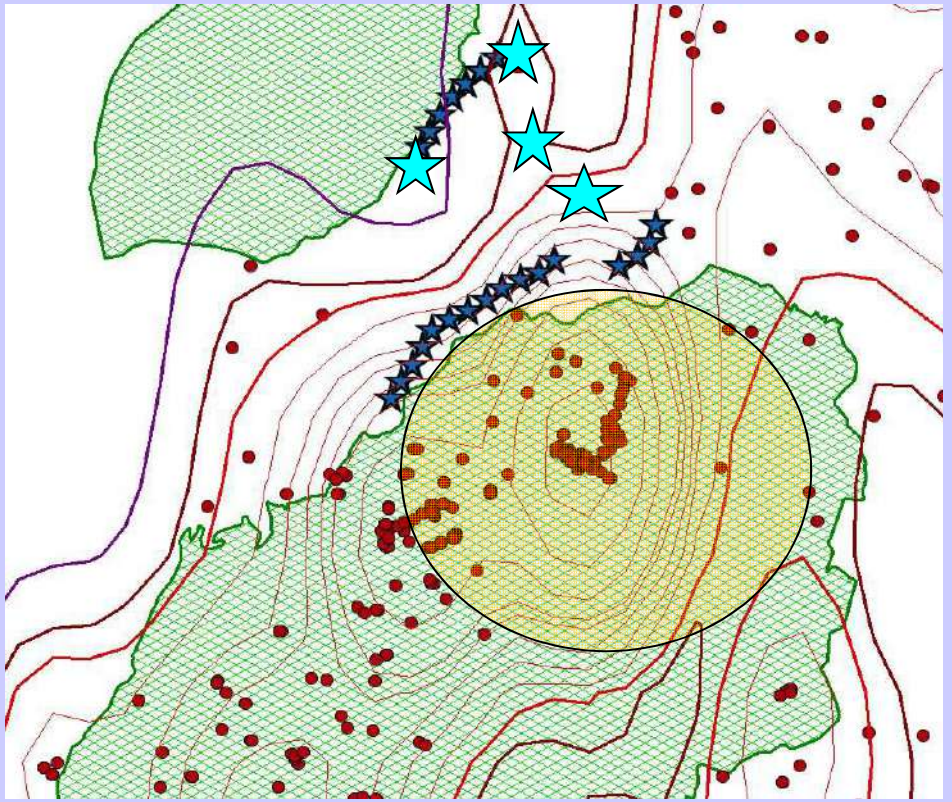
Dificultats del mètode

Localitzacions

Radi 1km niu

Aeros instal·lats

Sol·licitud ampliació



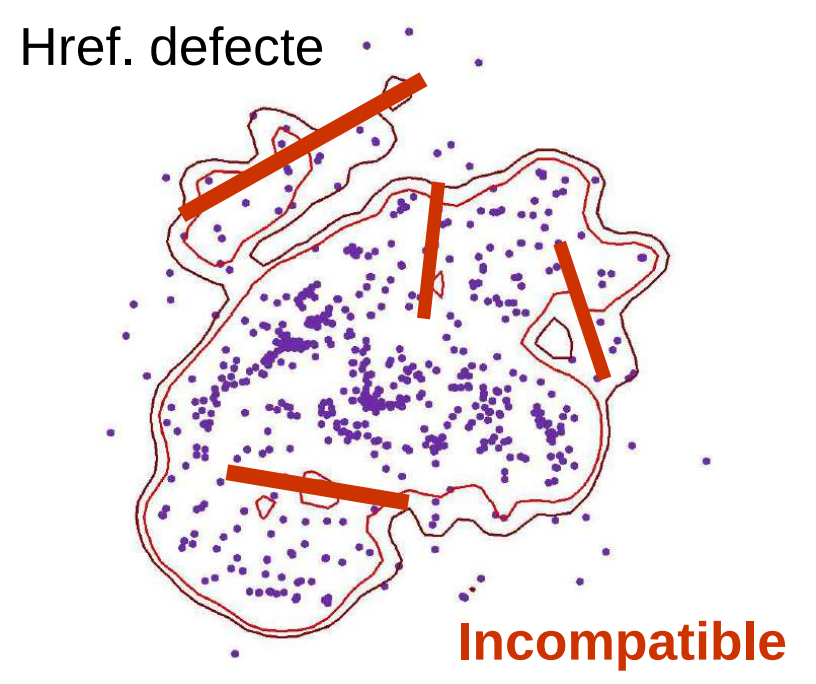
- Sol·licitud **ampliació** dins del K95 y 90%

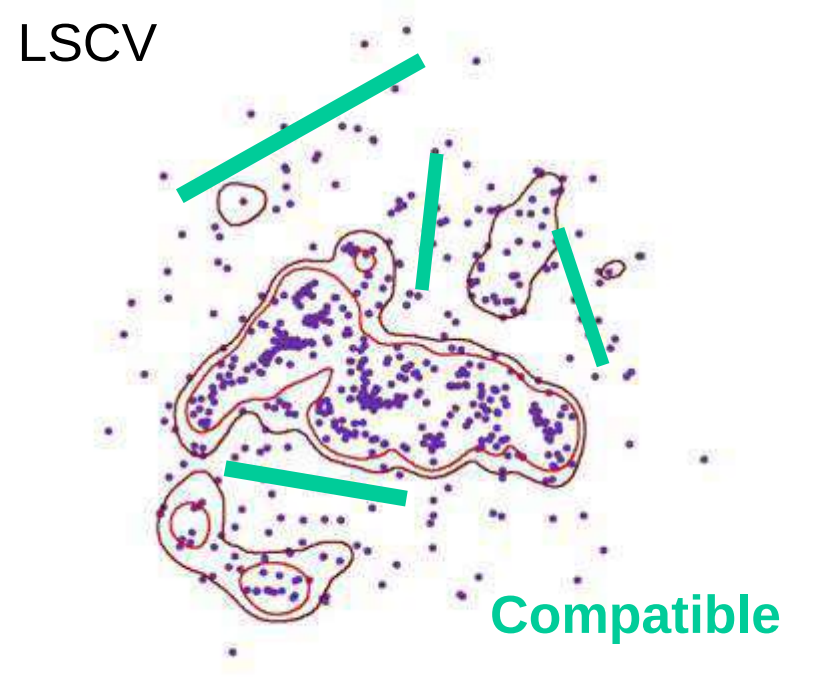
- Situació **darrera barrera aeros ja construïts**, en zona no utilitzada per les àligues.

- El pes excessiu del sector de cria impediria l'ampliació.

- Disposar de les **localitzacions** permet avaluar el detall.

Necessitat d'una metodologia fixa i adequada a la necessitat de gestió





Representació kernels 95 i 99% amb mètodes diferents.

- Mateixos resultats / diferents conclusions.
- Risc de conseqüències nefastes per las àligues.
- El K 99% ha d'englobar la majoria de localitzacions.

A tenir en compte...

- Corregir excés de pes del sector de cria quan sigui necessari i estigui molt justificat (niu en un extrem, marge seguretat mínim 1 km)
- Avaluar espai vital hivernal amb anàlisi separat (poques localitzacions GPS)
- No admetre mesures compensatòries abans de l'estudi previ (desvirtuarien i falsejarien el resultat)
- Atenció a projectes que afecten parelles veïnes d'àliga daurada (competència, desplaçaments cuabarrada…)
- Atenció al estrenyiment per parelles veïnes (cuabarrada o daurada)

Metodologia radioseguiment estàndard

- Un **any sencer previ** a l'autorització (cicle anual).
- Seguiment parella, o al menys del **mascle**.
- Satèl·lit **GPS** preferible a seg. terrestre (més objectiu i imparcial, més localitzacions)
- Localitzacions independents:
  - **Freqüència**: 1 / hora
  - **Horari diürn**: sortida sol +1h / posta sol
  - **Posadors nocturns**: horari contrari
  - **Seg. Terrestre**: 1 dia / setmana mínim
  - **Seg. Satèl·lit GPS**: tots els dies

Presentació dels resultats

(*part del protocol en estudi)

- Informe-separata firmat per l'autor.
- Representació Kernels:
  - **20**, 50, 60, 70, 80, **90, 95** y **99%**
  - Fixed kernel (ni Adaptative kernel ni Core Weighting Kernel,…)
  - Factor suavització (H):
    - Href. por defecte (no LSCV)
    - Factor correcció 0,6, variable? (*)
    - La H resultant no ha de superar els 1.000m, i el k99% dibuixar un sol polígon.

Presentació cartogràfica dels resultats

- 1 mapa MPC amb TOTES les localitzacions obtingudes (inclosos outlayers).
- 3 mapes amb els kernels i les localitzacions independents utilitzades:
  - **1 mapa total anual complert, diferenciant posadors diürns i nocturns de la resta.**
  - **1 mapa total anual excloent K20% sector cria** (-pes).
  - **1 mapa hivernal nov-gen** (per a compensar manca de loc. GPS).
  - Dibuix kernels: isolínies sobre topogràfic, fons transparent. K 95 i 99% més gruixut i color diferent.
  - Paper Din A3, escala adaptada a superf. MPC i K99%.

Balanç final

Projectes de PE presentats dins espai vital àliga cuabarrada

37 - 40 territoris ocupats afectats **(54-59% població)**
10 - 11 territoris abandonats afectats **(40%)**

De 22 projectes de PE amb risc d'afectació:

7 compatibles després radio-seguiment i/o reubicació

9 incompatibles desestimats

- 1 en sector de cria (cap presentat després aprovació mapa eòlic)
- 8 en espai vital

6 incompatibles aprovats (només 2 construïts)

- 2 aprovats anys 90 dins sector de cria (efecte crític)
  - **1 construït** (territori abandonat).
  - 1 en ZEPA (no construït)
- 4 aprovats dins espai vital (K 90%)
  - **1 construït**, 3 pendents (1 en ZEPA)

+ Nombrosos projectes pendentes de resolució

Informe final d'un projecte

- **Incompatible**
- **Compatible** sense mesures addicionals
  - Seguiment mortalitat
- **Compatible amb mesures correctores**:
  - Reubicació aerogeneradors
  - Aturada en situacions de risc
- **Compatible amb mesures compensatòries**

Informe final d’un projecte

Mesures compensatòries:

- Mai han de justificar afectacions crítiques (k90%...)
- Millora de disponibilitat d’aliment:
  - 1er: Estructural: millores hàbitat, refugi caça
  - 2n: Aportació preses: alliberaments + manteniment
- Seguiment de la resposta a les mesures
  - Modificació segons resultats i resposta

Seguiment posterior a la construcció

- **De la mortalitat** (protocol)
  - Recerca 30’/aero radi 50m
  - 1 dia/set 1er any
  - 1-2 dies/mes resta anys funcionament PE
  - Pas important: 1/set aeros amb pas detectat
    - Gener-nov: 1/15 dies
    - Març-maig: 1/7 dies
    - Juny-agost: 1/15 dies
    - Set-oct: 1/7 dies
    - Nov-des: 1/15 dies
- **De les mesures compensatòries** si n’hi ha.

Conclusions

- **Importància de les carenes pels ocells**
- **Dos impactes principals**:
  - **Col·lisió** (mortalitat)
  - **Ocupació espai** (desaparició o pèrdua qualitat territori)

  Calen estudis adequats a la valoració
- **Mesures correctores**:
  - **Reubicació**
  - Aturada aerogeneradors
  - *Seguiment mortalitat*
- **Mesures compensatòries**
  - **Només per afectacions marginals** (no àrees crítiques)
  - Destinades a l'espècie /territori afectat
  - No dependència directa: **efectes permanents** durant PE
  - Seguiment de la resposta

El problema del disseny






- És una **irresponsabilitat** seguir instal·lant aerogeneradors de 3 aspes dalt de les carenes.

- Cal avançar en la recerca de models d'aprofitament de l'energia eòlica **que no siguin letals**. **És possible!**

- Només restaria evitar la pèrdua d'hàbitat.

Hi ha la voluntat ?

Moltes gràcies

- **Als biòlegs i naturalistes** que han aportat els seus coneixements i ajuda:
  - A. Beneyto, A. Borau, M. Rubert, JM. Palet, C. Baiges, M.Bargalló (ICRA); J. Solé (MN Ciències de la Conservació); J. Real, R. Bosch (UB); I. Alfonso (FAIA); M. Cirera (Naturalea); E. Ferreiro (Bioma); V. García Matarranz (MARM).
- **A tots els tècnics i responsables del DAAM i DTS** que defensen els criteris tècnics en les avaluacions dels parcs eòlics.
- **Als promotors sensibilitzats** que accepten les limitacions que la conservació de la biodiversitat exigeix, i **als consultors** que ajuden a fer-ho.

I a tots vosaltres!

Criteris de gestió de l'àliga cuabarrada a Catalunya

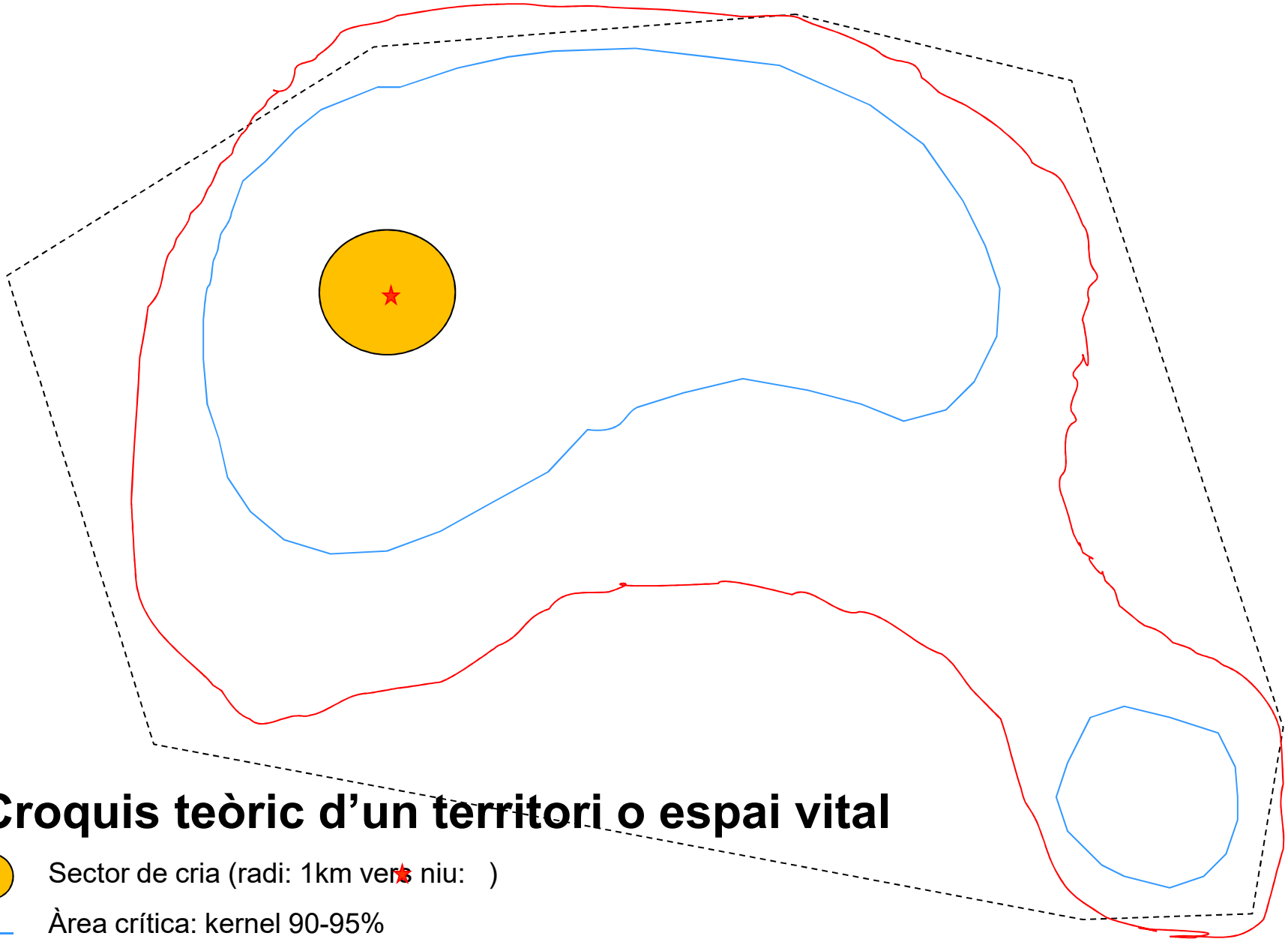
Criteris avaluació parcs eòlics



Servei de Fauna i Flora
31 d'octubre de 2019

Definicions i criteris bàsics

- **Sector de cria**: aprox 1 km entorn nius (ocupats o abandonats)
  - Mantenir viabilitat (conservació hàbitat)
  - Evitar pertorbacions (sectors ocupats)
    - Època cria: màxima sensibilitat (gener-juny)
    - Resta any si no són puntuals
- **Àrea crítica** (Def. Llei Biodiversitat: àrees necessàries cicle vital):
  - kernel 90-95% dins **l'espai vital** (K99%)
    - Evitar empobriment / degradació hàbitat
    - Millores hàbitat (obertura vegetació, mesures "compensatòries"...)
    - Ordenació activitats humanes (escalada, camins, vol, ...)
  - **Sectors dispersió juvenil**
    - Evitar empobriment / degradació hàbitat (regadiu, concentració, intensificació, rompudes, emparrats i c.llenyosos)
    - Millores hàbitat (cereal herbaci, guarets, recuperar mosaic)
    - Racionalitzar xarxa camins



Croquis teòric d'un territori o espai vital

Sector de cria (radi: 1km vers niu:)

Àrea crítica: kernel 90-95%

Espai vital: kernel 99%

MPC (Mínim Polígon Convex): 100% localitzacions

Impactes dels parcs eòlics a la fauna







Mortalitat per col·lisió

- Disseny dels aerogeneradors
  - Prima l'estètica sobre l'impacte als essers vius?
  - Efecte visual enganyós (gran espai "lliure" entre aspes)
- Aspes tallants de 45-80 m, que giren a >200 km/h
  - 1'' per passar espai lliure
  - La col·lisió causa amputacions fatals
- No visibles de nit o amb boira
- Risc afegit accidents amb línies elèctriques d'evacuació

Parcs eòlics: impactes sobre la fauna

Sobre àliga cuabarrada

- Efecte buit (abandonament àrees afectades amb búfer **1.000m**):
  - Abandó sectors cria i territoris
  - Increment superfície espai vital (x40...)
  - Reducció èxit reproductor

Sobre altres espècies

- Mortalitat:
  - Molt greu per varies *espècies amenaçades*: **aufrany, milà reial** (risc elevat per **trencalòs, gall fer, perdiu blanca**... si PE alta muntanya)
  - Comprovada amb voltor (molt freqüent), àliga daurada, marcenca, duc, ocells migradors, quiròpters...

- Efecte buit:
  - Abandó sectors sensibles
  - Efectes colaterals (desplaçament àliga cuabarrada per daurada...)

PE: criteris generals i recerca pendent

- **Incompatibles dins ZEPA (XN2000)**
  - Als espais protegits cal incrementar la qualitat, no reduir-la.
  - Efecte explosiu PE: expulsa les espècies fora l'espai i incrementa extraordinàriament la superfície d'espai vital
- **Incompatibles dins àrees crítiques** espècies amenaçades (definició llei PNB)
- **Incompatibles** als llocs estratègics de **pas migratori** (mentre siguin letals)
- **Impulsar recerca tecnològica**
  - Aerogeneradors no letals: es limitaria l'impacte a ocupació hàbitat.
- **Recerca biològica**
  - Espais vitals parelles AC sense informació (47% parelles)
  - Sectors pas migratori (recerca fina)

Avaluació prèvia:

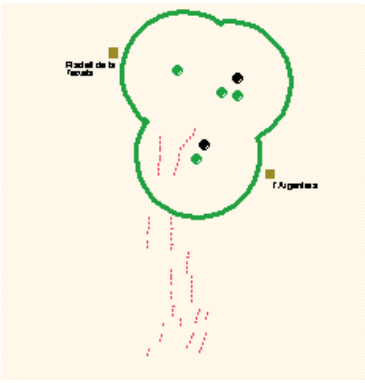
A-1: Afectació esp. protegides més vulnerables

- **Estudi radioseguiment** 1 any (espai vital: K99%)
  - Fora k99%: compatible
  - Dins k99%:
    - Entre k95 i 99%: compatible amb mesures "compensatòries", evitant efecte barrera clústers k95%
    - Dins k95% (àrea crítica):
      - A més 6km del s. cria: compatible amb mesures "compensatòries"
      - A menys 6km del s. cria: incompatible
    - Dins k90%: incompatible (reubicar fora k90%)

Ocupació de l'espai: el cas de l'àliga cuabarrada



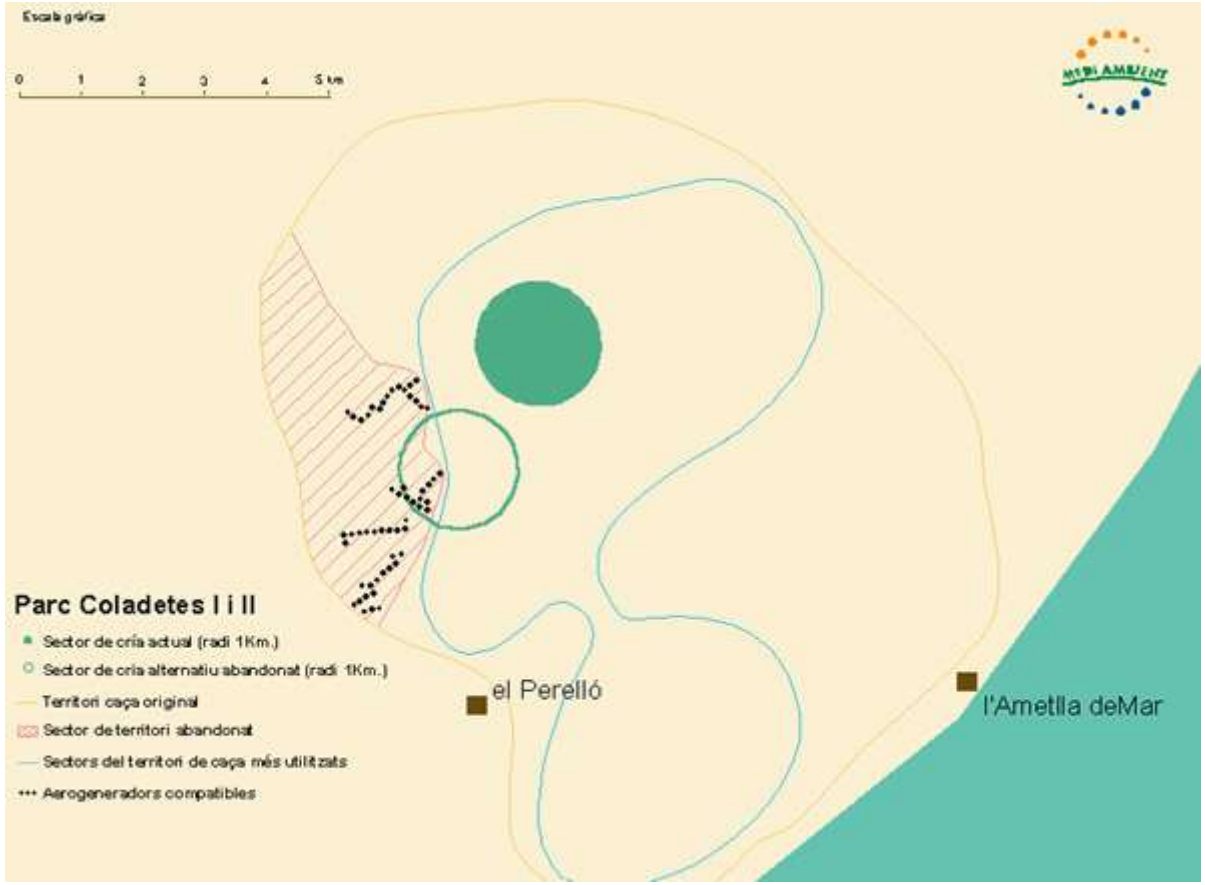




El precedent del PE Trucafort (1997)

- Afectació plena del sector de cria i l'EIN.
- Es desconeixia el risc de col·lisió en l'espècie (alt en línies elèctriques).
- No s'admet fer radioseguiment previ.
- Els autors de l'estudi previ d'avifauna no es mullen (CSIC-UB).
- Autoritzat amb informe desfavorable (reubicació parcial fora sector cria).
- Resultat: **desaparició de la parella d'àligues.**

Resultats en PE en funcionament: 5 ex.

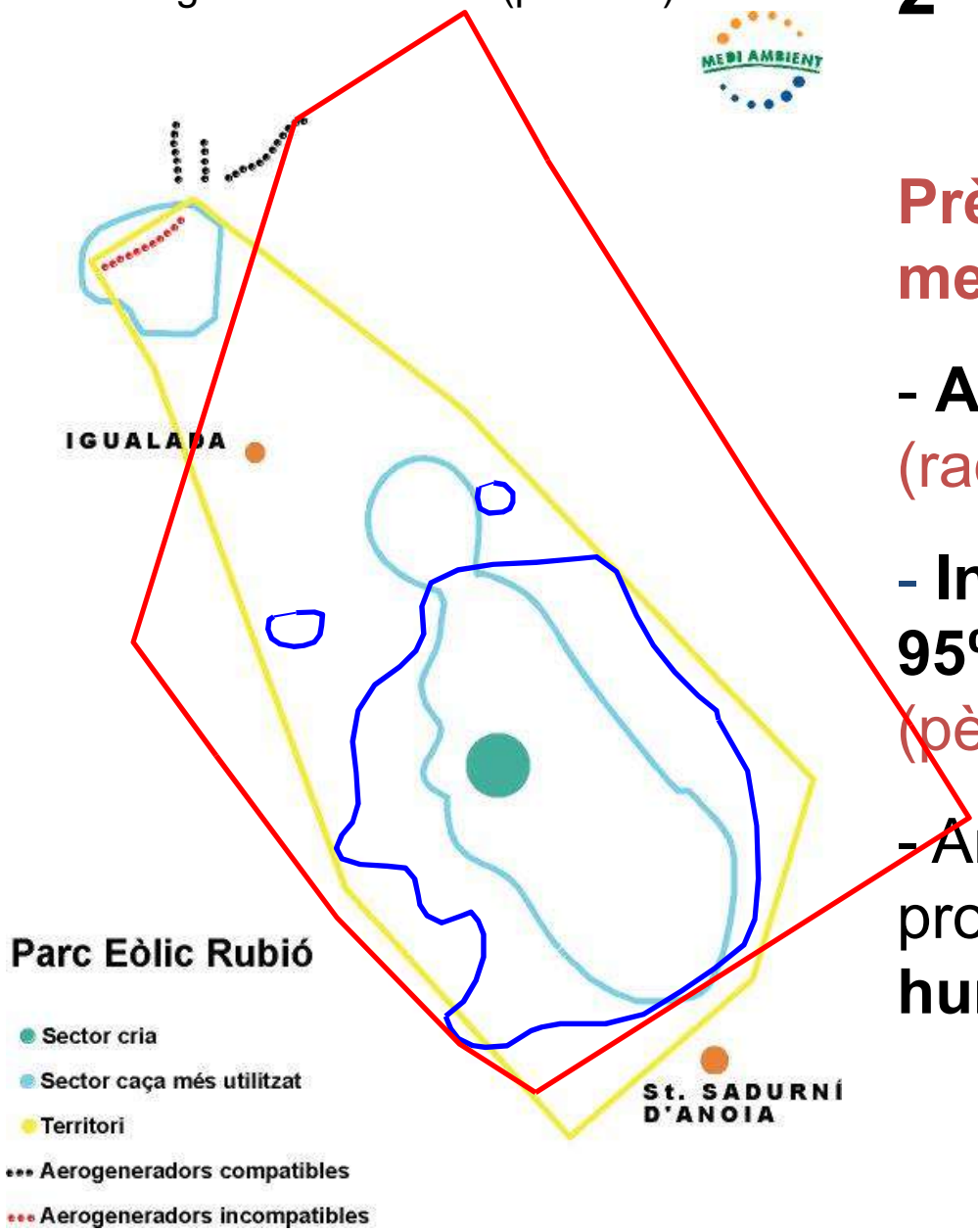


1- PE Colladetes (Enervent)

- Abandó de l'àrea afectada pel PE (retall: efecte buit)

+ Risc col·lisió mínim o inexistent

Radioseguiment **2005-07** (post PE)



2- PE Rubió (EHN)

Prèvia a l'aplicació de mesures compensatòries

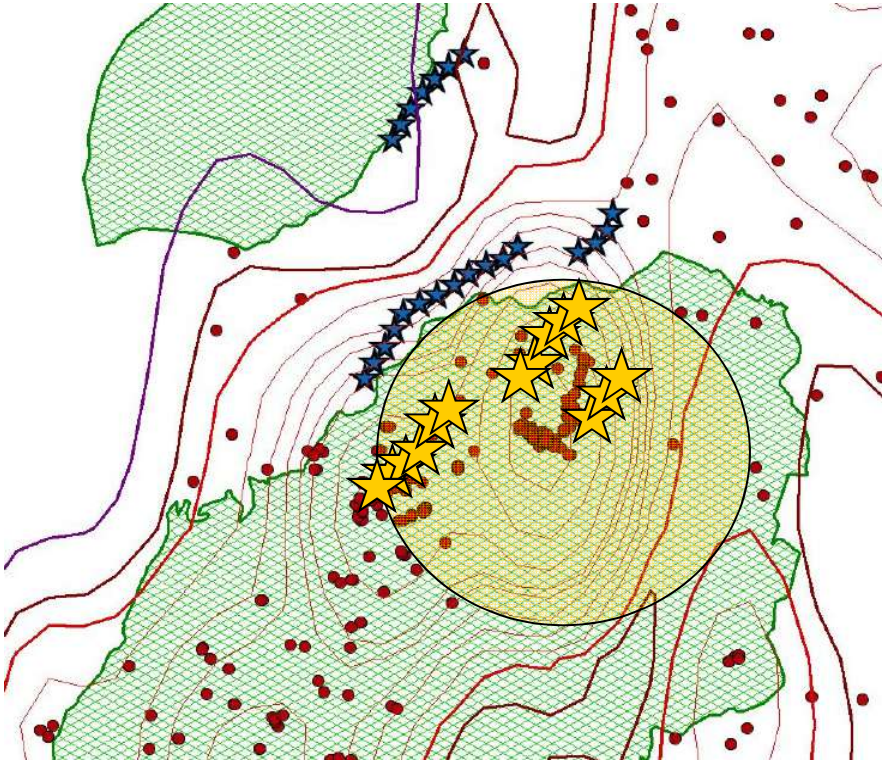
- **Abandó polígon afectat** (radio: 2 km / aeros, ef. buit).

- **Increment 33% superfície K 95%:** de 87,4 km2 a 112,8 km2 (pèrdua qualitat territori).

- Ampliació del territori àrea més propera al niu però **més humanitzada i no protegida.**

3- Resposta al PE Tortosa (Terranova E.)

- Localitzacions
- Radi 1km niu
- Aeros anul·lats
- Aeros construïits



-Després aprovació PE es localitza niu **parella desconeguda** (estudi visual avifauna preconstrucció).

- **S'anul·len 14 aerogeneradors** dins sector cria (radi **1km**) i realitza seguiment visual (excel·lent resposta promotor malgrat autorització PE).
- **Es manté la parella i es reprodueix**.
- Radioseguiment posterior ICRA: **efecte buit/ barrera.**

4- Resposta al PE Coll Garganta

% loc radi aero	1000m	500m	250m
abans PE	**8,8%**	**3,0%**	**1,7%**
després PE	3,2% ↓	0,4% ↓	0,0% ↓

Superf MPC

abans PE (2 estudis) **48 i 64 km2**

després PE (sense mesures compens.) 2.959 km2 ↑↑↑ (**x46!**)

després PE (amb mesures compens.) 79 km2 ↑

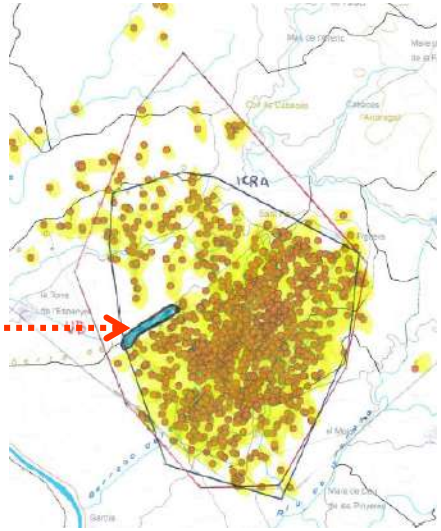
Sup Kernel	**Abans PE**	PE no mc	PE + mes. Comp.
K90%:	**17km2**	28km2 ↑	25 km2 ↑
K99%:	**48km2**	120km2 ↑	50 km2 =

4- Resposta al PE Coll Garganta

MPC abans PE

ICRA (48km2)

UB (64 km2)



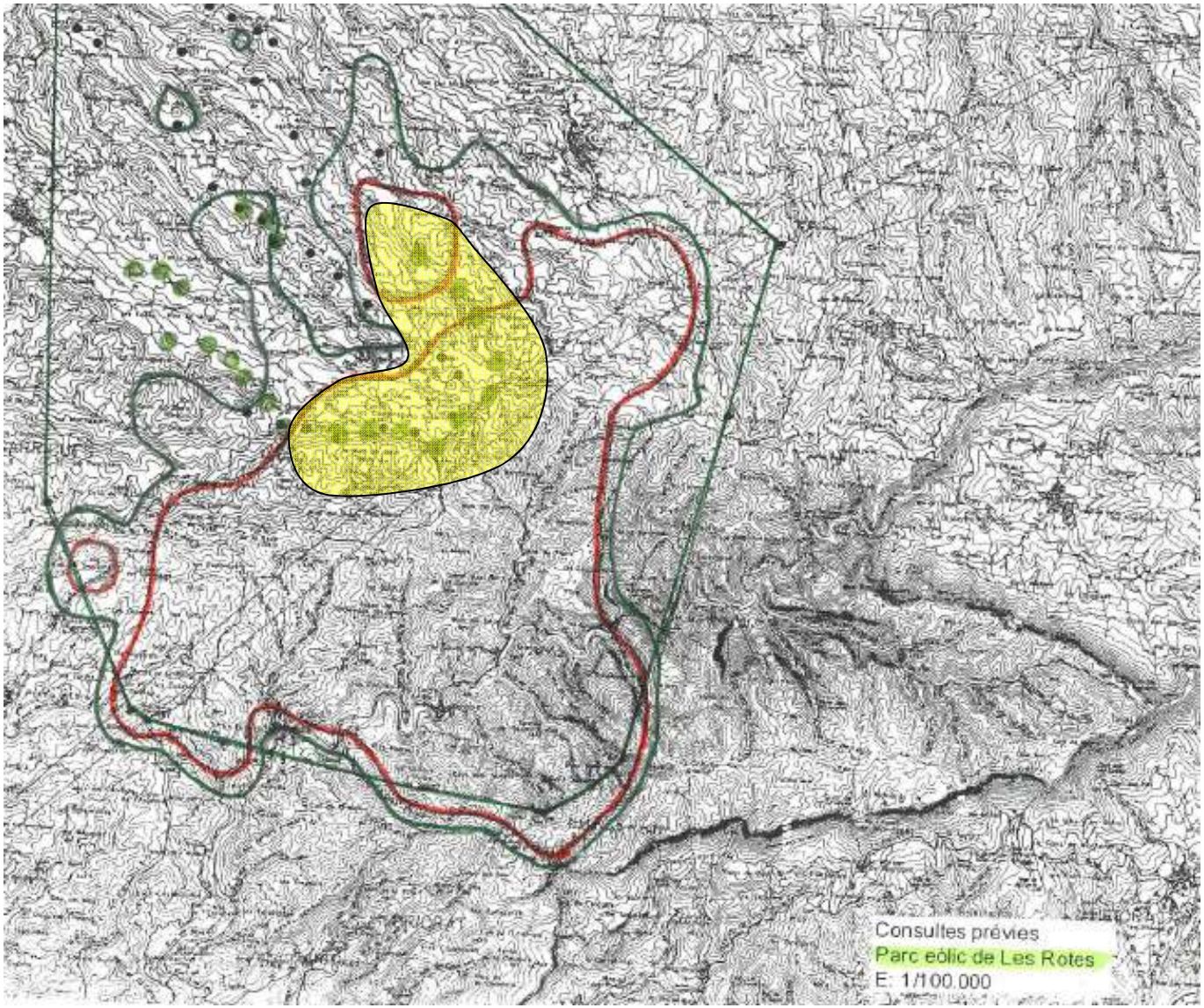
PE

MPC després PE

MN (**2.822** km2)



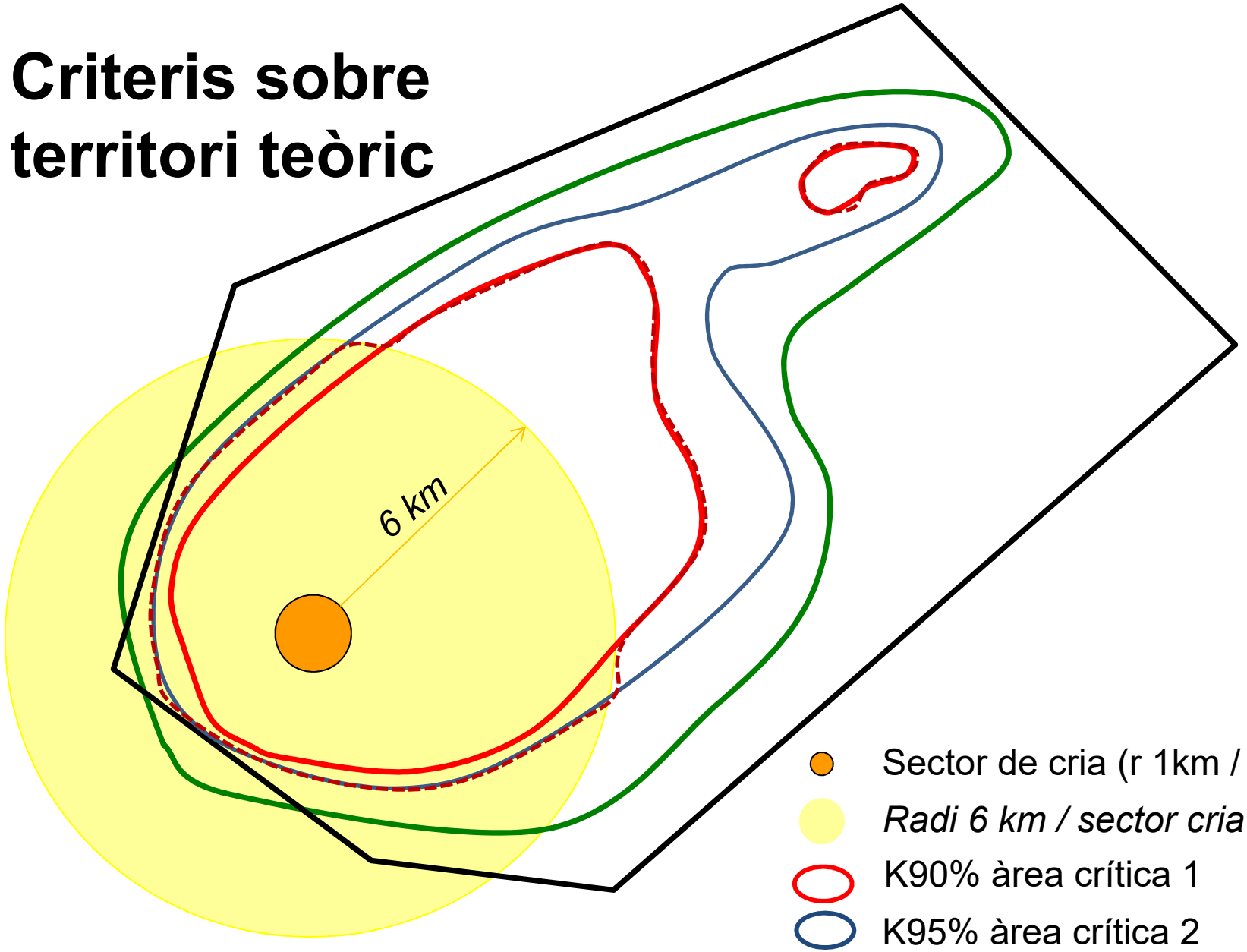
5- Resposta al PE Les Rotes



aerogeneradors incompatibles (K90%). Inici funcionament PE el **2012**

La parella **deixa de reproduir-se** i la **mortalitat adulta es dispara: FORAT NEGRE**

Criteris sobre territori teòric



PE Incompatible

Mesures "compensatòries"

Sector de cria (r 1km / niu)

Radi 6 km / sector cria

K90% àrea crítica 1

K95% àrea crítica 2

K99% espai vital

MPC 100%

Criteris d'avaluació dels PE que afecten a l'àliga

Territoris compactes

Sector cria
Radi 1km

Radi 6km
Bosch 2004

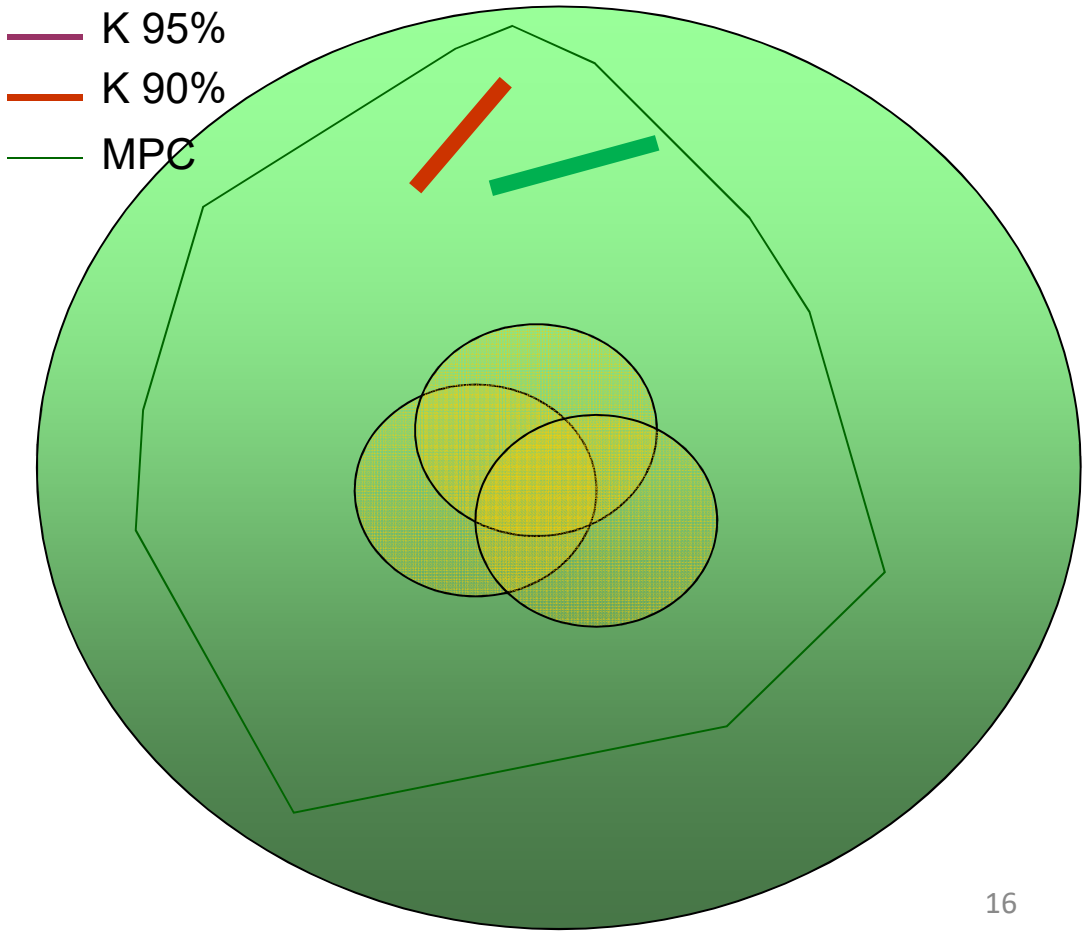
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*espai vital*)
- Incompatible dins ZEPA.
- Evitar efecte barrera.
- Mesures compensatòries.

Kernel 95%
- Incompatible dins radi 6 km.

Kernel 90% (à*rea crítica*)
- Incompatible.



Criteris d'avaluació dels PE que afecten l'àliga

Territoris atomitzats

Sector cria
Radi 1km

Radi 6km
Bosch 2004

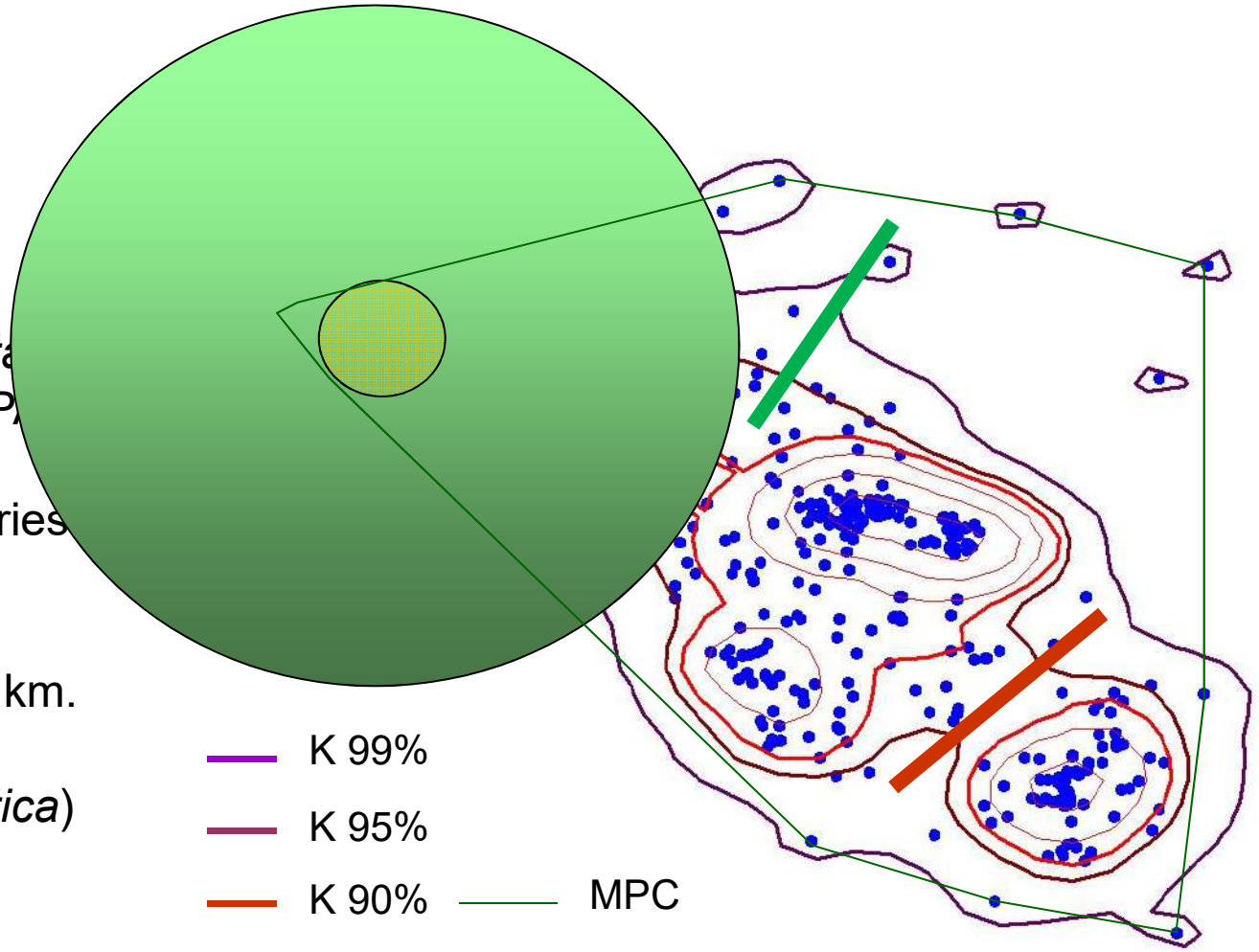
PE compatible

PE incompatible

Kernel 99% (*espai vit*
- Incompatible dins ZEP
- Evitar efecte barrera.
- Mesures compensatòries

Kernel 95%
- Incompatible dins r. 6 km.

Kernel 90% (*àrea crítica*)
- Incompatible.



Informe final d'un projecte de PE

- **Incompatible**

- **Compatible** sense mesures addicionals
  - Seguiment mortalitat avifauna i quiròpters

- **Compatible amb mesures correctores**:
  - Reubicació aerogeneradors
  - Aturada en situacions de risc

- **Compatible amb mesures compensatòries**
  - Millores hàbitat i preses

Mesures correctores “compensatòries”

- **Han de ser estructurals** (no manteniment i dependència directa) i sempre dirigides a la parella afectada:

  – Millores d’hàbitat en superfície equivalent a afectació (búfer 1km aeros) dins espais protegits.
  – Increment inicial preses, seguiment posterior i manteniment.
  – Refugi de fauna (caça menor).
  – Gestió de manteniment mentre el PE estigui en funcionament.

Avaluació prèvia:
A-2: Possible afectació pas migratori

- Estudi visual 2 períodes de pas (primavera i tardor).
  - Seguiment simultani diversos punts al llarg carena.
- Avaluació (alternatives compatibilització):
  1. Deixar lliures d'aeros sectors de major concentració de pas migratori.
  2. Aturar aeros durant període de pas.
  3. Substituir aeros 3 aspes per sistemes no letals.

3. ***Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain*.**
J.E. Martínez, J.F. Calvo, J.A. Martínez, I. Zuberogoitia, E. Cerezo, J. Manrique, G. J. Gómez, J.C. Nevado, M. Sánchez, R. Sánchez, J. Bayo, A. Pallarés, C. González, J.M. Gómez, P. Pérez & J. Motos.
Biodivers Conserv (2010) 19:3757–3767.
DOI 10.1007/s10531-010-9925-7.
Publicat online, octubre de 2010.

Biodivers Conserv (2010) 19:3757–3767
DOI 10.1007/s10531-010-9925-7

ORIGINAL PAPER

Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain

J. E. Martínez · J. F. Calvo · J. A. Martínez · I. Zuberogoitia · E. Cerezo · J. Manrique · G. J. Gómez · J. C. Nevado · M. Sánchez · R. Sánchez · J. Bayo · A. Pallarés · C. González · J. M. Gómez · P. Pérez · J. Motos

Received: 10 February 2010 / Accepted: 22 September 2010 / Published online: 7 October 2010
© Springer Science+Business Media B.V. 2010

Abstract Although wind farms in Spain have increased in numbers in recent years, their impact on birds, particularly large raptors, has received relatively little attention in the scientific literature. We study the potential impact of 72 wind energy developments planned for the south-east of Spain covering 128 golden eagle and 152 Bonelli's eagle territories using nearest neighbour distances (NND) as an indicator of potential future interactions (abandonment, displacement and collision risk). Our analyses indicate low levels of potential interactions between wind farms and large eagles, and suggest that, of

J. E. Martínez (✉) · E. Cerezo · G. J. Gómez
Bonelli's Eagle Study and Conservation Group, Plaza de Toledo,10-5°E, 30009 Murcia, Spain
e-mail: jemartinez64@gmail.com

J. F. Calvo · C. González
Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100 Murcia, Spain

J. A. Martínez
C/Juan de la Cierva, 43 El Campello, 03560 Alicante, Spain

I. Zuberogoitia
E. Medioambientales Icarus, S.L. Pintor Sorolla 6, 1°C, 26007 Logroño, Spain

J. Manrique
C/Zaragoza, 12-4° Almería, 04001 Almería, Spain

J. C. Nevado
C/Costa Cálida, 16 Almería, 04009 Almería, Spain

M. Sánchez
C/Lucainena de las Torres, 1-4°D Almería, 04008 Almería, Spain

R. Sánchez
C/Balanegra, 8 Almería, 04008 Almería, Spain

J. Bayo
C/Jardineros, 9 Guardias Viejas., 04715 Almería, Spain

the two species studied, golden eagles will be the more affected because a greater proportion of wind farms will be constructed close to the breeding territories of this species. In the light of these findings, we discuss various management strategies in order to improve the compatibility of harvesting wind energy with the conservation of both species.

Keywords Bonelli's eagle · Collision risk · Displacement · Golden eagle · Impact assessment · Nearest neighbour distances · Wind farms

Introduction

Alternative energy sources, particularly wind farms, have received a boost in recent years because of the growing demand for energy and the evident need to control climatic change provoked by the emission of greenhouse gases (Langston 2006; Fraenkel 2006; Huntley et al. 2006). In Europe in general but particularly in Spain, there has been an unprecedented increase of wind farms, and many more are projected (Desholm 2006; Stewart et al. 2007; de Lucas et al. 2007; Atienza et al. 2008; Tellería 2009a; Carrete et al. 2009; Farfán et al. 2009).

Despite the lower environmental costs of wind energy, the proposed increase in the number of wind farms has given rise to concerns among environmental agencies, scientists, wind power companies, non-government organisations and the social sectors involved, since the sites considered most suitable for their construction are frequently important wildlife areas (Madders and Whitfield 2006; de Lucas et al. 2007; Tellería 2009a).

Previous studies have pointed to the potential impact of wind farms on birds and bats, which are seen as the groups most likely to suffer from fatal collisions (Osborn et al. 2000; Hötker et al. 2006; de Lucas et al. 2007; Arnett et al. 2008). A recent study has shown that the impact is most likely to take three forms: (1) loss or modification of habitat; (2) displacement through disturbance; and (3) collision with turbines and associated power lines (Drewitt and Langston 2006).

Several authors have shown that raptors are the group of birds most vulnerable to accidents caused by wind farms (NWCC 2000; Hunt et al. 1995; Hunt 2002; Langston and Pullan 2003; Barrios and Rodríguez 2004; Kuijken 2009). The basis of the problem, is that both humans and birds are competing for the same "air space" (Penteriani 2007). However, despite the fact that wind farms have shown a spectacular increase during the last 15 years in Spain (in 2007, there were 538 wind farms in operation, producing 15,154 MW; see Atienza et al. 2008), there has been little study of the possible effect of wind farms on soaring raptors (Barrios and Rodríguez 2004; de Lucas et al. 2004, 2005; Leukona and Ursúa 2007; Tellería 2009b; Carrete et al. 2009; Tapia et al. 2009). In

A. Pallarés
C/Almería, 3 Albánchez. Almería, 04857 Almería, Spain

J. M. Gómez
C/San Juan, 7 Huércal-Overa, 04600 Almería, Spain

P. Pérez
C/Granada, 7-2° dcha.Vélez-Rubio, 04820 Almería, Spain

J. Motos
C/Albox, 10 Vélez-Rubio, 04820 Almería, Spain

Scotland, Watson and Whitfield (2002) pointed to the potential constraints of wind farms on golden eagles since the loss of habitat may displace birds and lead to the abandonment of breeding territories or a decrease in reproductive output, among other effects (Whitfield et al. 2001). In the Mediterranean region, the installation of large wind farms may present a potential constraint and a threat to the conservation status of golden eagle (*Aquila chrysaetos*) and Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*), due to potential consequences of wind farm development on the population dynamics of these endangered, long-lived, cliff-nesting raptors (Carrete et al. 2009). Recently, however, in a study of the interaction of wind farms and the golden eagle population in Scotland, Fielding et al. (2006) concluded that the installation of wind farms did not necessarily represent a problem, as long as their placement was correctly planned and impacts minimised. The same authors and others, however, pointed to the impact of displacement and collision risk to individuals nesting close to wind farms, recommending more studies on this subject (Janss et al. 2001; Walker et al. 2005; de Lucas et al. 2008; Carrete et al. 2009).

The BACI protocol (Before-After-Control-Impact; Anderson et al. 1999) and radio tracking are powerful tools for evaluating the impact of wind farms (Walker et al. 2005; Perrow et al. 2006; Strickland et al. 2007), although both are expensive in terms of both money and time. The use of nearest neighbour distances (NND) as a potential quantitative indicator of future interactions between the large-scale placement of wind farms and the two species in Spain, could be regarded as a viable alternative method, especially bearing in mind that areas where this kind of problem arises do not always have sufficient funds or experts available for radio tracking studies. The use, then, of NND may help reduce the potential for conflict between conservation interests and wind farm development by mitigating the risks of displacement and collision (Devereux et al. 2008; de Lucas et al. 2008). The technique could play an important role in the management of potential impacts on eagle populations.

Our aim was to evaluate spatial association as an indicator of the potential future interactions between wind farms and golden and Bonelli's eagles nesting territories, using NND and buffer areas (Fielding et al. 2006; Tellería 2009b).

Methods

Study area

The area studied covers 25,955 km^2 and is included in three provinces of SE Spain (Alicante, Murcia and Almería; Figs. 1, 2). The area is largely mountainous (1–2,168 m asl) and is mainly covered by bushy plants in the driest zones and pines in the most humid parts. The valleys and plains are dedicated to dry land and irrigated agriculture, industry and built-up areas.

Species

Golden eagles and Bonelli's eagles occupy a wide range of cliff types in the mountainous zones (Martínez et al. 2008). Their numbers are estimated at 79 and 113 pairs, respectively, which represents 5 and 15% of the total Spanish populations (Arroyo 2004; del Moral 2006). While the golden eagle population seems stable, the Bonelli's eagle population seems to be undergoing a slight recovery from the declines suffered during the last two decades of the 20th century (Arroyo 2004; del Moral 2006), which led to both species

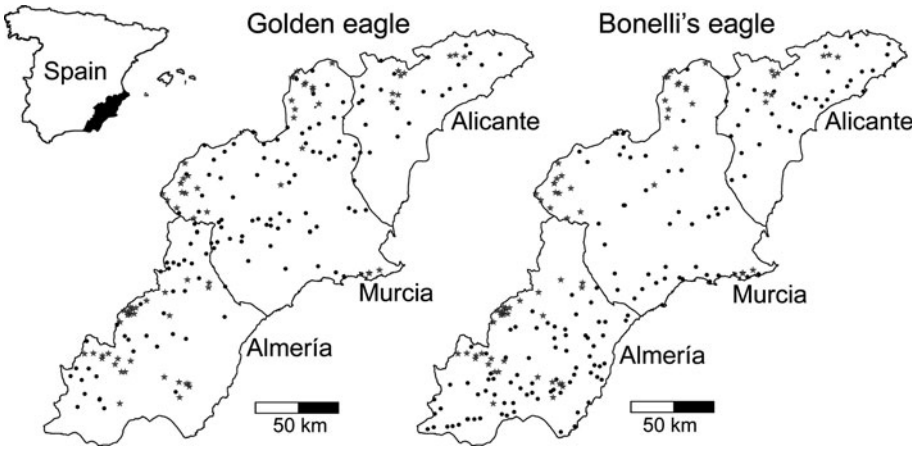


Fig. 1 Distribution of wind farms (*stars*) and cliff-nesting eagle territories (*points*) in the study area

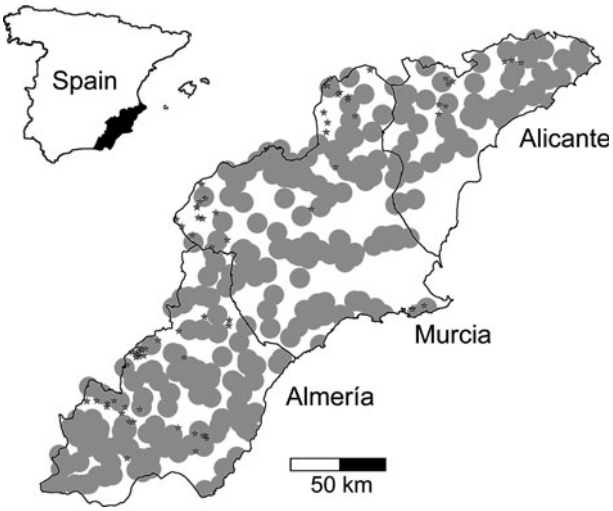


Fig. 2 Wind farm buffer area based on 6 km radius (*grey areas*) around golden and Bonelli's eagle territories

being classified as threatened at regional and national level (Madroño et al. 2004). Among the threats for both species is death from direct persecution and the loss of habitat due to the proliferation of power lines, roads, quarries, wind farms and industry in general near nesting, dispersion and feeding sites, all of which is a reflection of the urban expansion that has taken place across the whole Mediterranean region of Spain in recent decades (Arroyo 2004; Ontiveros et al. 2004; Real 2004).

Wind farms

Information on the characteristics of wind energy projects was obtained by consulting technical reports that form part of the administrative procedure: Environmental Impact

Assessment (EIA) and Environmental Impact Report (EIR). In Spain, EIA is an administrative procedure that includes all the technical studies and reports and consultations held that allow the likely environmental effects of a project or activity to be assessed so that they may be avoided or corrected (Council Directive 97/11/EC). EIA are based on Environmental Impact Study. Using the EIA and official statements the government emits an EIR, which sets out the conditions for developing (or not) the project and for protecting the environment and natural resources. In this study we looked at 72 wind farms (3–50 MW, installed min–max capacity), of which six are in operation, 53 are authorised and whose construction is imminent (1–2 years) and 13 are waiting for approval from the environmental departments of the three regional governments.

Distribution of territories and wind farms

The distribution of proposed wind farms was recorded in September 2007. The number of territories occupied and abandoned by both species from 2001 to 2006 was studied. To confirm that a territory was occupied, at least three visits were made during the same season within a year. The first visit detected the possible presence of a pair before egg laying (e.g., direct observation of a pair, or of a nest). If, during this first visit, it was not possible to detect territory occupation by either species, two follow-up visits were made to confirm its status. In order to estimate nearest neighbour distances, the location of the territories of both species was determined from the most used nest in the territory during the study period. To be considered as occupied, territories had to be occupied for a minimum of one year, while abandoned territories were those occupied by neither species during the study period. The assignment of an abandoned territory was made using historical data of the authors. The protection status of the territories was determined by the location of the nesting cliff relative to the limits of natural protected (Natura 2000 network or Regional Protected Areas) and unprotected areas.

In the study area, most wind farms are constructed in rows along the crests of hills. Unlike in others regions of the world, where wind farms may cover large areas (for example, the Altamont Pass Wind Resource Area in California includes 5,400 wind turbines; see Smallwood and Thelander 2008), the mean number of wind turbine per wind farm is 19.6 (SD = 9.3, min = 2, max = 47, $n = 72$).

The location of a wind farm was measured by calculating the centroid and the extreme points of the group of wind turbines and recorded as UTM coordinates. The exact location of many turbines was unavailable for 33 (45.8%) of the wind farms studied.

Criteria for evaluating impacts and data analysis

Proximity is used here to assess potential risks arising from wind farms (Fielding et al. 2006; Tellería 2009b). We examined the co-occurrence potential for golden and Bonelli's eagles and wind energy developments using NND between the most used nests and the nearest UTM coordinates of each wind farm. Based on Fielding et al. (2006), three levels of spatial association were established as a function of linear distance (in km) between the wind farms and the nearest territories of golden eagle or Bonelli's eagle: (1) less than 3 km; (2) 3–6 km; and (3) 6–10 km.

These categories, which were established by a study on golden eagles, were also thought to be suitable for Bonelli's eagle since the first radio-tracking studies carried out with this species pointed to high levels of use of breeding areas and their surroundings throughout the year (Sanz et al. 2005; Bosch et al. 2010).

Chi-squared tests were made to check whether significant differences existed between the proportions of occupied and abandoned territories of both species affected by the proximity of a wind farm. This was because great importance is attached to the conservation of cliff-nesting sites (from a territory management point of view), since abandoned territories should be assigned the same protection status as occupied sites, thus favouring their re-colonisation (Ontiveros et al. 2004). All the analyses were carried out using the statistical package R (R Development Core Team 2007).

Wind farm buffer area

The proximity, an indicator of the potential incidence of wind farms on golden and Bonelli's eagles, was calculated in the buffer areas occupied by nesting territories (Tellería 2009b). A buffer area was drawn up to represent the territories of both species considered to be at risk as a consequence of the proximity of wind farms (Atienza et al. 2008; Tellería 2009b). Territory and wind farm locations were mapped on 1: 25,000 topographic maps and incorporated in a Geographical Information System (GRASS v 5.0.2; Neteler and Mitasova 2002). The wind farm buffer area was quantified as a 6 km radius centred on the most used nest of each territory, the marked area representing that potentially affected by the proximity of a wind farm.

Results

During the study period, 128 golden eagle territories (104 occupied and 24 abandoned) and 152 Bonelli's eagle territories (114 occupied and 38 abandoned) were identified (Table 1). The distribution of wind farms and the territories of both species are shown in Fig. 1.

A total of 44 golden eagle (34.37%; $N = 128$) and 44 Bonelli's eagle (28.94%, $N = 152$) territories were found to be within the overall *potential impact-area* of a wind farm, of which 11 golden-eagle (8.59%) and 8 Bonelli's eagle territories (5.26%) were in category 1 (less than 3 km); 12 golden eagle (9.37%) and 12 Bonelli's eagle (7.89%) territories were within category 2 (3–6 km) and 21 golden eagle (16.40%) and 24 Bonelli's eagle (15.78%) territories were in category 3 (6–10 km) (Table 2). For both species, the proportion of affected territories was independent of their occupancy status (i.e. occupied or abandoned) ($X^2 = 0.696$, $P = 0.404$ for golden eagle; $X^2 = 0.042$, $P = 0.836$ for

Table 1 Mean nearest neighbour distances (in metres) and standard deviations (in brackets) between golden and Bonelli's eagle territories and wind farms in the study area

	n	Golden eagle	Bonelli's eagle	Wind farms
Golden eagle				
All territories	128	7692 (4105)	8676 (6180)	15191 (9676)
Occupied territories	104	7844 (3769)	9070 (6539)	14987 (9857)
Abandoned territories	24	7031 (5370)	6971 (3953)	16078 (8992)
Bonelli's eagle				
All territories	152	9963 (7090)	6790 (3703)	18722 (11411)
Occupied territories	114	10687 (7242)	6289 (3233)	19084 (11702)
Abandoned territories	38	7790 (6203)	8293 (4578)	17635 (10565)

Table 2 Number of golden and Bonelli's eagle territories affected by wind farms, considering their occupancy and protection status (protected or unprotected). Potential impact referred to territories located <3 km, 3–6 km and 6–10 km, respectively, from a wind farm

	<3 km	3–6 km	6–10 km	Total
Golden eagle				
Occupied				
Protected	4	2	12	18
Unprotected	7	6	7	20
Abandoned				
Protected	0	2	2	4
Unprotected	0	2	0	2
Bonelli's eagle				
Occupied				
Protected	1	9	9	19
Unprotected	4	2	9	15
Abandoned				
Protected	3	0	3	6
Unprotected	0	1	3	4

Bonelli's eagle). Twenty-two of the affected golden eagle territories (50%) and 25 of the affected Bonelli's eagle territories (56.81%) were located in protected areas.

Potential risk zones were identified in the wind farms buffer area for both species (Fig. 2). This shows that there were only a small number of overlapping areas (17.96 and 13.15% by golden eagle and Bonelli's eagle, respectively, see Table 2).

Discussion

Our analysis indicates a low spatial overlap between the proposed network of wind farms and the nesting sites of golden and Bonelli's eagles, and suggests that the territories of golden eagles will be more affected than those of Bonelli's eagles as most of the projects are sited in the proximity of the nesting territories of this species.

In the case of Bonelli's eagle, our results are similar to those of a recent study, which showed that only very slight geographical overlap was observed between wind farms and the range of this species (Tellería 2009a). Low rates of additional mortality (implied by very low levels of spatial overlap) can have adverse impacts on population viability of long-lived species (Kuijken 2009). However, our study does not assess potential consequences of wind farms on the population dynamics of both species, suggesting that additional work is needed concerning the assessment of impacts on eagles, in particular collision mortality or displacement. In a recent study, Carrete et al. (2009) showed that wind farms can increase the extinction probability of Egyptian vulture in Spain through increments in mortality rates. As such, demographic models including specific life-history traits are very valuable tools to properly examine the actual impact of wind farms on both species.

The abandonment of territories, displacement from suitable habitat and the collision of individuals with turbines are potential effects on both species with territories in the vicinity of wind farms. The probability of abandonment by either species could increase the closer a wind farm is to the cliffs they occupy, especially for small cliffs and where there is a scarcity of alternative nesting sites. In this case, the extent of the potential effect is

unknown. On the other hand, the siting of wind farms in the vicinity of abandoned territories may decrease the quality of nesting habitats and limit the probability of future recruitment by floaters of both species. In the case of Bonelli's eagle, this might hinder the recovery of an endangered population (Real 2004).

Disturbance and loss of habitat induced by wind farms in the study area would, a priori, lead to a slight displacement effect. Indeed, the close proximity of wind farms to 8% of golden eagle territories and 5% of Bonelli's eagle territories, some protected in Natura 2000 sites, will imply the potential displacement of adult individuals into less suitable habitats and thus reduce their ability to survive and reproduce (Fielding et al. 2006; Madders and Whitfield 2006). Radio-tracking of adult individuals in the nineteen authorised projects nearest the territories occupied by both species may furnish valuable information concerning the contribution of this potential effect and suggest means for managing and minimising possible impacts (Perrow et al. 2006).

Collisions may be harmful for rare or endangered species with low reproductive success rates and long lifespan, the rate of replacement being severely harmed by the cumulative loss of individuals (Martínez et al. 2003a; Tellería 2009a; Carrete et al. 2009). In the case of the wind farms closest to territories occupied by both species, a greater risk of collision is likely because collision rates are related to, among other factors, the number of flights per day around the farms and the skill or experience of individuals in avoiding the turbines (Tellería 2009a). Although there has been little published on the risk of collision for these species, some studies have pointed to the apparent vulnerability of young and adult golden eagles to collision risk (Madders and Whitfield 2006; Smallwood and Karas 2009), and the high specific risk of collision for Bonelli's eagle because of its propensity to fly very close to the rotation area of turbines (Leukona and Ursúa 2007). The proximity of wind farms to the areas of greatest density for this species may therefore be particularly important. However, in a recent paper, de Lucas et al. (2008) found no clear relationship between the abundance of birds and mortality through collision, suggesting that more information is needed concerning the mechanisms that determine the risk of collisions (flight behaviour, orography, prevailing meteorological conditions, etc.) for both large eagles being studied (de Lucas et al. 2008).

Management implications

Planning: NND and buffer area

NND and wind farm buffer zones for both large eagles could be used as an alternative to other more costly and complex methods in environmental impact studies for analysing those aspects of proposed wind farms that are not legally obligatory (such as so-called cumulative and cross-border impacts: see Martínez et al. 2003a, b). Moreover, their use would not only contribute to preventing harm to large eagles, but also serve other biodiversity interests (Fox et al. 2006), and facilitate decision-making in the management of species and natural resources in order to reduce possible conflict between managers and ecologists (Bright et al. 2008).

Finally, as Spain is the second largest wind energy producer in the world (de Lucas et al. 2007), it should be leading research into the impact of such energy developments on biodiversity and the search for solutions that satisfy all parties involved. Only if such research is undertaken will it be possible to properly manage wind power and ensure biodiversity conservation.

Acknowledgments María Abellán helped with maps. Alejandro Izquierdo provided helpful suggestions on a previous draft. Philip Thomas helped to improve the English. We also thank two anonymous reviewers for valuable comments on the manuscript.

References

Anderson RL, Morrison M, Sinclair K, Strickland D, Davis H, Kendall W (1999) Studying Wind Energy/Bird Interactions: a guidance document. National Wind Coordinating Committee, Washington, D.C. US: RESOLVE, Inc

Arnett EB, Brown WK, Erickson WP, Fiedler JK, Hamilton BL, Henry TH, Jain A, Johnson GD, Kerns J, Koford RR, Nicholson CP, O′Connell TJ, Piorkowski MD, Tankersley RD Jr (2008) Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. J Wild Managemt 72:61–78. doi:10.2193/2007-221

Arroyo B (2004) Águila real, *Aquila chrysaetos*. In: Madroño A, González C, Atienza JC (eds) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife, Madrid, pp 151–153

Atienza JC, Martín-Fierro I, Infante O, Valls J (2008) Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 1.0). SEO/BirdLife, Madrid

Barrios L, Rodríguez A (2004) Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. J Appl Ecol 41:72–81. doi:10.1111/j.1365-2664.2004.00876.x

Bosch R, Real J, Tintó A, Zozaya EL, Castell C (2010) Home ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's eagles *Aquila fasciata*. Ibis 152:105–117. doi:10.1111/j.1474-919X.2009.00985.x

Bright J, Langston R, Bullman R, Evans R, Gardner S, Pearce-Higgins J (2008) Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: a tool to aid planning and conservation. Biol Conserv 141:2342–2356. doi:10.1016/j.biocon.2008.06.029

Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Benítez JR, Lobón M, Donázar JA (2009) Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. Biol Conserv 142:2954–2961. doi:10.1016/j.biocon.2009.07.027

Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 amending Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment

de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (2004) The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. Biodivers Conserv 13:395–407. doi:10.1023/B:BIOC.0000006507.22024.93

de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (2005) A bird and small BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). Biodivers Conserv 14:3289–3303. doi:10.1007/s10531-004-0447-2

de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds) (2007) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. Editorial Quercus, Madrid

de Lucas M, Janss GFE, Whitfield DP, Ferrer M (2008) Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. J Appl Ecol 45:1695–1703. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x

del Moral JC (ed) (2006) El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid

Desholm M (2006) Wind farm related mortality among avian migrants—a remote sensing study and model analysis. Dissertation. Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, National Environmental Research Institute and Center for Macroecology, Institute of Biology, University of Copenhagen, Denmark, pp 128

Devereux CL, Denny MJH, Whittingham MJ (2008) Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. J Appl Ecol 45:1689–1694. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01560.x

Drewitt AL, Langston RHW (2006) Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis 148:29–42. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x

Farfán MA, Vargas JM, Duarte J, Real R (2009) What is the impact of wind farm on birds? A case study in southern Spain. Biodivers Conserv 18:3743–3758. doi:10.1007/s10531-009-9677-4

Fielding AH, Whitfield DP, McLeod DRA (2006) Spatial association as an indicator of the potential for future interactions between wind energy developments and golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. Biol Conserv 131:359–369. doi:10.1016/j.biocon.2006.02.011

Fox AD, Desholm M, Kahlert J, Christensen TK, Petersen IB (2006) Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. Ibis 148:129–144. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00510.x

Fraenkel PL (2006) Tidal current energy technologies. Ibis 148:145–151. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00518.x

Hötker H, Thomsen KM, Jeromin H (2006) Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats—facts, gaps in knowledge demands for further research and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen

Hunt WG (2002) Golden eagles in a perilous landscape: predicting the effects of mitigation for wind turbine blade-strike mortality. Consultant Report 500–02-043F Sacramento. California Energy Commission, US

Hunt WG, Jackman RE, Brown TL, Gilardi JG, Driscoll DE, Culp L (1995) A pilot golden eagle population study in the Altamont Pass wind resource area, California. Report to National Renewable Energy Laboratory, subcontract XCG. University of California, Santa Cruz, 219 p

Huntley B, Collingham YC, Green RE, Hilton GM, Rahbeck C, Willis SG (2006) Potential impacts of climatic change upon geographical distribution of birds. Ibis 148:8–28. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00523.x

Janss GFE, Lazo A, Baqués JM, Ferrer M (2001) Some evidence of changes in use of space by raptors as a result of the construction of a wind farm. Abstracts of 4th Eurasian Congress on Raptors. Sevilla, 25–29 September 2001, Spain

Kuijken E (2009) Wind farms at the Smøla Archipelago (Norway). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee. 29th meeting. Bern, 23–26 November 2009

Langston RHW (2006) Proceedings of the British Ornithologists' Union Annual Spring Conference 2005. University of Leicester, 1–3 April 2005. Ibis 148:1–3. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00503.x

Langston RHW, Pullan JD (2003) Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds Guidance on Environmental Assessment Criteria and Site Selection Issues. Report by BirdLife International on behalf of the Bern Convention. RSPB, Sandy

Leukona JM, Ursúa C (2007) Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain). In: de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. Editorial Quercus, Madrid, pp 177–192

Madders M, Whitfield DP (2006) Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. Ibis 148:43–56. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x

Madroño A, González C, Atienza JC (eds) (2004) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife, Madrid

Martínez JA, Martínez JE, Zuberogoitia I, García JT, Carbonell R, de Lucas M, Díaz M (2003a) La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. Ardeola 50:85–102

Martínez JA, Martínez JE, Zuberogoitia I, García JT, Carbonell R, de Lucas M, Díaz M (2003b) Problemas de ejecución de los estudios de evaluaciones de impacto ambiental sobre las aves. Ardeola 50:301–306

Martínez JA, Calvo JF, Martínez JE, Zuberogoitia I, Zabala J, Redpath S (2008) Breeding performance, age effects and territory quality in a Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) population. Ibis 150:223–233. doi:10.1111/j.1474-919X.2007.00774.x

Neteler M, Mitasova H (2002) Open source GIS: a GRASS GIS approach. Kluwer, Boston

NWCC (National Wind Coordinating Committee) (2000) National Avian-Power Planning Meeting IV, Carmel, CA, May 2000: Meeting Summary. NWCC c/o RESOLVE Inc., Washington, DC & LGL Ltd., King City, Ontario. http://www.nation-alwind.org/pubs

Ontiveros D, Real J, Balbontín J, Carrete M, Ferreiro E, Ferrer M, Mañosa S, Pleguezuelos JM, Sánchez-Zapata JA (2004) Biología de la conservación del águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. Ardeola 51:461–470

Osborn RG, Higgins KF, Usgaard RE, Dieter CD, Neiger RD (2000) Bird mortality associated with wind turbines at the buffalo ridge wind resource area, Minnesota. Am Midland Nat 143:41–52

Penteriani V (2007) From Don Quixote windmills to wind farms: A snake biting its tail. In: de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. Editorial Quercus, Madrid, pp 21–24

Perrow MR, Skeate ER, Lines P, Brown D, Tomlinson ML (2006) Radio telemetry as a tool for impact assessment of wind farms: the case of Little Terns *Sterna albifrons* at Scroby Sands, Norfolk, UK. Ibis 148:57–75. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00508.x

R Development Core Team (2007) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. http://www.R-project.org

Real J (2004) Águila-azor perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. In: Madroño A, González C, Atienza JC (eds) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife. Madrid, pp 154–157

Sanz A, Mínguez E, Anadón JD, Hernández VJ (2005) Uso heterogéneo del espacio en tres territorios de reproducción del águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*). Ardeola 52:347–350

Smallwood KS, Karas B (2009) Avian and bat fatality rates at old-generation and repowered wind turbines in California. J Wild Managemt 73:1062–1157. doi:10.2193/2008-464

Smallwood KS, Thelander C (2008) Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. J Wild Managemt 72:215–223. doi:10.2193/2007-032

Stewart GB, Pullin AS, Coles CF (2007) Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. Environm Conserv 34:1–11. doi:10.1017/S0376892907003554

Strickland D, Erickson W, Young D, Johnson G (2007) Selecting study designs to evaluate the effect of windpower on birds. In: de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. Editorial Quercus, Madrid, pp 117–136

Tapia L, Domínguez J, Rodríguez L (2009) Using probability of occurrence to assess potential interaction between wind farms and a residual population of golden eagle *Aquila chrysaetos* in NW Spain. Biodivers Conserv 18:2033–2041. doi:10.1007/s10531-008-9571-5

Tellería JL (2009a) Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment. Biodivers Conserv 18:1781–1791. doi:10.1007/s10531-008-9558-2

Tellería JL (2009b) Overlap between wind power plants and Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Spain. Bird Study 56:268–271. doi:10.1080/00063650902792056

Walker D, McGrady M, McCluskie A, Madders M, McLeod DRA (2005) Resident golden eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. Scot Birds 25:24–40

Watson J, Whitfield DP (2002) A conservation framework for the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Scotland. J Raptor Res 36(Supplement 1):41–49

Whitfield DP, McLeod DRA, Fielding AH, Broad RA, Evans RJ, Haworth PF (2001) The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. J Appl Ecol 38:1208–1220. doi:10.1046/j.0021-8901.2001.00675.x

4. ***Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*.**
Rafel Bosch, Joan Real, Albert Tintó, Elena I. Zozaya & Carles Castell.
Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Animal,
Universitat de Barcelona.
IBIS The International Journal of Avian Science.
Ibis (2010), 152, 105–117.

IBIS The International Journal of Avian Science

Ibis (2010), **152**, 105–117

Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*

RAFEL BOSCH,[1]* JOAN REAL,[1] ALBERT TINTÓ,[1] ELENA L. ZOZAYA[1,2] & CARLES CASTELL[3]

[1]*Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 645, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain*

[2]*Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Ctra. de St. Llorenç de Morunys, km 2, 25280 Solsona, Catalonia, Spain*

[3]*Oficina Tècnica d'Anàlisi i Planificació Territorial. Area d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona, Carrer Urgell, 187, 08036 Barcelona, Catalonia, Spain*

Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is one of the rarest birds of prey in Europe, where it has suffered a significant decline in recent decades. We present information on the home-ranges and spatial parameters of 18 Bonelli's Eagles radiotracked in 2002–2006 in Catalonia (northeast Spain) and describe the home-range probability kernel, distances moved, breeding area eccentricity, territorial overlap, nearest neighbour distance and breeding site fidelity, and assess the influence of sex, breeding status, season and geographical area on these parameters. Median home-range according to the minimum convex polygon (MCP) and 95% kernel were 50.3 and 36.1 km^2, respectively. The median breeding area eccentricity was 1477 m. There was considerable overlap in the home-range of both sexes within pairs (MCP: 71.4% and 95% kernel: 98.5%), indicating close pair bonding and similar foraging patterns. Overlap in home-ranges of up to 15% between neighbouring individuals also occurred and was positively related to breeding pair density. There was no difference in spatial parameters between sexes or with breeding status, but during the non-breeding season Eagles had larger home-ranges and stayed further from nests. The high consistency across birds suggests a pattern of spatial use that is characteristic of this species. The high level of use of breeding areas and their surroundings (50% kernel) throughout the year makes it important that these areas be protected from human disturbance. Additionally, it is necessary that heavily used areas away from nesting sites, which are used for foraging and roosting, are identified, protected and managed in a sustainable fashion.

Keywords: habitat selection, *Aquila fasciatus*, raptors.

Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is a medium-sized raptor whose distribution ranges from India and western China to the western Mediterranean (del Hoyo *et al.* 1994). The estimated European population of 920–1100 pairs (BirdLife International 2004) has declined over the last three decades by 20–50% (Rocamora 1994, Real & Mañosa 1997, Real 2003). The bulk (*c.* 80%) of this population is concentrated in the Iberian Peninsula, where this raptor has suffered an average decline of 50% over the last three Eagle generations. Because of this, the species is considered endangered in Spain (del Moral 2006) and is regarded as a Species of European Conservation Concern and Endangered in Europe by BirdLife International (2004).

Various factors have been put forward to explain this decline. A demographic imbalance related to increased adult and sub-adult mortality and/or decreased fecundity have been proposed (Real & Mañosa 1997, Rico *et al.* 1999, Real *et al.* 2001, Carrete *et al.* 2002a, Penteriani *et al.* 2003, Moleón *et al.* 2007). Interspecific competition with other raptors such as Golden Eagle *Aquila chrysaetos* for breeding sites and home-ranges is another possibility (Fernández & Insausti 1990, Fernández

*Corresponding author.
Email: rafel.bosch.janer@telefonica.net

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

et al. 1998, López-López *et al.* 2004, Carrete *et al.* 2006). The loss of suitable habitat caused by changes in land-use including urban development, infrastructure projects and a decline in traditional extensive farming may also have had an impact (Carrete *et al.* 2005, Balbontín 2005, Martínez *et al.* 2007).

To improve the poor conservation status of this and many other species, the European Union created the Natura 2000 Network and a network of Special Protection Areas (SPAs) (Directives 79/409/EEC and 92/43/EEC). To implement conservation measures effectively it is necessary to target sufficient territories and birds in viable populations (Taylor & Gerrodette 1993) and identify key areas used by birds to address specific conservation problems and develop active management plans (Fabrizio *et al.* 2006). If the policies in place for Bonelli's Eagle are to work, it is necessary that core areas, territorial boundaries and habitat selection be elucidated (White & Garrott 1990, Kenward & Walls 1994).

For birds of prey, our knowledge of spatial patterns is often limited to nest-sites and breeding birds (Newton 1979, Kenward 1987), either because breeding is believed to be the most important period or because this kind of information is the most readily available (Newton 1979). However, studies of raptors indicate that their reproductive success and survival often depend on large areas, known as home-ranges (Morse 1980). These include nest-sites but also other areas where birds forage and feed, advertise the occupation of their territory and interact with the rest of the population (Burnham *et al.* 1989, Mañosa *et al.* 1998, Balbontín 2005). The size of home-ranges and the factors that influence their variation are important both in terms of biological knowledge and for conservation purposes. However, in birds of prey, knowledge of spatial use is limited to just a few species, geographical areas and environmental conditions (Newton 1979, Gargett 1990, Marzluff *et al.* 1997).

Bonelli's Eagle is a monogamous and sedentary species that lives in pairs in the same territory throughout the year. Pairs are usually tied to a specific area that is used to rear young each year (del Hoyo *et al.* 1994). Although the behaviour of this species in relation to its nest-sites and the breeding season is well known (Blondel *et al.* 1969, Cheylan 1972, Arroyo *et al.* 1995), knowledge regarding home-ranges and the spatial parameters of territorial birds is limited (Cheylan 1981, Mure 1999, Sanz *et al.* 2005).

Demographically, territorial birds are the most important section of a population and conservation policies should prioritize their protection (Real & Mañosa 1997, Carrete *et al.* 2005). Given the importance of understanding the biology of this raptor and of implementing effective conservation policies in their European populations, it is necessary to obtain accurate knowledge of spatial use by territorial adults. This study provides data on the year-round spatial patterns of 18 territorial Bonelli's Eagles, obtained by standardized radio-tracking methods. The aims of this study were to describe the size of the home-ranges and spatial patterns of territorial adults, to evaluate the influence of sex, breeding status, season, geographical area and distances of conspecifics on home-range size and other spatial parameters, to evaluate the Eagles' fidelity to breeding areas, and to propose spatial management and conservation measures.

METHODS

Study areas

Three areas in Catalonia (northeast Spain) with different environmental and ecological features were selected: the Northern Pre-littoral Range (NPR), the Coastal Range (CR) and the Southern Pre-littoral Range (SPR) (Fig. 1).

Home to four pairs of Bonelli's Eagle, the NPR is situated in the northern part of the range of Bonelli's Eagle in Catalonia (centred on 41°39′N, 2°0′E). This area consists of steep mountain ranges with altitudes between 400 and 1200 m, extensive *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forest cover (60–80%), and high levels of human disturbance. The density of Bonelli's Eagle here is low following a sharp decline during the 1980s and 1990s (Real 2003, Real *et al.* 2004); nesting Golden Eagles are absent.

The CR, which holds six pairs of Bonelli's Eagle, is located near the sea (centred on 41°19′N, 1°53′E) in coastal hills with altitudes between 300 and 650 m, where the climate is dry and mild. This area is mainly covered by scrub and dry meadows and has high levels of human disturbance. The density of Bonelli's Eagle here is intermediate (see Table 3) and nesting Golden Eagles are absent.

There were 15 pairs of Bonelli's Eagle in the SPR, an inland area with a more continental

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

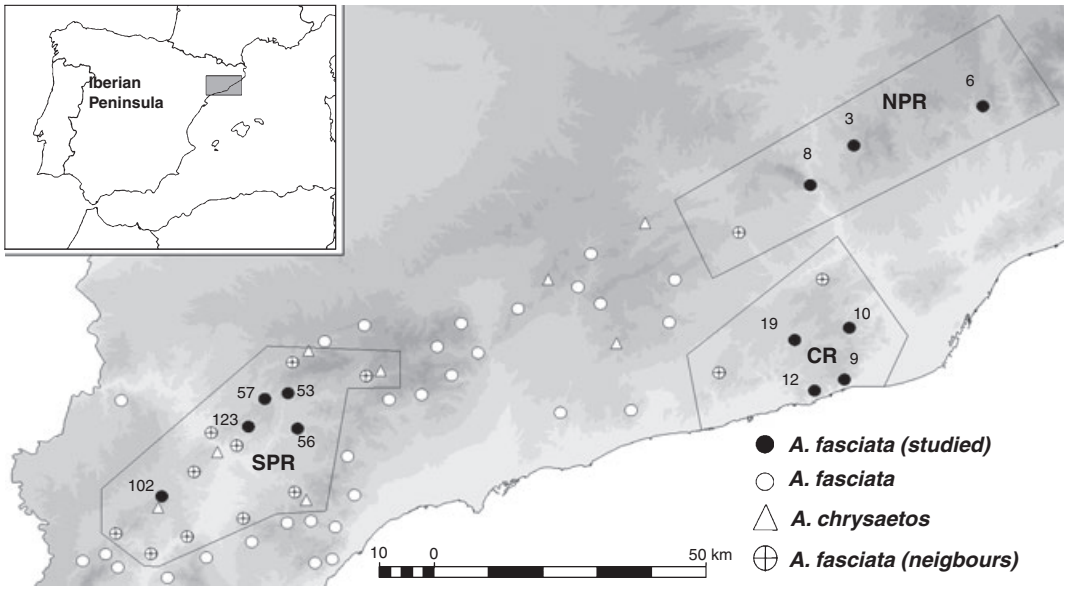


Figure 1. Study area. Northern Pre-littoral Range (NPR), Coastal Range (CR) and Southern Pre-littoral Range (SPR), Catalonia (Spain). Symbols indicate the approximate location of territorial pairs of Eagles (locations are modified to prevent nests from being located).

climate (centred on 41°11′N, 0°41′E). This area is characterized by steep mountain ranges, with altitudes ranging from 400 to 1100 m; land cover consists mainly of scattered non-irrigated cultivation, secondary pinewoods and scrub, although human presence is low. The density of Bonelli's Eagle here is high (see Table 3) despite a decline during the 1990s (Real 2003, Real *et al.* 2004); five nesting pairs of Golden Eagle were also present.

Trapping and radiotracking

During the years 2002–2006, we radiotagged 18 territorial Bonelli's Eagles: six (four males and two females) in NPR, five (three males and two females) in CR and seven (four males and three females) in SPR. Eagles were trapped with a radio-controlled bow-net trap developed by V. G. Matarranz (Subdirección General para la Biodiversidad – Ministerio de Medio Ambiente). After being captured, each bird was equipped with a backpack transmitter with an activity switch (TW-3 32–40 g; Biotrack Ltd, Wareham, Dorset, UK), fitted with Teflon harness with a rupture point (Garcelon 1985) and powered for 2–3 years.

Each Eagle was individually radiotracked from sunrise to dusk in three non-consecutive daily sessions during each month of the year. Radiotracking sessions were conducted by an observer in a 4 × 4 vehicle using an Icom R10 receiver (Icom Inc., Osaka, Japan), 10× binoculars and a 20–60× telescope.

During the tracking period, the observer tried to stay in continuous radio contact with the Eagle to establish its location and behaviour. Transmitters with activity sensors revealed whether the bird was perched or flying. On the hour (± 10 min) the observer recorded the location of the bird. Locations were classified into four types: visual-perched, radio-perched, visual-flying and radio-flying. When the bird was observed perched, its position was recorded on a map on the basis of topographical and environmental features. When the bird could not be seen but radio signals indicated it was perched, the observer moved to calculate the bird's position by triangulation. If the activity sensor indicated that the bird had moved during triangulation, this location was not used. When the bird was seen in flight, locations were only recorded if the bird was within 3 km of the observer. When the bird was flying but not observed, locations were not recorded. If the bird changed the type of location within ± 10 min, the new location was recorded. Locations were marked *in situ* on 1 : 50 000 topographical maps (Institut de Cartografia de Catalunya). This procedure was made possible by the extensive network of roads in the areas frequented by the Eagles.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

Home-range and spatial parameter analysis

Eagles' home-ranges were studied using MCP (minimum convex polygon 100%; Mohr 1947), which indicates the maximum area used including the outliers, and fixed kernel density contours (Worton 1989), which allows different levels of spatial use to be assessed. We used RANGES VII software (South *et al.* 2005) to analyse the 95%, 80% and 50% kernels as isolines with a smoothing factor of 1 (default), often used to describe different probabilities of use in home-ranges (Seaman & Powell 1996, Kenward 2001, Ratcliffe & Crowe 2001, Laver & Kelly 2008).

Home-range sizes were constructed using only hourly locations that were considered independent (Swihard & Slade 1985, Seaman & Powell 1996, Kenward 2001). To avoid a bias towards roosting areas, consecutively repeated locations in the early morning and late evening of inactive Eagles were excluded because they were considered to be non-independent.

To calculate the number of locations required to build the area of each home-range, we used the incremental area analysis method, applied with kernel and to sort independent locations at random (South *et al.* 2005). This method produces a plot of percentage of area vs. number of locations that tends towards an asymptote, and provides an approximate estimation of the number of locations required. The degree of stability shown by these graphs indicated that 150 locations for each individual were required to build the different annual kernel areas. When we studied possible intra-annual differences (breeding and non-breeding season), we equated the number of locations to the season that had the fewest locations and used at least 40 independent locations at random in each season, as recommended by Seaman *et al.* (1999). We considered the breeding season to last from February to June inclusively and the non-breeding season all other months (Arroyo *et al.* 1995).

Several spatial parameters were estimated from the data, including average distance covered (ADC) by the Eagles, the eccentricity of home-ranges and their overlap. ADC was a linear indicator of the home-range size and was calculated as the average distance from the arithmetic centre of all locations (ACL) to each particular location. The eccentricity of home-ranges was calculated as the distance from the centre of the breeding area (defined as a radius of 750 m from the arithmetical centre of the different nests used during the study period) to the ACL and was used to assess the extent to which the breeding area was centred on the home-range. The 750-m radius was chosen because the histogram of the hourly locations showed a sharp decrease at this distance and because it encompassed all the nests and habitual roosts in each territory.

Home-range overlap was estimated at two levels: between sexes holding a territory and between individuals from neighbouring territories. In the first case, the overlap was calculated as the greatest proportion of overlapping area during the whole of the tracking period for both sexes. In the latter case, the overlap was calculated for each individual as the area overlapping with any of their neighbours during the study period, excluding individuals of the same pair and isolated territories. We considered isolated territories to be those that were separated by at least a distance equivalent to the extent of a typical territory. Calculation of overlaps was performed using MIRAMON software (Pons 2002), a geographical information system developed by the Centre for Ecological Research and Forestry Applications (CREAF) that permits analysis of combinations of vector layers.

We assessed the influence of sex, breeding status, season, geographical areas and intraspecific competition on Eagles' home-ranges and spatial parameters. To analyse the influence of sex we compared individuals of five territories where both sexes were tracked during the same period. Because some pairs did not lay eggs despite having mated and occupied a territory, we assessed the influence of breeding status, comparing breeding and non-breeding birds with pooled data for both sexes and for males separately. Females were not compared because of the small sample size.

To assess differences in patterns of spatial use during the annual life cycle of the Eagles and whether they were related to breeding season, we pooled data for all individuals sorted by their breeding status and sex.

Comparisons of three areas with different densities of Bonelli's Eagles and Golden Eagles assessed whether environmental or population patterns influenced the spatial parameters shown by eagles.

We studied the nearest neighbour distance (NND) as an indicator of the density of conspecifics and to analyse its influence on spatial parameters.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

NND was estimated as the distance between the centres of neighbouring breeding areas (the arithmetical centre of the nest-sites) of simultaneously occupied neighbouring Bonelli's Eagle territories. The NND was studied both globally and by area using all territories within the study area. NNDs were also calculated for Golden Eagles. To correlate NND and spatial parameters, we only used radiotracked birds from non-isolated territories.

The fidelity of Eagles to their breeding area was assessed in terms of the frequency with which they roosted (perched without activity during the night) in the breeding area and the average distance from the hourly locations to the arithmetical centre of the nests (DLN).

Data analysis

For analysis of data from independent samples, the medians and the interquartile range (IQR) and Kruskal–Wallis and Mann–Whitney *U*-tests were used. The Wilcoxon test was used for comparing paired data. Spearman rank correlation coefficients were used to assess relationships between different spatial parameters. To compare the proportional data for roosting sites in the breeding area for each season, the Wilcoxon test for paired data was used. Differences were considered significant when $P < 0.05$ (Zar 1984). All statistical tests were performed using SPSS v15.0.

RESULTS

Home-ranges and spatial patterns

The median MCP for the 18 Bonelli's Eagles tracked was 50.3 km^2 (IQR: 42.1–82.6 km^2): for the 95% and 50% kernels, medians were 36.1 km^2 (IQR: 30.8–42.9 km^2) and 8.3 km^2 (IQR: 5.5–9.6 km^2), respectively. The median ADC was 2062 m (IQR: 1806–2191m) (Table 1).

The median breeding area eccentricity was 1477 m (IQR: 1147–1952 m, $n = 18$) (Table 1), which was positively correlated with the size of the 95% and 50% kernels and the ADC ($r_s = 0.616$, $P = 0.006$; $r_s = 0.756$, $P < 0.001$ and $r_s = 0.837$, $P < 0.001$, respectively). Non-significant correlation was found with MCP ($r_s = 0.063$, $P = 0.804$).

There were no significant differences in home-ranges (MCP, 95% and 50% kernels and ADC) between sexes ($n = 5$, Wilcoxon paired-data test). Similarly, there were no differences in home-range among breeding and non-breeding

Table 1. Home-range sizes and spatial territorial parameters of Bonelli's Eagles in Catalonia. Individual: code territory and sex (F: female, or M: male).

Individual	Bred	Area	Radiotracked period	100% MCP (km^2)	95% kernel (km^2)	50% kernel (km^2)	ADC (m)	Eccentricity (m)
3M1	Yes	NPR	July 2–June 3	129.9	110.7	27.6	3561	4009
3M2[a]	No	NPR	July 4–June 5	85.2	86.5	23.6	3883	5398
6F	Yes	NPR	July 2–June 4	97.0	24.5	4.6	1477	659
6M	Yes	NPR	July 3–June 4	100.6	26.9	5.2	1715	366
8F	Yes	NPR	July 3–June 4	35.2	35.9	8.9	2158	1999
8M	Yes	NPR	July 3–June 4	46.3	33.4	6.1	2029	1622
9M	Yes	CR	July 3–June 4	31.6	20.7	6.7	1697	1521
10M	Yes	CR	July 3–June 4	53.1	42.2	5.1	2074	1274
12F	No	CR	July 3–June 4	37.1	36.1	9.5	2202	2744
19F	Yes	CR	February 5–August 5[b]	36.5	29.9	3.6	1805	1252
19M	Yes	CR	January 5–December 5	115.0	36.1	9.1	2050	1571
53F	No	SPR	February 5–January 6	67.8	62.0	12.1	2832	1810
53M	No	SPR	February 5–October 5[b]	47.5	43.1	8.0	2114	1433
56F	No	SPR	February 5–January 6	42.7	22.8	5.2	1488	768
56M	No	SPR	February 5–October 5[c]	43.4	33.4	9.6	1809	1268
57F	Yes	SPR	February 5–November 5[b]	41.9	38.0	8.3	1923	1112
102M	Yes	SPR	July 3–June 4	74.6	64.3	15.4	2840	2002
123M	Yes	SPR	April 5–March 6	54.7	40.5	8.4	2078	1081

[a]Subadult individual who replaced the 3M1 that died after a year.
[b]Death.
[c]Tag loss.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

individuals, either in the pooled data for all birds or among males only (Mann–Whitney *U*-test). With data from all individuals pooled ($n = 18$), home-range parameters outside the breeding season were significantly higher than in the breeding season; similar relationships were found using only breeding individuals, or comparing males and females separately (Table 2). In contrast, when using data from non-breeding individuals only, no significant differences in spatial parameters between seasons were found (Table 2).

No significant differences were found in either home-range size or spatial parameters between different geographical areas, although in the Coastal Range these areas tended to be smaller (Table 3).

Within-pair overlap in home-range in five pairs had a median of 76.0% for the MCP (IQR: 72.2–88.0%) and 98.6% for the 95% kernel (IQR: 97.2–99.9%).

Of the 15 individuals studied whose home-range could possibly overlap with that of a neighbouring individual, 11 cases of overlap by MCP and eight by 95% kernel were found. The median proportion of the overlap area for MCP was 14.8% (IQR: 0.4–31.2%), and for 95% kernel it was 4.1% (IQR: 0.0–17.5%) ($n = 15$). Overlap between neighbouring individuals was greater in the SPR area than in NPR and CR (Table 3).

The global median of NND between the territories was 7098 m (IQR: 5492–10 305 m, $n = 25$), and 5455 m (IQR: 3438–9532, $n = 30$) when Golden Eagle nests were included (Fig. 1). Differences in NND between geographical areas were found and post-hoc tests showed that they were attributable to higher NND in the NPR (Table 3). Moreover, when Golden Eagle nests were included in the SPR (median: 3580 m, IQR: 2667–5630 m, $n = 30$), differences were observed between the three areas (Kruskal–Wallis test, $H = 15.920$, $P < 0.001$).

No significant correlations were found between NND and home-range sizes (MCP: $r_s = 0.129$, $P = 0.647$, and 95% kernel: $r_s = -0.038$, $P = 0.893$, $n = 15$) and between home-range sizes

Table 2. Comparison of home-range sizes between breeding season (February–June) and non-breeding season (July–January).

	Breeding season		Non-breeding season			
	n	Median (IQR)	*n*	Median (IQR)	*Z*	*P*
All individuals						
MCP 100% (km^2)	18	32.0 (25.0–47.1)	18	39.4 (33.1–85.0)	−2.112	0.035
Kernel 95% (km^2)	18	28.6 (22.6–37.1)	18	39.8 (34.9–50.8)	−3.157	0.002
Kernel 50% (km^2)	18	5.1 (4.0–7.8)	18	8.9 (7.0–15.7)	−3.027	0.002
ADC (m)	18	1926 (1670–2130)	18	2208 (2002–2626)	−3.288	0.001
Breeding individuals						
MCP 100% (km^2)	12	31.4 (20.5–47.1)	12	44.8 (33.1–109.1)	−2.275	0.023
Kernel 95% (km^2)	12	24.5 (19.8–35.7)	12	39.8 (36.6–50.8)	−3.059	0.002
Kernel 50% (km^2)	12	4.2 (3.5–5.3)	12	8.4 (6.7–15.7)	−3.059	0.002
ADC (m)	12	1858 (1643–2039)	12	2208 (2002–2626)	−3.059	0.002
Non-breeding individuals						
MCP 100% (km^2)	6	36.6 (30.7–51.2)	6	36.9 (30.2–44.7)	−0.314	0.753
Kernel 95% (km^2)	6	35.0 (29.8–53.1)	6	39.3 (29.3–56.7)	−0.734	0.463
Kernel 50% (km^2)	6	9.9 (8.0–11.8)	6	11.4 (8.3–25.1)	−0.524	0.600
ADC (m)	6	2120 (1878–2503)	6	2168 (1881–2943)	−0.946	0.344
Males						
MCP 100% (km^2)	11	42.9 (28.6–52.7)	11	50.3 (36.1–114.6)	−2.045	0.041
Kernel 95% (km^2)	11	35.2 (22.4–38.7)	11	44.4 (39.1–67.4)	−2.667	0.008
Kernel 50% (km^2)	11	4.9 (3.6–7.6)	11	8.8 (7.5–28.9)	−2.845	0.004
ADC (m)	11	1980 (1804–2335)	11	2183 (2042–3144)	−2.668	0.008
Females						
MCP 100% (km^2)	7	31.3 (15.4–41.8)	7	34.3 (22.3–46.5)	−0.676	0.499
Kernel 95% (km^2)	7	25.8 (21.2–29.3)	7	36.6 (29.7–48.6)	−1.690	0.091
Kernel 50% (km^2)	7	5.4 (4.0–11.7)	7	9.0 (6.2–13.8)	−1.183	0.237
ADC (m)	7	1724 (1607–2101)	7	2232 (1690–2683)	−2.028	0.043

Wilcoxon paired-data test (IQR, interquartile range).

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

Table 3. Annual home-range sizes and ADC by geographical areas (n = 18).

	NPR		CR		SPR			
	n	Median (IQR)	*n*	Median (IQR)	*n*	Median (IQR)	*H*	*P*
MCP 100% (km^2)	6	45.5 (41.3–72.2)	5	37.1 (34.0–84.0)	7	47.5 (42.7–67.8)	2.655	0.265
Kernel 95% (km^2)	6	39.6 (30.8–68.1)	5	36.1 (25.3–39.2)	7	40.5 (33.4–62.0)	1.192	0.551
Kernel 50% (km^2)	6	9.5 (7.3–15.0)	5	6.7 (4.4–9.3)	7	8.4 (8.0–12.1)	1.487	0.476
ADC (m)	6	2158 (1729–3095)	5	2050 (1751–2138)	7	2078 (1809–2832)	0.421	0.810
Overlap MCP[a] (%)	4	0.7 (0.0–1.6)	5	0.9 (0.0–1.5)	6	33.4 (20.6–37.3)	8.270	0.016
Overlap 95% kernel[a] (%)	4	0.0 (0.0–0.0)	5	0.0 (0.0–9.1)	6	17.6 (6.7–24.3)	8.437	0.015
Average NND[b] (m)	4	12 662 (10 305–17 139)	6	9275 (6416–9643)	15	6979 (4610–8601)	8.019	0.018

[a]Individuals in isolated territories were excluded (n = 15).
[b]All territories of the geographical areas were included (n = 25).
Kruskal–Wallis test (IQR, interquartile range).

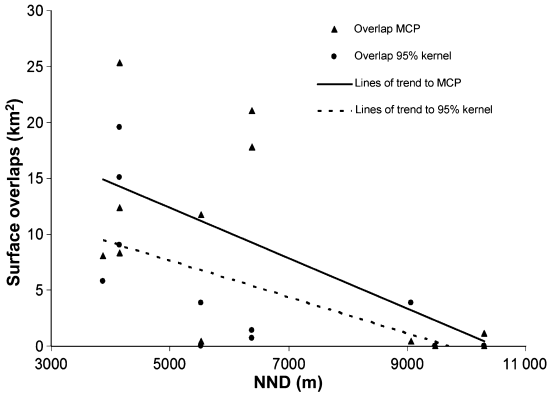


Figure 2. Relationship between NND and overlapping area with neighbouring individuals for MCP (n = 15, r_s = −0.641, P = 0.010) and 95% kernel (n = 15, r_s = −0.843, P < 0.001), and lines of trend.

and overlap with neighbouring individuals (MCP: r_s = −0.032, P = 0.908, n = 15, and 95% kernel: r_s = 0.181, P = 0.519). In contrast, we found a significant negative correlation between NND and the proportion of overlap with neighbouring individuals (MCP: r_s = −0.641, P = 0.010, n = 15; 95% kernel: r_s = −0.843, P < 0.001) (Fig. 2).

Breeding area fidelity

Roosting frequency in the breeding area in the 18 Bonelli's Eagles during the year was 53.2% (IQR: 46.4–68.9%, n = 18) and was higher in the breeding season than in the non-breeding season (Table 4). Both males and females roosted more frequently in the breeding area during the breeding season than during the non-breeding season, although only males showed significant differences. The seasonal trend was the opposite in non-breeding birds, although no significant differences were detected (Table 4).

The median distance from locations to the arithmetical centre of the nests (DLN) was 2061 m (IQR: 1916–2785 m, n = 18), with greater distances (Wilcoxon paired-data test) of up to 18 km from the nest being observed outside the breeding season. Similar trends were observed in both breeding males and females. However, non-breeding individuals were observed at similar distances from nests in both seasons (Table 4).

When breeding (n = 12) and non-breeding individuals (n = 6) were compared, differences in the median of the DLN were found in the breeding season (Mann–Whitney U-test, U = 8.0, P = 0.009) but not outside the breeding season (Mann–Whitney U-test, U = 30.0, P = 0.779).

DISCUSSION

The home-ranges derived from the tracked Bonelli's Eagles varied from 32 to 130 km^2 in the MCP and from 21 to 111 km^2 in the 95% kernel. These results are similar to those described by Cheylan and Ravayrol (1996) and Mure (1999) from the northernmost part of the species' range in France (MCP: 50–115 km^2, n = 3). This is also the case in Valencia (eastern Spain), (MCP: 55–84 km^2, n = 3 and 95% kernel 16–45 km^2) (Sanz *et al.* 2005) and Extremadura (southwest Spain) (MPC: 22–109 km^2, n = 3) (Cabeza & de la Cruz pers. comm.).

Each home-range estimator (MCP and probability kernel) can be interpreted as an indicator of various behaviours within the home-range. In all territories, breeding sites were within the

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

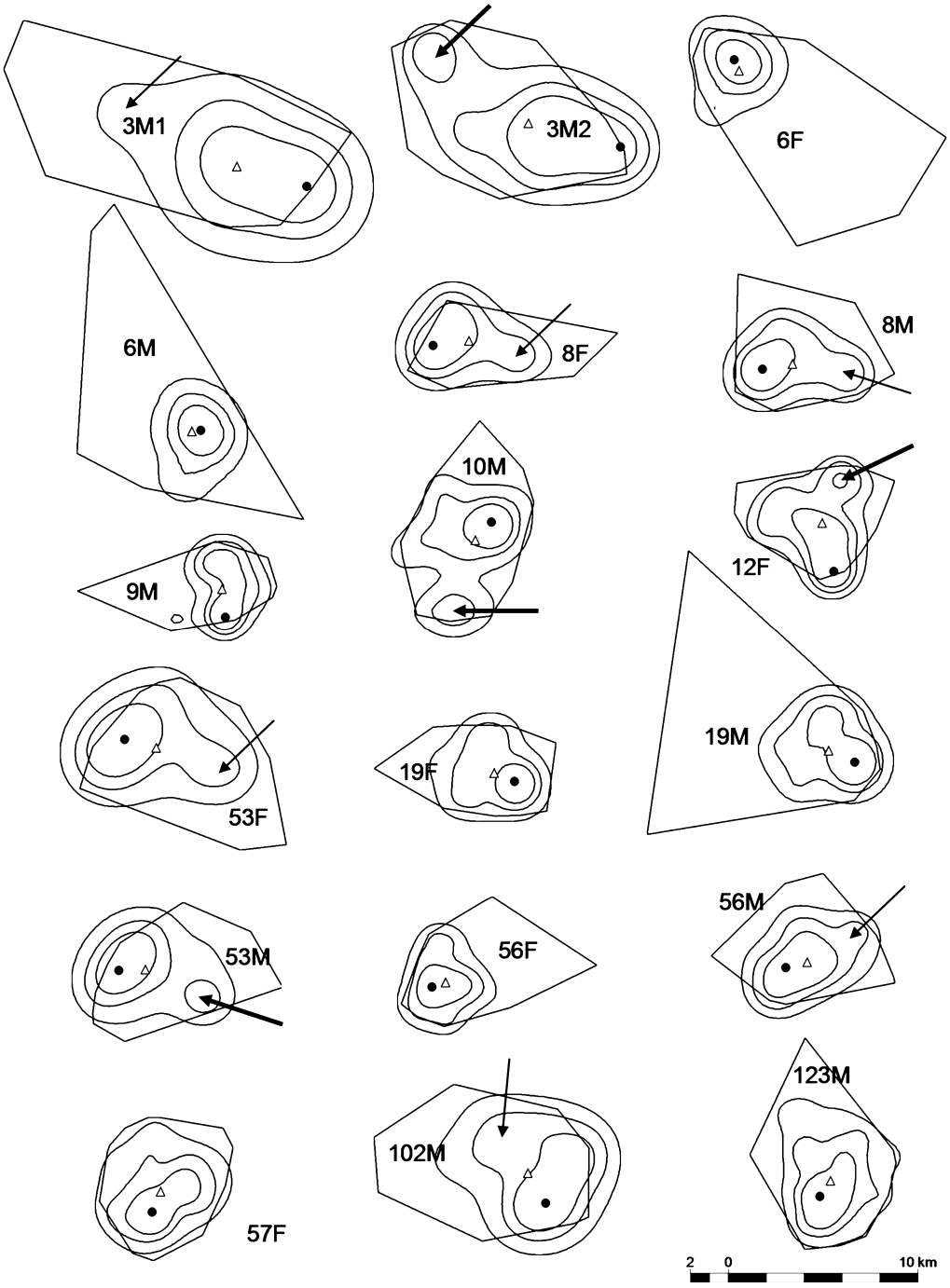


Figure 3. Shapes of 100% MCP, 95% kernel, 80% kernel and 50% kernel (●: centre of breeding area. △: arithmetical centre of locations. ⟶: intensively used areas. ⟶: main elongation areas). [Correction added after online publication 23 November 2009: 'main elongation areas' and 'intensively used areas' swapped to correct legend].

50% kernel, where the Eagles' main activity was concentrated throughout the year. The 80% kernel described the areas actively selected for foraging and roosting outside the breeding site (Fig. 3), the 95% kernel revealed the whole area used by Eagles over the year and the MCP showed the total area including the outlier locations.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

Table 4. Breeding area fidelity. Frequency of roosting in the breeding area and distance from the hourly locations to the arithmetic centre of the nests (DLN).

		Breeding season	Non-breeding season		
	n	Median (IQR)	Median (IQR)	*Z*	*P*
% Roosting in the breeding area					
All individuals	18	56.5 (50.0–70.0)	45.0 (30.7–64.7)	–1.988	0.047
Breeding individuals	12	60.0 (52.4–72.7)	33.3 (26.3–62.5)	–2.756	0.006
Breeding males	8	56.4 (50.6–61.4)	39.2 (27.4–60.4)	–2.240	0.025
Breeding females	4	72.7 (61.1–73.9)	31.6 (25.0–62.5)	–1.604	0.109
Non-breeding individuals	6	46.7 (35.1–65.7)	60.1 (41.5–73.2)	–1.095	0.273
Non-breeding males	3	51.7 (33.3–70.0)	65.8 (55.6–76.0)	–1.342	0.180
Non-breeding females	3	46.9 (40.5–52.9)	50.7 (36.8–64.7)	–0.447	0.655
DLN (m)					
All individuals	18	1884 (1689–2118)	2327 (2021–3178)	–3.027	0.002
Breeding individuals	12	1818 (1501–1984)	2327 (2151–3011)	–3.059	0.002
Breeding males	8	1843 (1747–1984)	2333 (2176–3011)	–2.521	0.012
Breeding females	4	1528 (939–1981)	2270 (1933–3146)	–1.826	0.068
Non-breeding individuals	6	2223 (1978–3576)	2446 (1633–4331)	–0.105	0.917
Non-breeding males	3	2130 (2057–4417)	1881 (1735–7029)	0.000	1.000
Non-breeding females	3	2316 (1740–3295)	3010 (1327–3431)	0.000	1.000

Wilcoxon paired-data test of the differences between breeding season and non-breeding season (IQR, interquartile range).

Significant variation between birds and territories was found in both the overall surface area foraged and in the form and proportion of the different kernels. Thus, in some individuals the 95% kernel coincided closely with the MCP, whereas in others the 95% kernel was a small and often eccentric part of the MCP (Fig. 3). This could indicate that whereas some Eagles regularly use the whole area of the home-range, others occasionally travel as far as 18 km from nests and beyond the boundaries of their home-ranges during excursions into areas without neighbours.

A significant eccentricity value for breeding areas in relation to global home-range was found, which indicates differential selection between breeding and foraging areas. In this sense, some territories had isolated intensively used areas far from nest-sites or elongated shapes (3M2, 10M, 12F, 53M, 3M1, 8F, 8M and 53F, Fig. 3). These areas were used primarily for foraging and roosting outside the breeding season and coincided with a larger home-range and larger distances to the nest (DLN) in this period. This differential use of the space could be a consequence of the heterogeneity of the territories and the irregular distribution of food resources (Sanz *et al.* 2005, Carrete *et al.* 2006).

Several authors have highlighted the important pair bond existing between territorial Bonelli's Eagles that lasts throughout the year (Cheylan 1972, Real 1983). The lack of differences between sexes in home-range sizes, which overlap considerably (71–98%), revealed the very close bonds that exist in pairs even outside the breeding season; for example, birds roosted together. During incubation and the first weeks of chick-rearing, females spent most of their time on the nest. The negligible differences found between male and female home-range size at this time could be due to the fact that males guard the nest and hunt nearby (Pérez-Mellado *et al.* 1977, Real 1983, Morvan & Dobchies 1987) and because females forage in the same areas as males when they are helping to feed their young (Zozaya 2005). Comparable home-range sizes for both sexes have also been obtained in the similarly territorial and sedentary Golden Eagle (Marzluff *et al.* 1997).

Terrestrial tracking procedures may have led to some biases in our estimates of home-ranges and spatial parameters. Nevertheless, Bonelli's Eagles spend long periods of time perched and the study area had an extensive network of roads that permitted observers to be in contact with birds most of the time. In addition, when Eagles were flying, the probability of detecting them was high because the signal ranges given for 'above-ground' conditions were considerable (Kenward 2001). Thus, observers only failed to receive a signal when birds

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

were perched in a deep ravine and low bias is to be expected in the detection of birds. The accuracy of locations is thus not thought to have had any significant influence on the fixed kernel density estimates given the expected magnitude of the home-ranges (Moser & Garton 2007).

During the year, the behaviour of Bonelli's Eagles was strongly influenced by the species' breeding cycle, which begins in the middle of winter and ends in the summer (del Hoyo *et al.* 1994), and this pattern may influence the spatial use at individual (breeding status) and temporal levels (breeding season). Over the year as a whole, there were no quantitative differences between breeding and non-breeding individuals in the area of home-ranges; however, breeding individuals had smaller home-ranges during the breeding season and more extended territories outside this period, as has been observed in Golden Eagles (Marzluff *et al.* 1997, Haworth *et al.* 2006). Seasonal differences observed in the spatial use of the home-range could be explained by the fact that breeding Eagles are more tied to their nests as they are involved in reproductive behaviour. This was also demonstrated by the shorter distances covered from the breeding area, as well as by the high frequency of roosting there. Non-breeding Eagles maintained a consistent home-range size throughout the year, but concentrated their activity further from nests (DLN), which suggests that the areas foraged by these Eagles differed from those used by breeding birds during the breeding season. The large areas of the home-range of breeding Eagles outside the breeding season, which included locations far from the nests, correspond to the spatial parameters observed in non-breeding Eagles. This could indicate that outside the breeding season, breeding Eagles exploit similar areas to non-breeding Eagles. This change in the use of space with respect to the season coincides with the specific foraging patterns and different prey consumed outside the breeding season (Real 1991, Moleón *et al.* 2007). Seasonal change in range use seems to be common in raptors (Marzluff *et al.* 1997, Haworth *et al.* 2006) and it is likely to be related to the constraint of central place foraging when breeding. Moreover, while the breeding areas studied provide some of the requisites for nesting (e.g. cliffs for nest-building), it is unlikely that breeding areas in our region provide enough prey for the whole year. They may thus not be optimal for foraging and so when Eagles are not restricted to the nests (non-breeding individuals or in the non-breeding season), they prefer to move outside their breeding areas.

In general, individual Bonelli's Eagles showed great fidelity to their breeding areas during the breeding season, and outside the breeding season Eagles regularly used their breeding areas to roost. This year-round fidelity to the breeding area highlights the importance of defending this resource at both intra- and interspecific levels. Both Golden Eagles and Peregrine Falcons *Falco peregrinus* occupy Bonelli's Eagle breeding areas and nests during prolonged absences, particularly outside the breeding season or when one individual of the pair dies (Fernández & Insausti 1990, Gil-Sánchez *et al.* 1996, pers. obs.). However, a regular presence of Eagles in their breeding areas is likely to prevent them being usurped by competitors (Cheylan 1973, Gil-Sánchez 1999).

In birds of prey, it is well known that intra- and interspecific competition can strongly influence the distribution of birds' breeding areas and their home-range sizes (Newton 1979, Gargett 1990, Ottaviani *et al.* 2006). At intraspecific level, home-ranges did not differ between geographical areas, although they did have significantly different conspecific densities. The highest degree of overlap was found in the area with the greatest density of Eagle pairs (SPR). There was also a negative correlation between NND and the percentage overlap. This could be a consequence of the fact that the closer an Eagle is to its neighbour, the more likely it is to overlap with it, although it may also indicate that Eagles sometimes share parts of their home-ranges. Nevertheless, when this occurred it was usually in the least frequently foraged areas. In this respect, the low percentage of overlapping territories and their spatial adjustment – almost without any free foraging space between them – indicates that some degree of intraspecific competition occurs, as has been demonstrated in other raptors (Newton 1979, Gargett 1990). Furthermore, in the SPR – the only area with nesting Golden Eagles – the NND was halved and we found the highest degree of overlap between neighbouring Bonelli's Eagle territories.

The use of MCP and kernels to analyse overlap can lead to different biases. Both techniques can incorporate areas not actually used by the Eagles, in the case of the MCP due to the presence of outliers and in the kernels depending on the smoothing factor used. Thus, in near neighbouring territories (low NNDs) an overestimation of the overlap may

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

be expected. Nevertheless, locations of Eagles within the home-range of neighbouring territories indicated that overlap may be frequent in this species.

A general pattern in home-range size was observed, which suggests that phylogenetic and behavioural factors are influential in spatial territorial use (Ottaviani *et al.* 2006). Bonelli's Eagle has specific morphological features such as high wing loading and a low aspect ratio (Parellada *et al.* 1984) that may influence its foraging behaviour, selection of breeding sites (Cheylan 1972, Real 1991, Ontiveros 1999) and distribution throughout the Mediterranean and sub-tropical region (Ferguson-Lees & Christie 2001). Thus, although individual and environmental factors influence the use of space patterns shown by Bonelli's Eagles, these birds are also apparently limited by their own morphological and phylogenetic characteristics.

Implications for management and conservation

Traditionally, conservation efforts for birds of prey have focused on breeding areas and the breeding season, largely because it has always been considered that breeding success can be maximized in this way (Meyburg & Chancellor 1994). Our study indicates that breeding areas are used all year round by Bonelli's Eagles, even outside the breeding season, during which time the birds rest, roost and prepare for the following breeding season. Thus, it would be expedient to regulate disturbing leisure activities (climbing, hiking and mountain biking) all year round, given that there are indications that these may be detrimental for the species outside the breeding period. Indeed, one of the pairs tracked in this study moved to a new and less suitable site after climbing in the area was permitted outside the breeding season. These areas should be even better protected from the irreversible damage caused by major infrastructures and urban development, which force birds to abandon territories and render them useless as breeding sites.

Our results show that some birds make extensive use of areas distant from nest-sites (between 2 and 14 km away), which are used for foraging and roosting. Some of these areas, which are located in more modified landscapes, are potentially dangerous due to the presence of power lines and intensive pressure (e.g. hunting). Mortality rates rise in these areas (Real & Mañosa 1997, Real *et al.* 2001) and are the main factors behind the decline in Bonelli's Eagle populations (Carrete *et al.* 2002b, 2005). Thus, the identification and protection of these key areas are crucial to maintain the quality of Eagles' territories.

The levels of eccentricity observed in the breeding area compared with home-ranges suggest that important bias may occur when studies treat the breeding area as the centre of the home-range. Extrapolating from a radius around a nest is not always an accurate way of defining sensitive areas (Kochert *et al.* 1999, Whitfield *et al.* 2001, 2007). Moreover, individual variation in spatial use by Bonelli's Eagles may limit the validity of the use of average values of home-range size in management decisions. The generally heterogeneous spatial-temporal use of home-ranges by Eagles, in which some patches are used much more than others, should stimulate further investigation into the ecological, physical and biological patterns of these selected areas. Thus, we recommend research into the modelling of potential patterns as a means of defining the use of space by Bonelli's Eagles.

Bonelli's Eagle is considered a charismatic umbrella species in European Mediterranean ecosystems (Carrete *et al.* 2002b, Moleón *et al.* 2009), where it is well distributed or where there are known abandoned territories. These Mediterranean areas now suffer from serious human impact that has led to irreversible transformations of landscapes and the loss of valuable habitats. Knowledge of spatial patterns and home-ranges in Bonelli's Eagle is a useful tool on which to base *in situ* conservation measures and for implementing sustainable regional planning.

This study was part of the applied research project of regional planning 'SITXELL (2001–2006)' of the Àrea d'Espais Naturals of the Diputació de Barcelona and the research project CGL2004-03189 of the Subdirección General de Proyectos de Investigación of the Ministry of Education and Science. We would like to thank the staff of the various natural parks used for the fieldwork: Daniel Guinart, Santiago Llacuna, Rodrigo del Amo, Vicenç Bros and Albert Peris. Enric Batllori, Antoni Margalef, Francesc Parés, Núria Pocino and ICRA took part in the fieldwork. Permission to handle Eagles was granted by the Servei de Protecció de la Fauna of Departament de Medi Ambient i Habitatge of the Generalitat de Catalunya. We are also grateful to Borja Heredia and Luis Mariano González of the Subdirección General de Biodiversidad of the Ministry of the Environment. We would like also to thank Beatriz Arroyo, Santi Mañosa,

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

Antonio Hernández, Philip Whitfield and two anonymous reviewers for the comments on a previous draft of the manuscript.

REFERENCES

Arroyo, B., Ferreiro, E. & Garza, V. 1995. *El águila perdicera Hieraaetus fasciatus en España. Censo, reproducción y conservación*. Ministerio de agricultura pesca i alimentación. Colección Técnica: ICONA.

Balbontín, J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's Eagle: an important issue in halting its decline in Europe. *Biol. Conserv.* **126**: 74–83.

BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Cambridge: BirdLife International. BirdLife Consevation Series No. 12.

Blondel, J., Coulon, L., Girerd, B. & Hortigue, M. 1969. Deux cents heures d'observation aupre's de l'aire de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*. *Nos Oiseaux* **30**: 37–60.

Burnham, W.A., Jenny, J.P. & Turley, C.W. 1989. *Maya Project: Use of Raptors as Environmental Indices for Design and Management of Protected Areas and for Building Local Capacity for Conservation in Latin America*. Boise, ID: The Peregrine Fund, Inc.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2002a. Predicting the implications for conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's Eagle in Murcia, Spain. *Oryx* **63**: 349–356.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A. & Calvo, J.F. 2002b. Factors influencing the decline of a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodivers. Conserv.* **11**: 975–985.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, F. & Lande, R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* **108**: 125–136.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Tella, J.L., Gil-Sánchez, J.M. & Moleón, M. 2006. Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* **112**: 680–690.

Cheylan, G. 1972. Le cycle annuel d'un couple d'aigles de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*). *Alauda* **40**: 214–234.

Cheylan, G. 1973. Notes sur la competitión entre l'Aigle Royal et l'Aigle de Bonelli. *Alauda* **41**: 203–212.

Cheylan, G. 1981. Sur le rôle determinat de l'alimentation dans le succès de reproduction de l'Aigle de Bonelli. *Hieraaetus fasciatus* en Provence. *Ann. CROP* **1**: 95–99.

Cheylan, G. & Ravayrol, A. 1996. Programme de baguage de l'aigle de Bonelli en France. Compte rendu 1996. *Faune de Provence*, **17**: 95–100.

Fabrizio, S., Newton, I., Marchesi, L. & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.* **43**: 1049–1055.

Ferguson-Lees, J. & Christie, D.A. 2001. *Rapaces del Mundo*. Barcelona: Ed. Omega.

Fernández, C. & Insausti, J.A. 1990. Golden Eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles. *J. Raptor Res.* **24**: 124–125.

Fernández, A., Román, J., de la Torre, J., Ansola, L.M., Santa María, J., Ventosa, R., Román, F. & Palma, C. 1998. Demografía y Conservación de una población de Àguilas Perdiceras *Hieraaetus fasciatus* en declive. In Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U. & Ferrero, J.J. (eds). *Holarctic Birds of Prey*: Badajoz, Spain: ADENEX-WWGBP.

Garcelon, D.K. 1985. *Mounting Backpack Telemetry Packages on Bald Eagles*. Arcata, CA: Institute for Wildlife Studies.

Gargett, V. 1990. *The Black Eagle*. Randburg: Acorn Books CC and Russel Friedman Books CC.

Gil-Sánchez, J.M. 1999. Solapamiento de hábitat de nidificación i coexistencia entre el Águila-azor perdicera (hieraaetus fasciatus) y el Halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en un área de simpatría. *Ardeola* **46**: 31–38.

Gil-Sánchez, J.M., Molino, F. & Valenzuela, G. 1996. Selección de habitat de nidificación per el águila perdicera (*Hieraaetus faciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola* **43**: 189–197.

Haworth, P.F., Mcgrady, M.J., Whitfield, D.P., Fielding, A.H. & McLeod, D.R.A. 2006. Ranging distance of resident Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding status: capsule home-range of resident pairs of Golden Eagle was usually smaller during a successful breeding season than during winter and during an unsuccessful breeding season. *Bird Study* **53**: 265–273.

del Hoyo, **J.**, **Elliot**, **A.** & **Sargatal**, **J.**, (**eds**) 1994. *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 2. Barcelona: Lynx Edicions.

Kenward, R.E. 1987. *Wildlife Radio Tagging: Equipment, Field Techniques and Data Analysis*. London: Academic Press.

Kenward, R.E. 2001. *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. London: Academic Press.

Kenward, R.E. & Walls, S.S. 1994. The systematic study of radio-tagged raptors: I. survival, home-range and habitat-use. In Meyburg, B.U. & Chancellor, R.D. (eds) *Raptor Conservation Today*: The World Working Group on Birds of Prey and Owls (WWGBP). Berlin: The Pica Press.

Kochert, M.N., Steenhof, K., Carpenter, L.B. & Marzluff, J.M. 1999. Effects of fire on Golden Eagle territory occupancy and reproductive success. *J. Wildl. Manage.* **63**: 773–780.

Laver, P.N. & Kelly, M.J. 2008. A critical review of home range studies. *J. Wildl. Manage.* **72**: 290–298.

López-López, P., García-Ripollés, C., García-López, F., Aguilar, J.M. & Verdejo, J. 2004. Patrón de distribución del águila real *Aquila chrysaetos* y del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Castellón. *Ardeola* **51**: 275–283.

Mañosa, S., Real, J. & Codina, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J. Raptor Res.* **32**: 208–214.

Martínez, J.A., Calvo, J.F., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., Zabala, J. & Redpath, S.M. 2007. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population. *Ibis* **150**: 223–233.

Marzluff, J.M., Knick, S.T., Vekasy, M.S., Schueck, L.S. & Zarriello, T.J. 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southeastern Idaho. *Auk* **114**: 673–687.

Meyburg, B.U. & Chancellor, R.D. 1994. *Raptor Conservation Today*. The World Working Group on Birds of Prey and Owls (WWGBP). Berlin: The Pica Press.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent population of North American mammals. *Am. Midl. Nat.* **37**: 223–249.

Moleón, M., Gil-Sánchez, J.M., Real, J., Sánchez-Zapata, J.A., Bautista, J. & Sánchez-Clemot, J.F. 2007. Non-breeding feeding ecology of territorial Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* in the Iberian Peninsula. *Ardeola* **54**: 135–143.

Moleón, M., Sánchez-Zapata, J.A., Real, J., García-Charton, J.A., Gil-Sánchez, J.M., Palma, L., Bautista, J. & Bayle, P. (2009). Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *J. Biogeogr.* **38**: 1502–1515.

del Moral, J.C. 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. Madrid: SEO/BirdLife.

Morse, D.H. 1980. *Behavioral Mechanisms in Ecology*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Morvan, R. & Dobchies, F. 1987. Comportement de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* sur son site de nidification. *L'Oiseau et R.F.O.* **57**: 85–101.

Moser, B.W. & Garton, E.O. 2007. Effects of telemetry location error on space-use estimates using a fixed-kernel density estimator. *J. Wildl. Manage.* **71**: 2421–2426.

Mure, M. 1999. Détermination par suivi visuel des habitats utilisés par l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Ardèche. *Alauda* **67**: 289–296.

Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Berkhamsted: T & A.D. Poyser.

Ontiveros, D. 1999. Selection of nest cliffs by Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Southeastern Spain. *J. Raptor Res.* **33**: 110–116.

Ottaviani, D., Cairns, S.C., Oliverio, M. & Boitani, L. 2006. Body mass as a predictive variable of home-range size among Italian mammals and birds. *J. Zool.* **269**: 317–330.

Parellada, X., Juan, A.De. & Alemany, O. 1984. Ecología de l'Áliga cuabarrada *(Hieraaetus fasciatus):* factors limitants, adaptacions morfològiques i relacions interespecífiques amb l'Áliga daurada *(Aquila chrisaetos). Rapinyaires mediterranis,* **Vol. II**: 121–141. Barcelona: CRPR.

Penteriani, V., Balbontín, J. & Ferrer, M. 2003. Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ibis* **145**: E77–E82.

Pérez-Mellado, V., Bueno, J.M. & Arroyo, B. 1977. Comportamiento de *Hieraaetus fasciatus* en el nido. *Ardeola* **23**: 79–102.

Pons, X. 2002. *MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció*. Bellaterra: Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF.

Ratcliffe, C.S. & Crowe, T.M. 2001. Habitat utilisation and home range size of Helmeted Guineafowl (*Numida meleagris*) in the midlands of KwaZulu-Natal province, South Africa. *Biol. Conserv.* **98**: 333–345.

Real, J. 1983. Dades sobre la biologia de l'àliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*) a la Serralada Pre-litoral Catalana. *Butlletí de l'Institut Català d'Història Natural* **49**: 127–141.

Real, J. 1991. *L'Àguila perdiguera* Hieraaetus fasciatus *a Catalunya: estatus, ecologia tròfica, biologia reproductora i demografia*. PhD Thesis, Universitat de Barcelona.

Real, J. 2003. Águila-azor perdicera. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds) *A: Atlas de las aves reproductoras de España*: 192–193. Madrid: Dirección General de Conservación de la naturaleza. Sociedad Española de Ornitología.

Real, J. & Mañosa, S. 1997. Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. *Biol. Conserv.* **79**: 59–66.

Real, J., Grande, J.M., Mañosa, S. & Sánchez-Zapata, J.A. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* **48**: 221–228.

Real, J., Tintó, A., Borau, A., Beneyto, A. & Parellada, X. 2004. Àguila cuabarrada *Hieraaetus fasciatus*. In Estrada, J., Petrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds) *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999–2002*: 182–183. Institut Català d'Ornitologia (ICO). Barcelona: Lynx Edicions.

Rico, L., Sánchez-Zapata, J.A., Izquierdo, A., Garcia, J.R., Morán, S. & Rico, D. 1999. Tendencias recientes en las poblaciones del Águila real (*Aquila chrisaetos*) y el Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Valencia. *Ardeola* **46**: 235–238.

Rocamora, G. 1994. Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. In Tucker, G.M. & Heath, M.F. (eds) *Birds in Europe, Their Conservation Status*: 184–185. Cambridge: Birdlife International, Birdlife Conservation Series 3.

Sanz, A., Minguez, E., Anadón, J.D. & Hernàndez, V.J. 2005. Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ardeola* **52**: 347–350.

Seaman, D.E. & Powell, R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* **77**: 2075–2085.

Seaman, D.E., Millspaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J. & Gitzen, R.A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *J. Wildl. Manage.* **63**: 739–747.

South, A.B., Kenward, R.E. & Walls, S.S. 2005. *Ranges7 v1.0: for the Analysis of Tracking and Location Data. Online Manual*. Wareham, UK: Anatrack Ltd.

Swihard, R.K. & Slade, N.A. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* **66**: 1176–1184.

Taylor, B.L. & Gerrodette, T. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the Vaquita and Northern Spotted Owl. *Conserv. Biol.* **7**: 489–500.

White, G.C. & Garrott, R.A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. New York: Academic Press.

Whitfield, D.P., Mcleod, D.R.A., Fielding, A.H., Broad, R.A., Richard, J., Evan, R.J. & Haworth, P.F. 2001. The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. *J. Appl. Ecol.* **38**: 1208–1220.

Whitfield, D.P., Fielding, A.H., Gregory, M.J.P., Gordon, A.G., Mcleod, D.R.A. & Haworth, P.F. 2007. Complex effects of habitat loss on Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ibis* **149**: 26–36.

Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70**: 164–168.

Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.

Zozaya, E.L. 2005. *Uso del espacio y comportamiento parental del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante la época de cría*. Universitat de Barcelona. Memoria de Diploma de Estudios Avanzados en Zoología y Suficiencia Investigadora.

Received 25 February 2009;
revision accepted 15 October 2009.

© 2009 The Authors
Journal compilation © 2009 British Ornithologists' Union

5. ***Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (Aquila fasciata) tracked by GPS satellite telemetry.***
JM Pérez-García, A. Margalida, I. Afonso, E. Ferreiro, A. Gardiazábal, F. Botella & J.A. Sánchez-Zapata, 2013
J Ornithol (2013) 154:63–71. DOI 10.1007/s10336-012-0871-x.

J Ornithol (2013) 154:63–71
DOI 10.1007/s10336-012-0871-x

ORIGINAL ARTICLE

Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry

Juan Manuel Pérez-García · Antoni Margalida · Iván Afonso · Ernesto Ferreiro · Andrea Gardiazábal · Francisco Botella · José Antonio Sánchez-Zapata

Received: 16 November 2011 / Revised: 18 May 2012 / Accepted: 21 June 2012 / Published online: 12 July 2012
© Dt. Ornithologen-Gesellschaft e.V. 2012

Abstract Animal movement patterns and use of space depend upon environmental resources (i.e., food availability), and on conspecific and interspecific interactions. We studied the home range of seven territorial Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry over a period of 4–5 years to determine home range characteristics and annual and individual variations. Bonelli's Eagles hold an annual home range of Minimum Convex Polygon (MCP) = 205.6 km^2 (range 44.7–704.8 km^2) and Kernel 95 % = 44.4 km^2 (range 31.8–91.9 km^2). Eagles showed slight temporal variation in home range sizes, but a wide variation in use of space. Only 27.3 % of the accumulated home range was used during all seasons, while 30.3 % was used only during a single season. Areas around the nest, main hunting areas and roosting sites were utilised regularly every year in both breeding and non-breeding seasons. Accumulated home ranges were stabilised in year 3 of monitoring. Individuals displayed strong territoriality, even in non-breeding seasons, although eagles also made long trips (>15 km) well beyond their territorial boundaries, as assessed for the first time by GPS satellite telemetry. The overlap was slight for two adjacent pairs. In addition, we noticed a strong relationship between topographical landmarks and home range segregation. This study reinforces the idea that combining information on season patterns, conspecific distribution and topography can help define both the shape and size of home ranges more realistically.

Keywords Bonelli's Eagle · Home range · Neighbour · Overlap · Spain · Fidelity · Territorial behaviour

Zusammenfassung

Jährliche Schwankungen von Aktionsraum, Territorialität und Raumüberlappung bei brütenden Habichtsadlern (*Aquila fasciata*), die mit Hilfe von GPS-Satelliten-Telemetrie verfolgt wurden

Bewegungsmuster und Raumnutzung von Tieren hängen von Ressourcen in ihrer Umwelt (d.h. Nahrungsverfügbarkeit) und inner- und zwischenartlichen Interaktionen ab. Wir haben die Aktionsräume von sieben territorialen Habichtsadlern (*Aquila fasciata*) untersucht, die mit Hilfe von GPS-Satelliten-Telemetrie vier bis fünf Jahre lang verfolgt wurden, um die Eigenschaften der Aktionsräume sowie jährliche und individuelle Variation zu ermitteln. Habichtsadler besitzen einen jährlichen Aktionsraum von 205.6 km^2 (Spannweite: 44.7–704.8 km^2) nach der Minimum-Konvex-Polygon(MCP)-Methode und von 44.4 km^2 (Spannweite: 31.8–91.9 km^2) nach der Kerndichteschätzungs-Methode. Die Adler wiesen nur geringe zeitliche Schwankungen in der Größe ihrer Aktionsräume auf, unterschieden sich jedoch deutlich in ihrer Raumnutzung. Lediglich 27.3 % des akkumulierten Aktionsraumes wurden in allen Jahreszeiten genutzt, 30.3

Communicated by F. Bairlein.

J. M. Pérez-García (✉) · F. Botella · J. A. Sánchez-Zapata
Área de Ecología, Dpto Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández, Avda Universidad s/n, 03202 Elche, Spain
e-mail: juanmapg@gmail.com

A. Margalida
Division of Conservation Biology, Institute of Ecology and Evolution, University of Bern, Baltzerstrasse 6, 3012 Bern, Switzerland

I. Afonso
FAIA SCP, C/Monestir Lavaix, 9, 25520 El Pont de Suert, Spain

E. Ferreiro · A. Gardiazábal
BIOMA TBC, C/ Ceuta, 10, 28260 Galapagar, Madrid, Spain

% nur in einer einzigen Jahreszeit. Die Gebiete in Nestnähe, die Hauptjagdgebiete und die Schlafplätze wurden jedes Jahr sowohl innerhalb als auch außerhalb der Brutsaison genutzt. Die akkumulierten Aktionsräume wurden im dritten Beobachtungsjahr stabilisiert. Individuen zeigten ausgeprägte Territorialität, selbst außerhalb der Brutsaison, obwohl sie auch lange Flüge (>15 km) außerhalb ihrer Reviergrenzen unternahmen, wie erstmalig mit Hilfe von GPS-Satelliten-Telemetrie festgestellt werden konnte. Die Aktionsräume benachbarter Paare überlappten nur wenig. Zudem haben wir eine starke Beziehung zwischen topographischen Landmarken und Untergliederung des Aktionsraumes festgestellt. Diese Studie bekräftigt die Idee, dass das Kombinieren von Informationen über saisonale Muster, Verteilung von Artgenossen und Topographie dabei helfen kann, sowohl die Form als auch die Größe von Aktionsräumen realistischer zu definieren.

Introduction

Animal home ranges are defined by Burt (1943) as the area traversed by the individual in its normal activities of food gathering, mating and caring for young. Such area-restricted space use behaviour is determined by spatial, temporal and individual-level processes, and has fundamental consequences for many ecological processes (Börger et al. 2008). Many studies have focused on the factors determining home range (HR) size and shape (see the review in Adams 2001), and have highlighted the importance of factors like food availability (Grigione et al. 2002; Herfindal et al. 2005), habitat configuration (Whitfield et al. 2001) or conspecific and interspecific competitors (Newton 1979; Gargett 1990; Ottaviani et al. 2006). In contrast, knowledge about spatio-temporal variations in the size and shape of HRs has scarcely been documented (Börger et al. 2008).

Here, we focus on the endangered Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*), a territorial raptor that usually nests on cliffs (Cheylan 1973; Carrete et al. 2005; Larrey et al. 2007) and feeds preferably on common rabbits (*Oryctolagus cuniculus*), but also on other medium-sized preys such as Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*) or Rock Pigeons (*Columba livia*) (Moleón et al. 2009). The importance of basic knowledge on its ecology could prove fundamental in conservation because this species has declined in the last three decades by about 20–50 % (Real and Mañosa 1997; Real 2004). Currently, the species is considered endangered in Spain (Real 2004) and is regarded as a Species of European Conservation Concern and Endangered in Europe by BirdLife International (2004).

Recent studies using terrestrial telemetry have described the annual HR of Bonelli's Eagle in different regions of Spain (Sanz et al. 2005; Bosch et al. 2009; Cabeza Arroyo and de la Cruz Solís 2011). However, as far as we know, no study has focused on the interannual and temporal variation in size and shape, and fidelity to these areas. In addition, this is the first time that movements of territorial adults have been assessed by means of GPS satellite telemetry. Previously, this technique has been successfully used to study juvenile dispersal patterns in this raptor (Cadahia et al. 2005, 2007; Gardiazábal et al. 2010).

The aims of this study are to: (1) describe the HR and core areas of territorial Bonelli's Eagles; (2) analyse their interannual variations; (3) and assess the territorial interactions between neighbouring eagles.

Methods

Study area

The study was conducted in the provinces of Valencia (Central-Eastern Spain) and Tarragona (Catalonia, North-Eastern Spain). The Valencia area is a mountainous zone with several river canyons along the Jucar River and its tributaries. Land cover consists mainly in Mediterranean forests of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* with secondary scrub, scattered with non-irrigated plantations with remains of riparian vegetation. Human presence is low, but several windfarms are being built or are planned for this area. Here, two neighbouring Bonelli's Eagle territories were studied, whose nests were spaced from each other by between 1.9 and 3.7 km. This distance is shorter than the mean nearest neighbouring distance (NND) described for Bonelli's Eagle in this area (8.2 km; Rico-Alcázar et al. 1999). The distance to the nearest nest of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*), a possible competitor species, is 5.7 km (own data). The Tarragona area is very similar to the aforementioned area, and is characterised by steep mountain ranges (from 400 to 1,100 m). Land cover consists mainly in secondary pinewoods and scrub. Human presence is low. The density of Bonelli's Eagle in this area is also very high (see Bosch et al. 2009).

Trapping and monitoring

We trapped seven territorial Bonelli's Eagles, two neighbouring adult males in Valencia, and three adult males and two adult females in Tarragona (Table 1). We used a radio-controlled bow-net trap lured with pigeons. Trapped birds were ringed with metal (the eagles from Valencia also had PVC rings) and they were equipped with a 45-g Argos/GPS PTTs (Microwave Telemetry, MD, USA). Transmitters were powered with solar panels and were fixed to birds as backpacks by a Teflon harness with a central ventral

Table 1 Characteristics of Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) individuals tracked by territory, province, tracked period, total days (days) and total number of locations (*N Loc*)

Individual	Sex	Territory	Province	Tracking period		Days	N Loc
M1	♂	1	Valencia	23 May 06	9 Apr 10	1,396	2,952
M2	♂	2	Valencia	17 Aug 06	30 Jun10	1,393	4,414
M3	♂	3	Tarragona	18 Oct 05	13 Apr 06	175	289
M4	♂	4	Tarragona	5 Jul 07	29 Jan 11	1,284	4,892
F1	♀	5	Tarragona	27 Sep 06	27 Oct 06	30	60
M5	♂	5	Tarragona	29 Jun 07	17 Dec 10	1,248	4,002
F2	♀	5	Tarragona	13 Dec 07	26 Jun 08	193	476

rupture point (Garcelon 1985). PTTs were programmed to work between 6.00 h and 21.00 h. Individuals were sexed by biometric data such as body weight and length, and age (they were all determined as adults) by plumage characteristics (García Matarranz and Fernández 2011). Eagles were trapped and handled with all the necessary government permits.

Data analysis

Annual home range and core areas of territorial Bonelli's Eagles

Home ranges were estimated using Hawth's tools in ArcGIS 9.0 (Beyer 2004). We used Fixed Kernel methods (FK; Worton 1989). Moreover, 90 % Isopleths (FK90) were taken as an estimate of the total home range and 50 % isopleths (FK50) as core areas (Börger et al. 2006; Cardador et al. 2009). Minimum Convex Polygon MCP and 95 % Isopleths (FK95) were also calculated to make comparisons with previous studies. For comparative purposes, the selection of localisations for Fixed Kernel construction followed the same method as in Bosch et al. (2009).The smoothing factor was calculated by least-squared cross-validation LSCV (Gitzen and Millspaugh 2003; Gitzen et al. 2006; Horne and Garton 2006; Cardador et al. 2009). To evaluate seasonal variations, we defined two study periods: breeding season (BS) from January to July and non-breeding season (NBS) from August to December for Valencian eagles, and 1 month later for Catalonian eagles (del Hoyo et al. 1994; López-López et al. 2007; own data).We assessed the influence of breeding success in the home range size by comparing successful and non-successful individuals first for both sexes and after for males separately because of the small female sample size.

Satellite tracking also allowed us to assess long trips, defined as movements longer than 15 km from the nest or the central point of the nests most used.

Inter-annual variations in the home range

We calculated the accumulated home range, defined as the total area used by tracked eagles during the whole monitoring period. We considered that this value was stable when the annual home range increased by less than 10 % and reached the asymptote (McLoughlin and Ferguson 2000). We also calculated home range fidelity, defined as the percentage of the total accumulated home range used during each year or study period (Laver and Kelly 2008; Börger et al. 2008).

Territoriality and interactions between neighbours

To assess territorial interactions, we used the satellite tracking data of the two neighbouring adult male eagles from Valencia (Table 1). Although recent studies indicate that at least 10 locations per month could estimate HR (Börger et al. 2006), our interest in studying the fine-level selection and interactions between the two neighbouring individuals involved maximising the number of locations for each individual, so we included all available localisations. A HR overlap was defined as the proportion of territory shared by neighbours during the whole tracking period for both individuals (5 years).

To study the effect of topography on spatial segregation, we evaluated the percentage of locations included in predefined geographical boundaries. These limits were drawn from the barriers and geographical landmarks of the territory (i.e., the maximum slope line, the peaks line and the different valleys) (Eason et al. 1999). We also evaluated the number and the distance of intrusions of each individual into the neighbouring territory. Intrusions were measured as the perpendicular distance in relation to the previously defined territorial boundary line. Due to precision errors of locations made by the GPS device, we only considered values above 36 m (double GPS minimum precision).

Statistical procedures

To evaluate the differences between HR and core area sizes, and between interannual differences and fidelity to HR, we used Kruskal-Wallis tests (Zar 1999). To analyse the differences in FK levels, sex, breeding season periods and overlap, we used Wilcoxon tests (Zar 1999). All the tests were conducted in a R-project, with statistical

Table 2 Home range size per year (km^2), maximum distance to nest (km) and number of locations (*N Loc*) per year

Individual	Year	MCP	FK 95 %	FK 90 %	FK 50 %	Max nest	N Loc
M1	2006	236.5	48.6	34.8	7.4	21.5	199
	2007	79.0	42.6	31.4	4.7	13.3	296
	2008	160.4	48.3	32.8	6.4	19.5	802
	2009	274.5	41.4	32.1	8.9	23.2	1,140
	2010	205.6	44.4	34.1	7.5	16.1	515
	Subtotal	205.6 ± 75.4	44.4 ± 3.3	32.8 ± 1.4	7.4 ± 1.6	19.5 ± 4	
M2	2006	124.6	46.9	35.7	9.6	13.6	775
	2007	162.7	37.1	28.9	8.0	28.4	458
	2008	242.9	45.2	34.7	7.5	31.4	1,184
	2009	215.6	47.6	36.6	10.4	17.1	1,727
	2010	68.4	41.6	29.6	6.7	8.3	270
	Subtotal	162.7 ± 70	45.2 ± 4.4	34.7 ± 3.6	8.0 ± 1.5	17.1 ± 9.8	
Median Valencia		184.2 ± 30.3	44.8 ± 0.6	33.8 ± 1.3	7.7 ± 0.4	18.3 ± 1.7	
M3	2005	44.7	36.9	27.9	6.9	6.4	130
	2006	78.0	54.1	42.1	11.7	9.4	159
	Subtotal	61.4 ± 23.5	45.5 ± 12.1	35 ± 10.1	9.3 ± 3.5	7.9 ± 2.1	
M4	2007	88.6	52.0	40.1	8.2	12.5	390
	2008	182.5	75.6	55.1	10.4	13.8	1,551
	2009	323.2	91.9	68.0	11.9	24.1	1,613
	2010	215.1	87.1	60.1	8.0	22.2	1,338
	Subtotal	198.8 ± 96.8	81.4 ± 17.8	57.6 ± 11.8	9.3 ± 1.9	18.0 ± 5.8	
F1	2006	704.8	44.4	35.3	8.9	50.9	60
M5	2007	345.9	31.8	23.9	4.4	40.7	354
	2008	343.3	43.1	31.3	6.5	21.9	1,152
	2009	140.0	36.4	27.3	5.5	18.0	1,253
	2010	151.4	33.2	24.0	4.8	13.7	1,243
	Subtotal	247.4 ± 115.0	34.8 ± 5.0	25.7 ± 3.5	5.2 ± 0.9	20.0 ± 11.9	
F2	2008	560.1	38.5	28.1	5.0	75.4	460
Median Tarragona		247.4 ± 267.7	44.4 ± 18.7	35.0 ± 12.6	8.9 ± 2.2	20.0 ± 28.0	
Total median		205.6 ± 234.2	44.4 ± 15.4	34.7 ± 10.4	8.0 ± 1.8	19.5 ± 24.2	

significance based upon two-tailed tests and $p < 0.05$. All the measurements are given with their average standard deviation.

Results

Annual home range and core areas of territorial Bonelli's Eagles

The HRs of all individuals were 205.6 ± 234.2 km^2 at MCP, 44.4 ± 15.4 km^2 at FK 95; 34.7 ± 10.4 km^2 at FK 90, and 8.0 ± 1.8 km^2 at FK 50 (Table 2). Significant differences were found between individuals (Kruskal–Wallis FK 50 $H_6 = 21.63$, $p < 0.005$; FK 90 $H_6 = 21.60$, $p = 0.001$). However, these differences disappeared when we excluded male M4 (Kruskal-Wallis $H_5 = 8.04$, $p = 0.15$). We did not find any significant difference in HR size between sexes (Wilcoxon test FK 50 $W = 66$, $p = 0.067$; FK 90 $W = 42$, $p = 0.35$) or between years (Kruskal–Wallis test, FK 90 $H_5 = 4.83$, $p = 0.43$; FK 50 $H_5 = 6.35$, $p = 0.27$).

Home ranges were slightly larger during the breeding season (FK 50 = 7.2 ± 2.5 km^2; FK 90 = 36.0 ± 11.7 km^2; $n = 19$) than during the non-breeding season (FK 50 = 6.5 ± 2.1 km^2; FK 90 = 30.2 ± 10.3 km^2; $n = 19$), but only after excluding male M4 (FK 90 $W = 65$, $p = 0.003$). When comparing HR sizes between successful breeding individuals versus unsuccessful ones, we found that their core areas were similar and that HR FK 90 was slightly bigger in successful birds for both all individuals and males only (FK90 Kruskal–Wallis $H_1 = 3.60$, $p = 0.06$; FK50 $H_1 = 0.01$, $p = 0.92$) (Table 3).

Table 3 Territorial size (km^2) and home range fidelity per year of tracking (% HR/year) in each breeding period studied [breeding season (*BS*) vs. non-breeding season (*NBS*)] and at both levels (FK50 core area vs. FK90 home range)

		Annual HR	% HR/year			
			1	2	3	4
FK 50	BS	6.9 ± 2.5	40.3 ± 17	18.7 ± 4.6	14.2 ± 5.8	28.4 ± 25.4
	NBS	6.8 ± 2.1	32.4 ± 7.3	18.6 ± 1.4	19.4 ± 12.9	29.6 ± 9.9
FK 90	BS	32.7 ± 11.7	23.0 ± 5.4	18.7 ± 5.1	22.7 ± 8.1	35.6 ± 15.5
	NBS	29.1 ± 10.4	27.4 ± 7.2	20.7 ± 3.3	20.2 ± 12.9	31.7 ± 8.8

Interannual spatial variations in the home range

HR fidelity was relatively low. Only 27.3 % of the accumulated HR was regularly used during all the monitored seasons ($n = 4$), while 30.3 % was used only during a single season (Fig. 1). We did not find any statistical differences in HR fidelity either between reproductive periods (Wilcoxon test, FK 50 $W = 111, p = 0.54$; FK 90 $W = 118, p = 0.72$) or among individuals (Kruskal–Wallis $H_3 = 1.03, p = 0.79$) and FK levels (Wilcoxon test, $W = 460, p = 0.49$).

The accumulated HR for three of the four individuals studied stabilised after the third monitoring year to 48.37 ± 6.0 km^2 (at FK 90 level), except for one individual M4 whose accumulated HR was estimated at 948.7 km^2 and did not stabilise. The accumulated core area (FK 50) varied vastly between individuals from 8.8 km^2 of M5 to 23.8 km^2 of M4 (Fig. 2).

Longer movements

We detected a total of 31 trips of >15 km, of which 74.2 % only lasted 1 day. The two longest trips, 5 and 6 days, were also the farthest ones, 74.5 and 50.9 km, and resulted in the specimens' death (F1 and F2, both poisoned). The maximum distance recorded from the nest was 74.5 km, but 61.3 % of long movements were made between 15 and 20 km (median = 19.5 ± 15.5 km). Excursions further away (>20 km) were recorded more frequently in autumn.

Territoriality and interactions between neighbours

Tracked Bonelli's Eagles showed strong territorially. In the two adjacent territories in Valencia, the overlapping area was very small throughout the monitoring period; at FK, the 50 level mean was 0.12 ± 0.23 % ($n = 8$) and at FK 90 the mean was 4.33 ± 1.30 % ($n = 8$). No differences were found between BS and NBS (Wilcoxon test, FK 50 $W = 10$, $p = 0.62$; FK 90, $W = 2$, $p = 0.11$). The topographic barrier marking the line of peaks and the Júcar river valley separated 99.99 % of all the locations of M2 and 99.98 % of those of M1 (Fig. 3). Intrusions were scarce (M1 = 32 and M2 = 42; mean per ind/year = 7.4 ± 6.2). The distances travelled within an adjacent territory were variable for both individuals and ranged from 38 m (the limit of the device's precision) to 4,074 m, but the median distance was short (429.3 ± 593.6 m).

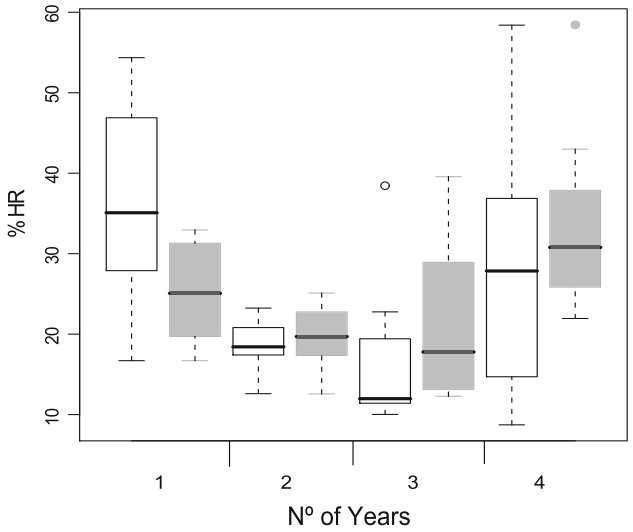


Fig. 1 Percentage of accumulated home range (%) used by Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) during each study year (FK50, core area *white bars*; FK90, home range *grey bars*)

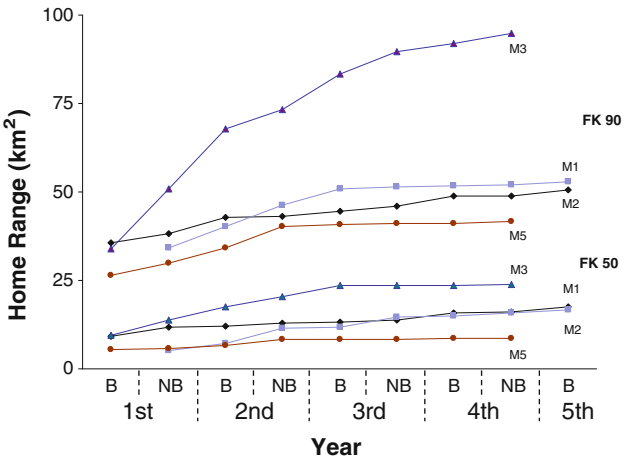


Fig. 2 Accumulated home range size throughout thel monitoring period. *B* breeding season; *NB* non breeding season; *FK50* corea area; *FK90* home range

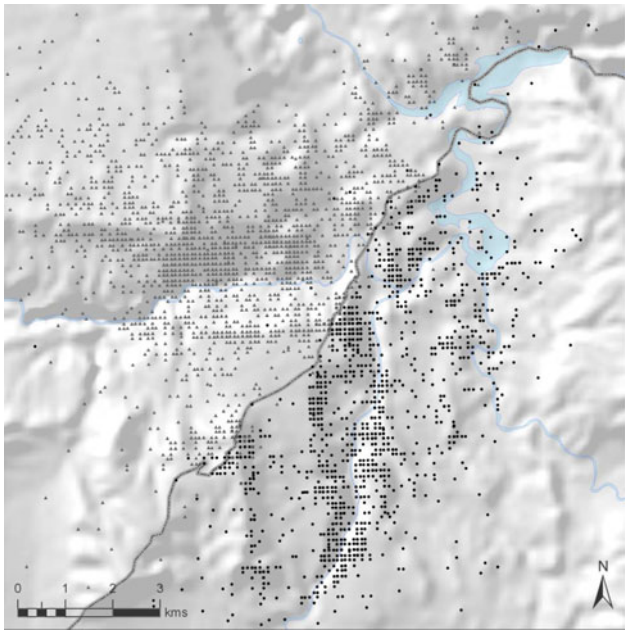


Fig. 3 Topographical boundaries and spatial localisation over the 4-year study for the Valencian satellite-tracked Bonelli's Eagles. *Grey triangles* M1, *black dots* M2

In addition, none of the eagles tracked in Tarragona was located inside another individual's HR. Moreover, two birds which took long exploratory trips avoided entering neighbouring territories.

Discussion

Bonelli's Eagles tracked by GPS satellite showed annual HR sizes, calculated by MCP, of 205.6 km^2 (range 44.7–704.8 km^2). This value is higher than those described in previous work using radio-tracked Bonelli's Eagles in Spain: Valencia (55–84 km^2; Sanz et al. 2005), Catalonia (50.3 km^2; Bosch et al. 2009) or Extremadura (22–109 km^2; Cabeza Arroyo and de la Cruz Solís 2011), and in southern France (50–115 km^2; Mure 1999). These differences are probably due to the increased ability of satellite trackers to detect the long-distance movements that eagles made outside their normal foraging areas. Although long trips are infrequent (0–4 per year), they remain unregistered by terrestrial radio tracking and may finally bias the MPC results, which is very sensitive to outliers (Börger et al. 2006). In contrast, the HR calculated at Kernel 95 % (44.4 km^2, range 31.8–91.9 km^2) was very similar to the results reported in previous works (see above). This confirms that kernel-based estimation methods produce more realistic HR results, irrespectively of sample size and outliers (Börger et al. 2006). Only male M4 had a much larger HR, probably because a wildfire burned part of its core area, including one nest in a pine tree. In contrast, we did not find significant differences between territories of Valencia (where a windfarm was under construction) and birds from Catalonia.

In our study, Bonelli's Eagles used slightly larger HR during the breeding season than during the non-breeding season. This pattern has been documented in other territorial raptors, as well as in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) (Fernández et al. 2009) and in the Golden Eagle (Haworth et al. 2006). In contrast, other authors have found the opposite pattern for this species elsewhere (Bosch et al. 2009; Cabeza Arroyo and de la Cruz Solís 2011) and for Golden Eagles (Marzluff et al. 1997). These findings can be explained because, during reproduction, Bonelli's Eagles need two essential requirements inside their HR: a suitable place for nesting (principally cliffs) and one or several hunting areas (Newton 1979). When the breeding season ends, the eagles might move from nesting areas and concentrate in high quality areas with abundant prey availability (Mañosa et al. 1998; Balbontín 2005; González et al. 2006a). As a result, the distance to these areas might influence the HR size in opposite ways. Moreover, the breeding status does not appear to be a decisive factor to determine the HR size. This result is similar to that described by Bosch et al. (2009) and can be explained by the fact that Bonelli's Eagles need to defend their territory from neighbours. In our case, the neighbouring eagles tracked in Valencia showed no differences in the number of intrusions over the years when both breed successfully, or in the years in which breeding failure took place. In contrast, in Lesser Spotted Eagles (*Aquila pomarina*), successful males were seen to be more territorial than unsuccessful ones (Meyburg et al. 2006).

Although the eagles used similar-sized areas over the years, only around 30 % of their areas was used throughout the study period. HR fidelity is not a frequently evaluated topic in birds of prey. The few works published in the literature suggest that, for example, in Spanish Imperial Eagles, fidelity in two successive breeding seasons came close to 75 % (Fernández et al. 2009) and it was close to 70 % in Golden Eagles (Marzluff et al. 1997). Regularly used areas seem to correspond to habitat patches rich in potential prey (Sanz et al. 2005; Bosch et al. 2009). Low HR fidelity can be determined by the spatial-temporal heterogeneity in prey abundance or availability (Lôhmus 2003; Carrete et al. 2006). We suggest this behaviour to be an alternative strategy for use of local resources. Individuals seemed to regularly explore new patches each year to find new hunting areas. In fact, the eagles often forage intensively in only a few patches within their HRs, and although they do not seem to be able to regulate their main prey populations on a territorial scale (Moleón et al. 2011), they might regulate them locally within their HR.

Switching foraging patches may allow their prey populations to recover and favour interannual variations in space use.

On the other hand, we determined that eagles reached a maximum accumulated HR over a 3-year period. Börger et al. (2006) highlighted that the timing of the sampling period over which location data are collected can have a marked effect on the ability to identify temporal patterns. Therefore, in light of our data, properly quantifying the maximum HR size of territorial species, including annual variations by means of longer term tracking, appears to be a necessity (McLoughlin and Ferguson 2000: Fig. 2). In addition, the low spatial fidelity of inter-annual HRs has important implications for the management and conservation actions for this species. Therefore, our results suggest the need for long-term follow-ups to identify the effective interannual area of use and to avoid default buffer assignments to each occupied nest to conduct impact assessments (Bosch et al. 2009).

Our results also show that the overlap between neighbours was very low, even outside the breeding season, in spite of the individual inter-annual variations in the HR. This result contradicts previous studies showing a high degree of overlap (Bosch et al. 2009). This could be due to smoothing parameter calculations, a critical component in kernel density estimations (Börger et al. 2006). We used a more accurate smoothing factor calculated by least-squared cross-validation (LSCV; Gitzen et al. 2006; Börger et al. 2006) than the smoothing factor selected by default, as used by Bosch et al. (2009). LSCV is currently recommended (Seaman and Powell 1996; Seaman et al. 1999) for large simple sizes because it does not overestimate the HR.

Bonelli's Eagles made long-distance journeys outside their occupied nest during both the breeding and the non-breeding seasons. Although long-distance flights have been described in this species (i.e., up to 18 km; Bosch et al. 2009), they have been more frequently detected, perhaps due to the use of radio tracking. In fact, recent studies with satellite transmitters have found long-distance movements during breeding periods in the Spanish Imperial Eagle (i.e., up to 61 km; Fernández et al. 2009) or in the Lesser Spotted Eagle (Meyburg et al. 2007). In this latter case, the authors found that females visited areas located 57 km from their territories (Meyburg et al. 2007), while males moved shorter distances. This agrees with our results in which female movement distances were longer (means of 63.5 km for females and 18.7 km for males). Yet, given the small sample size, and that in both cases females died while making these excursions, we cannot draw more robust conclusions. In contrast, Spanish Imperial Eagle males made longer movements than females (Fernández et al. 2009). According to these authors, their results highlight that sighting adult individuals outside known breeding areas does not imply the existence of new territorial pairs (Fernández et al. 2009), which could also be applied to Bonelli's Eagle.

The reasons we suggest to explain these long-distance flights include their roles as an exploratory surveillance of the HR (Marzluff et al. 1997; McGrady et al. 2002), the search for food-rich patches (Fernández et al. 2009), exploring neighboring territories and potential partners (Meyburg et al. 2007) and, finally, human disturbances (González et al. 2006b; Fernández et al. 2009). Indeed, in our study, one of these long trips could be related to post-capture stress. The M5 bird was released after its capture and marking, and the following fix was registered 1 h later at 40.1 km from the capture point, revealing that the bird was flying very fast (near 80 km/h). During a 2-day period, we obtained no fix from him and the next fix was close to the nest.

The analysis of localisations in relation to topographic frontiers allowed us to test the low overlap and the small number of intrusions between neighbouring territories. Establishing boundaries might benefit from natural landmarks, thus minimising antagonist neighbour conflicts (Eason et al. 1999; Adams 2001; Mesterton-Gibbons and Adams 2003: Fig. 3). Our results also show, for the first time, that territory boundaries were extremely stable over the years.

In conclusion, our results provide interesting information about the spatio-temporal variations of the HR and the interactions between neighbouring Bonelli's Eagles for the first time using the unbiased method of GPS satellite telemetry. Our results reinforce the idea that HR use is dependent on dynamic interactions among multiple factors (Börger et al. 2008); therefore, combined information on territorial size, topography and conspecific interactions may help define territorial sizes more realistically.

Acknowledgments We would like to thank the Consellería de Territorio y Vivienda of Generalitat Valenciana and the Departament de Medi Ambient i Habitatge of Generalitat de Catalunya that provided capture permissions, and especially Juan Jimenez, who encouraged the completion and publication of this study. Victor García Matarranz of the Ministry of Environment (MARM) trapped and handled some Eagles. Xavier Parellada, Marta Bargalló, Antoni Beneyto and Joan Antoni Borau provided data about breeding success in Catalonia. Enerfín Sociedad de Energía, Acciona Energía, FERSA, Energías renovables and AERTA-EDP renováveis partially subsidised tracking. The Forensic Laboratory of Wildlife analysed the two dead eagles. K. Alexander and H. Warburton reviewed the grammar and improved the English of the manuscript. To all these people, we are most grateful.

References

Adams ES (2001) Approaches to the study of territory size and shape. Annu Rev Ecol Syst 32:277–303

Balbontín J (2005) Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: an important issue in halting its decline in Europe. Biol Conserv 126:74–83

Beyer HL (2004) Hawth's analysis tools for ArcGIS. Available online at http://www.spatialecology.com/htools

BirdLife International (2009) Hieraaetus fasciatus. In: IUCN red list of threatened species. On line: http://www.iucnredlist.org. Accessed 15 May 2010

Börger L, Franconi N, De Michele G, Gantz A, Meschi F, Manica A, Lovari S, Coulson T (2006) Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. J Anim Ecol 75:1393–1405

Börger L, Dalziel BD, Fryxell J (2008) Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. Ecol Lett 11:637–650

Bosch R, Real J, Tintó A, Zozaya E, Castell C (2009) Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's eagles *Aquila fasciata*. Ibis 152:105–117

Burt WH (1943) Territoriality and home range as applied to mammals. J Mammal 24:346–352

Cabeza Arroyo A, de la Cruz Solís C (2011) Individual and seasonal variability in territory size of three adult Bonelli's eagles *Aquila fasciata* in Extremadura (SW Spain). Ardeola 58:165–173

Cadahia L, Urios V, Negro JJ (2005) Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* during their first winter. Ibis 147:415–419

Cadahia L, Urios V, Negro JJ (2007) Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. Bird Study 54:271–274

Cardador L, Mañosa S, Varea A, Bertolero A (2009) Ranging behaviour of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. Ibis 151:766–770

Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Calvo JF, Lande R (2005) Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. Oikos 108:125–136

Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Tella JL, Gil-Sánchez JM, Moleón M (2006) Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. Oikos 112:680–690

Cheylan G (1973) Notes sur la compétition entre l'aigle royal *Aquila chrysaetos*et l'aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*. Alauda 41:203–212

Del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J (1994) Handbook of the birds of the world. Lynx, Barcelona

Eason PK, Cobbs GA, Trinca KG (1999) The use of landmarks to define territorial boundaries. Anim Behav 58:85–91

Fernández M, Oria J, Sánchez R, González LM, Margalida A (2009) Space use of adult Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*. Acta Ornithol 44:17–26

Garcelon DK (1985) Mounting backpack telemetry packages on bald eagles. Institute for Wildlife Studies, Arcata

García Matarranz V, Fernández M (2011) In situ identification of male and female of Bonelli's eagle *Aquila fasciata*. In: Scher O, Lecacheur M (eds) La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes du colloque international. CEN LR, CEEP, CORA FS and DREAL LR. Montpellier, pp 38–42

Gardiazábal A, Ferreiro E, Alcántara M, Fernández A (2010) Dispersión juvenil y filopatría del Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Aragón. Rev Anillamiento 25(26):41–49

Gargett V (1990) Black eagle, a study. Acorn, Johannesburg

Gitzen RA, Millspaugh JJ (2003) Comparison of least-squares cross-validation bandwidth options for kernel home range estimation. Wildl Soc Bull 31:823–831

Gitzen RA, Millspaugh JJ, Kernohan BJ (2006) Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions. J Wildl Manag 70:1334–1344

González LM, Oria J, Margalida A, Sánchez R, Prada L, Caldera J, Aranda A, Molina JI (2006a) Effective natal dispersal and age of maturity in the threatened Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*: conservation implications. Bird Study 53:285–293

González LM, Arroyo BE, Margalida A, Oria J, Sánchez R (2006b) Effect of human activities on behaviour and success of breeding Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*. Anim Conserv 9:85–93

Grigione M, Beier P, Hopkins RA, Neal D, Padley WD, Schonewald CM, Johnson ML (2002) Ecological and allometric determinants of home range size for mountain lions (*Puma concolor*). Anim Conserv 5:317–324

Haworth PF, Mcgrady MJ, Whitfield DP, Fielding AH, McLeod DRA (2006) Ranging distance of resident golden eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding status. Bird Study 53:265–273

Herfindal I, Linnell JDC, Odden J, Nilsen EB, Andersen R (2005) Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). J Zool 265:63–71

Horne JS, Garton EO (2006) Selecting the best home range model: an information-theoretic approach. Ecology 87:1146–1152

Larrey F, Roger T, Morvan R, Girard C (2007) Aigle de Bonelli, méditerranéen méconnu. Regard du vivant, Castelnau le Lez

Laver PN, Kelly MJ (2008) A critical review of home range studies. J Wildl Manag 72:290–298

Lôhmus A (2003) Are certain habitats better every year? A review and a case study on birds of prey. Ecography 26:545–552

López-López P, García-Ripollés C, Urios V (2007) Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in eastern Iberian Peninsula. Bird Study 54:335–342

Mañosa S, Real J, Codina J (1998) Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. J Raptor Res 32:208–214

Marzluff JM, Knick ST, Vekasy MS, Schueck LS, Zarriello TJ (1997) Spatial use and habitat selection of Golden eagles in southwestern Idaho. Auk 114:673–687

McGrady MJ, Grant JR, Bainbridge IP, McLeod DRA (2002) A model of golden eagle(*Aquila chrysaetos*) ranging behaviour. J Raptor Res 36(Suppl 1):62–69

McLoughlin PD, Ferguson SH (2000) A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. Ecoscience 7:123–130

Mesterton-Gibbons M, Adams ES (2003) Landmarks in territory partitioning: a strategically stable convention? Am Nat 161:685–697

Meyburg B-U, Meyburg C, Matthes J, Matthes H (2006) GPS satellite tracking of lesser spotted eagles *Aquila pomarina*: home range and territorial behaviour in the breeding area. Vogelwelt 127:127–144

Meyburg B-U, Meyburg C, Franck-Neumann F (2007) Why do female lesser spotted eagles (*Aquila pomarina*) visit strange nests remote from their own? J Ornithol 148:157–166

Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Real J, García-Charton JA, Gil-Sánchez JA, Palma L, Bautista J, Bayle P (2009) Large scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. J Biogeogr 36:1502–1515

Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Gil-Sánchez JM, Barea-Azcón JA, Ballesteros-Duperón E, Virgós E (2011) Laying the foundations for a human-predator conflict solution: assessing the impact of Bonelli's eagle on rabbits and partridges. PLoS One 6(7): e22851. doi:10.1371/journal.pone.0022851

Mure M (1999) Détermination par suivi visuel des habitats utilisés par l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Ardèche. Alauda 67:289–296

Newton I (1979) Population ecology of raptors. Poyser, London

Ottaviani D, Cairns SC, Oliverio M, Boitani L (2006) Body mass as a predictive variable of home-range size among Italian mammals and birds. J Zool 269:317–330

Real J (2004) Águila-azor perdicera. (*Hieraaetus fasciatus*). In: Madroño A, González C, Atienza JC (eds) Libro Rojo de las aves de España. SEO/Birdlife, pp 154–157

Real J, Mañosa S (1997) Demography and conservation of Western European Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. Biol Conserv 79:59–66

Rico-Alcázar L, Sánchez-Zapata JA, Izquierdo A, García JR, Morán S, Rico D (1999) Tendencias recientes en las poblaciones del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Valencia. Ardeola 46:235–238

Sanz A, Mínguez E, Anadón JD, Hernández VJ (2005) Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. Ardeola 52:347–350

Seaman DE, Powell RA (1996) An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. Ecology 77:2075–2085

Seaman DE, Millspaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GC, Raedeke KJ, Gitzen RA (1999) Effects of simple size on kernel home range estimates. J Wildl Manag 63:739–747

Whitfield DP, Mcleod DRA, Fielding AH, Broad RA, Richard J, Evan RJ, Haworth PF (2001) The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. J Appl Ecol 38:1208–1220

Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70:164–168

Zar JH (1999) Biostatistical analysis, 4th edn. Prentice-Hall, Upper Saddle River