

La cuadrícula 30S VG60: un caso aplicado al seguimiento de *Coronella austriaca* en las sierras béticas

Juan M. Pleguezuelos

Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, E-18071 Granada, España. C.e.: juanple@ugr.es

Fecha de aceptación: 6 de febrero de 2015.

Key words: European smooth snake, *Coronella austriaca*, monitoring, Spain.

Los cambios medioambientales inducidos por el hombre han conducido a un incremento de la preocupación por la conservación de los sistemas naturales y al desarrollo de sistemas de monitorización de la diversidad ecológica (Nichols & Williams, 2006). Un ejemplo es el programa de Seguimiento de los Anfibios y Reptiles Españoles (SARE), desarrollado por la Asociación Herpetológica Española (<http://www.herpetologica.es/programas/programa-s-a-r-e>). En este capítulo exponemos un caso que fue diseñado para monitorizar las poblaciones de un reptil relicto del glaciario en las montañas del sureste ibérico.

La culebra lisa europea, *Coronella austriaca* (Figura 1), tiene un amplio rango de distribución, desde los Montes Urales hasta Portugal, y latitudinalmente desde el paralelo 64° N hasta el paralelo 37° en el sur de la Península Ibérica y la Isla de Sicilia (Engelmann, 1993). En la Península Ibérica está bien distribuida en la región Eurosiberiana, pero en la Mediterránea las poblaciones están aisladas en montañas, particularmente en la mitad sur (Galán, 2004). Estos reductos montanos se originaron en el Pleistoceno (2,5 -0.01 Ma), en un período interglaciar como el que nos encontramos, cuando especies adaptadas a ambientes fríos y húmedos como *C. austriaca* encontraron sus biotopos adecuados ascendiendo en las laderas de montañas mediterráneas (Santos *et al.*, 2008; Caro *et al.*, 2012). Pero en la Península Ibérica hay una estructuración de las poblaciones de

esta especie más profunda, que tiene su origen en la Crisis del Mesiniense, hacia el final del Mioceno (entre 5,9-5,3 Ma). La aridez durante este período también podría haber afectado a los seres vivos que estaban adaptados a hábitats fríos y húmedos (Blondel & Aronson, 1999; Arribas & Carranza, 2004), forzando a estas especies a refugiarse en zonas húmedas próximas al Océano Atlántico y en las montañas (García-Antón *et al.*, 2002). En el caso de *C. austriaca* dio lugar a tres clados genéticos bien soportados, con un relativamente alto nivel de diferenciación (Santos *et al.*, 2008); el clado oriental está representado en los Pirineos, Sistema Ibérico y Sierra Nevada, en el extremo sur ibérico. La especie probablemente utilizó como corredor biogeográfico el oriente ibérico, permitiendo la migración de sur a norte y viceversa (Gómez & Lunt, 2007), y de acuerdo con el reloj molecular aplicado en este caso, la población de



Figura 1. Ejemplar de *C. austriaca*, fotografiada en el transecto seguido en la monitorización de la cuadrícula 30S VG60. Hoya de la Mora, t.m. Güejar-Sierra, prov. Granada.

Sierra Nevada se separó de los otros subclados dentro del clado entre 1,65-1,2 Ma, es decir, durante el Pleistoceno (Santos *et al.*, 2008). En general, estas poblaciones meridionales son más antiguas y presentan más diversidad genética que las septentrionales, que han estado sujetas al cuello de botella genético del efecto fundador (Taberlet *et al.*, 1998). Estos aspectos filogeográficos enfatizan el interés de las poblaciones de *C. austriaca* en Sierra Nevada, único caso de reptil en el sur ibérico aislado por el glaciario.

Pero las poblaciones de *C. austriaca* de Sierra Nevada también tienen interés por otros motivos. El bajo número de registros para la especie en este macizo montañoso sugiere que su población es escasa y podría estar en precario estado de conservación (Santos *et al.*, 2009). En las montañas meridionales ibéricas los reptiles Eurosiberianos podrían ser los más vulnerables al cambio climático y este podría ser el caso de las poblaciones de *C. austriaca* en Sierra Nevada, actualmente con hábitat muy escaso y fragmentado (Santos *et al.*, 2009; Pleguezuelos, 2014). En general, la biodiversidad en zonas altas parece ser muy sensible al calentamiento global, especialmente en la región Mediterránea (Araújo *et al.*, 2006; Nogués-Bravo *et al.*, 2008). El incremento de las temperaturas podría implicar la pérdida de las condiciones abióticas y bióticas adecuadas para esta biodiversidad montana en el límite inferior del actual rango altitudinal de estas especies. En relación a las condiciones abióticas, se producirán cambios en la dinámica de la cubierta de nieve (Schroter *et al.*, 2005), y los organismos responderán al desplazamiento hacia arriba en su hábitat montano, lo que implica una exponencial pérdida de su área de distribución (Raxworthy *et al.*, 2008), un área que ya es muy reducida para algunas especies montanas ibéricas (Carvalho *et al.*, 2011). En relación a las condiciones bióticas, puede aparecer presión de competencia o

depredación por parte de especies mediterráneas. En el caso de las poblaciones nevadenses de *C. austriaca*, estas pueden verse afectadas por el ascenso en altitud de especies mediterráneas (más termófilas; véase Massot *et al.*, 2008), algunas actuando como depredadoras (*Malpolon monspessulanus*, *Sus scrofa*) o competidoras (*Coronella girondica*; Segura *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2009), y en este futuro escenario, las especies eurosiberianas pueden ser las perdedoras (Zamora-Camacho *et al.*, 2013).

Estas poblaciones además tienen algunas amenazas de origen antrópico, como la destrucción de los hábitats para la creación de infraestructuras que sustentan los deportes de invierno, manejos forestales inadecuados, atropellos y muerte directa (Santos *et al.*, 2008, 2009; Caro *et al.*, 2012).

Por último, *C. austriaca* muestra una serie de factores intrínsecos propios de las especies propensas a la extinción, particularmente las poblaciones aisladas de Sierra Nevada (Caro *et al.*, 2012): i) esta población es pequeña y está separada 90 km de la más próxima, en el Valle del Castril, con hábitat no adecuado en el espacio entre las dos (Santos *et al.*, 2009); ii) es vivípara y tiene poca productividad, pues las hembras probablemente no se reproducen más que cada dos o tres años (Santos *et al.*, 2009), por las condiciones termoclimáticas del medio; en reptiles de Norte América el riesgo a la extinción de especies vivíparas está relacionado con hábitats montanos fríos (Sinervo *et al.*, 2010); iii) muestra elevada especialización en el hábitat (Santos *et al.*, 2009), en el nicho trófico (Galán, 2004) y tiene poca capacidad de dispersión. Sugerimos que *C. austriaca* en Sierra Nevada está bajo el riesgo de amenaza por factores estocásticos, antrópicos y cambio climático (Santos *et al.*, 2009), por lo que tiene un elevado interés de conservación. Su conservación es beneficiosa para el mantenimiento de procesos evolutivos y de diversidad genética, y debe ser el foco de programas de monitorización, conservación y manejo (Frankham *et al.*, 2004).

Elección de la zona de muestreo.

El seguimiento de poblaciones de seres vivos ha de ser diseñado con el ánimo de obtener resultados tan útiles para la conservación como sea posible (Nichols & Williams, 2006). Cuando el transecto de muestreo se estableció en el año 2008, estuvo condicionado por la ecología temporal y espacial de la especie focal, *C. austriaca*, en la época y dentro del rango de altitud, orientación de ladera y hábitats donde se había registrado previamente, y donde proceden el mayor número de observaciones previas de la especie: 12 de las 31 observaciones previas de la especie en este macizo montañoso tuvieron lugar en esta localidad (véase Anexo en Caro *et al.*, 2012). Se eligió un transecto de 1.500 m de longitud, en ladera norte, entre 2500-2550 msnm, en canchales de micasquitos con escaso pastizal psicoxerófilo (*Festuca indigesta*, *Agrostis nevadensis*), borreguiles (*Juncus effusus*, *Carex camposii*, *Aconitum burnatii*, *Festuca trichophylla*, *Nardus stricta*), y enebrales (*Juniperus sabina*, *Juniperus communis*), en la Hoya de la Mora (t.m. de Güejar Sierra, prov. Granada; Figura 2), siempre recorrido en ida y vuelta (total 3.000 m de longitud), aunque por trayecto distinto para evitar replicación de datos. La fecha elegida para los muestreos, finales de junio, está condicionada por la retirada de la nieve, pero además está dentro del máximo de la actividad detectado para la especie en el macizo montañoso (meses de junio y julio; Caro *et al.*, 2012). Durante este período se mantienen abundantes neveros en el recorrido del transecto. Como la especie muestra una elevada actividad durante este mes (véase Figura 3 en Caro *et al.*, 2012), y como la abundancia de potenciales refugios (canchales de micasquitos) en el transecto hace imposible que pueden prospectarse todos, elegimos la fecha de muestreo con la presencia de abundantes neveros, pues suponemos que ello forzaba a los individuos a concentrarse en

una zona de menor superficie, aquella no cubierta por neveros, y fueran más detectables. Durante el muestreo, el observador recorría el transecto a una velocidad de 1,5 km/hora, y frecuentemente levantaba piedras que potencialmente pudieran servir de refugio al ofidio (Blomberg & Shine, 1996). Los muestreos duraban de dos a tres horas (Tabla 1); los primeros años (2008 y 2009) se realizó un segundo muestreo, hacia el final del verano. Pero debido a los resultados negativos y a la inestabilidad del clima en ésta época del año en la alta montaña, estos muestreos otoñales no fueron realizados en años posteriores y no han sido considerados en el análisis de los resultados. Además de *C. austriaca*, las especies potencialmente presentes en el transecto son *Podarcis hispanicus* y *Vipera latas-tei* (Caro *et al.*, 2012).

Resultados

La cuadrícula se ha muestreado todos los años durante el período 2008 y 2014 (siete años). Durante los años de monitorización, sólo se han localizado dos de las tres especies potencialmente presentes en el área (Tabla 1). La especie focal, *C. austriaca*, sólo se ha observado en el año 2009; la otra, *P. hispanicus*, se ha localizado solo en los dos primeros años de



Figura 2. Lugar donde se realiza el seguimiento de la comunidad de reptiles para la cuadrícula 30S VG60. Hoya de la Mora, t.m. Güejar-Sierra, prov. Granada

monitorización (Tabla 1). Si consideramos conjuntamente el esfuerzo de todos los años de monitorización, obtenemos una densidad relativa muy baja, de 0,187 individuos/hora/observador para *P. hispanicus*, y de 0,062 individuos/hora/observador para *C. austriaca*.

¿Es posible interpretar estos resultados?

La no detección de la presencia y el número de individuos de una especie en un hábitat es un problema de muestreo común cuando el tamaño poblacional es pequeño, los individuos son discretos, o el esfuerzo de muestreo es limitado (Gu & Swihart, 2004). La monitorización durante siete años de reptiles en la cuadrícula UTM 30S VG60, seleccionada para realizar el seguimiento de la población relicta de *C. austriaca* en las sierras Béticas y correspondiente al transecto realizado a más altitud dentro del proyecto SARE, ha tenido pobres resultados. Estos resultados aparentemente no se deben a una mala elección del transecto, pues un estudio posterior sobre esta población en Sierra Nevada indica que la zona es adecuada; de 31 ejemplares registrados, 20 lo fueron en la vertiente norte, todas las localidades estuvieron entre 2.100-2.700 msnm, con una altitud media en

vertiente norte de 2.404 msnm (Caro *et al.*, 2012). La especie ha sido observada exactamente en este transecto en varias ocasiones antes del inicio del programa SARE (A. Abril, A. González-Mejías, A. Tinaut, comunicación personal; J.M. Pleguezuelos, datos no publicados), pero solo fue detectada en una ocasión durante los muestreos para el SARE, a comienzos del programa. La zona donde se encuentra el transecto está dentro de los límites del Parque Nacional de Sierra Nevada, por lo tanto protegida, y no ha tenido cambios en el hábitat durante el período aquí considerado.

Pero los resultados durante el SARE para esta especie en Sierra Nevada también podrían estar reflejando el efecto de algunos de los factores de amenaza sobre esta población (cambio climático, rarefacción de sus principales presas, competencia y depredación por especies mediterráneas, Santos *et al.*, 2008, 2009; Caro *et al.*, 2012; véase apartado de Introducción), aunque evidentemente no disponemos de información cuantitativa sobre las amenazas y el tamaño poblacional de la especie que pudiera establecer una relación causa-efecto. También son pobres los resultados para el otro reptil detectado en el transecto, *P. hispanicus*, especie de elevada detectabilidad, pero que no ha sido registrada en el área de estudio posterior-

Tabla 1. Resultados del seguimiento de la comunidad de reptiles (período 2008-2014) en el piso bioclimático oromediterráneo de la cuadrícula UTM 10x10 km 30S VG60 (programa SARE). Todos los muestreos se realizaron en condiciones de viento calmo y sin precipitación. En la variable nubosidad, "s n" significa sin nubes, y "< 50%" nubes presentes con menos del 50% de cobertura. Las cifras entre paréntesis detrás de los valores positivos de reptiles indican el número de ejemplares por hora de muestreo.

	Año	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Fecha		22 jun	20 jun	24 jun	25 jun	05 jun	30 jun	5 jul
Duración (minutos)		120	180	180	180	180	120	120
Temperatura (°C)		22	16	18	18	19	20	23
Nubosidad		s n	s n	< 50%	s n	< 50%	s n	s n
Especies detectadas								
<i>P. hispanicus</i>		1 (0,5)	2 (0,66)	0	0	0	0	0
<i>C. austriaca</i>		0	1 (0,33)	0	0	0	0	0

mente a 2009. En la Península Ibérica, el 82,1% de las presas de *C. austriaca* son saurios, proporción que se mantiene para muchas otras poblaciones europeas de la especie (Galán, 2004), y esta lagartija ha de ser la presa principal del ofidio en el área de estudio; aunque se ha detectado el consumo de *Microtus duodecimcostatus* y huevos de *Psammotromus algirus* por parte de individuos adultos próximos al área de monitoreo (Caro *et al.*, 2012), los juveniles precisan presas de menor tamaño, y no se conoce en esta especie el consumo de invertebrados (Galán, 2004). La escasez o falta de presas está detrás del estatus de muchas especies amenazadas (Karanth *et al.*, 2004), y la disminución o incluso desaparición de *P. hispanicus* en el área de estudio podría ser el desencadenante de la desaparición de *C. austriaca*. Hay evidencias sobre poblaciones de *P. hispanicus* que han desaparecido de Sierra Nevada (Pleguezuelos, 1986; J.R. Fernández-Cardenete, J.A. Tinaut, F. Zamora, comunicación personal; J.M. Pleguezuelos, datos no publicados). Lo mismo se ha observado para *Podarcis carbonelli* en el occidente ibérico (Sillero *et al.*, 2012); desde 1975 se estima se han extinguido el 4% de las poblaciones mundiales de lagartos, y para 2080 se pronostica que se extinguirán el 39% de las poblaciones y el 20% de las especies (Sinervo *et al.*, 2010).

La modelización del nicho ecológico de *C. austriaca* en la Península Ibérica muestra que la especie tiene valor moderadamente elevado de tolerancia (0,83) y de marginalidad (1,27), lo que sugiere que habita en un amplio rango de condiciones ecológicas, aunque más bien en hábitats extremos (Santos *et al.*, 2009). El primero de los resultados nos sugiere que la especie podría tener resiliencia a los factores de amenaza que se especulan para esta población. Pero el segundo nos recuerda que estamos tratando la que probablemente es la población más extrema y aislada en la Península Ibérica (no se ha confirmado en los

últimos años el mantenimiento de la población en la Serranía de Ronda), en áreas a veces consideradas subóptimas por el modelo (Santos *et al.*, 2009), en el límite de su capacidad ecológica de adaptación al medio, suponemos que con pocas posibilidades de responder a factores estocásticos. La imprecisión que aún tenemos sobre la causalidad de la baja detección de *C. austriaca* en esta cuadrícula refuerza la necesidad de seguir con la monitorización de esta población, pero con mayor esfuerzo de muestreo.

Pero los pobres resultados obtenidos durante la monitorización de la comunidad de reptiles en esta cuadrícula montana del sur ibérico no permiten un análisis de tendencias poblacionales. A lo largo de siete años de seguimiento, han sido preciso 16 horas de muestreo por un observador para localizar un solo individuo de la especie focal, *C. austriaca*. En el mismo macizo montañoso, después de 50 censos de 45 minutos de duración realizados por dos observadores, que suman un total de 90 horas/observador en el campo, dentro del rango altitudinal y hábitat adecuado para la especie, Caro *et al.*, (2012) estimaron que era preciso 12 h 30 min para localizar la especie; este valor no se aleja del obtenido en nuestro estudio, y nos deja la duda entre si estamos ante una población en declive, o sencillamente ante una población muy escasa, que precisa mucha dedicación para detectar individuos. Kéry (2002), encontró que la probabilidad de detección en el campo de esta especie en Europa Central cuando el tamaño poblacional era bajo (se asume que este es el caso en Sierra Nevada; Caro *et al.*, 2012) era de tan solo del 9% durante un muestreo, y que eran precisos 34 muestreos negativos para asegurar con el 95% de confianza que la zona de estudio estaba no ocupada por *C. austriaca*. En nuestra zona de estudio llevamos cinco años sin detectar la especie, pero en base a los valores aportados por

Kéry (2002), aún no podemos asumir que haya desaparecido; si precisamos 34 muestreos negativos, no podemos seguir con la frecuencia de un solo muestreo al año, pues podríamos estar muestreando de manera innecesaria si *C. austriaca* es la especie focal; si realizamos esos muestreos en un mismo año, para confirmar su presencia, precisaríamos unos 12 días de campo (tres muestreos por día), demasiado tiempo para un programa de carácter voluntario como es el SARE. Concluimos que, a pesar de la impredecibilidad climática en la alta montaña, hay que aumentar el número de muestreos.

Mientras tanto, nuestros resultados en esta cuadrícula conservan su sentido y permiten análisis numérico cuando se unen al resto de datos obtenidos dentro del programa SARE a escala nacional; ésta es una de las ventajas de los programas de monitorización a escala regional y multi-especie (Manley *et al.*, 2004).

AGRADECIMIENTOS: A los que me acompañaron y ofrecieron apoyo logístico en estos muestreos, S.J. Busack, P. Jiménez, A. Navarro, D. Ontiveros, J.M. Pleguezuelos, D. Pleguezuelos. A J. Caro, que aportó sugerencias a la primera versión del texto.

REFERENCIAS

- Araújo, M.B., Thuiller, W. & Pearson, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33: 1712-1728.
- Arribas, O. & Carranza, S. 2004. Morphological and genetic evidence of the full species status of *Iberolacerta cyreni martinezricai* (Arribas, 1996). *Zootaxa*, 634: 1-24.
- Blomberg, S. & Shine, R. 1996. Reptiles. 218-226. In: Sutherland, W.J. (ed.), *Ecological census techniques, a handbook*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Blondel, J. & Aronson, J. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press. Oxford.
- Caro, J., Fernández-Cardenete, J.R., Moreno-Rueda, G., & Pleguezuelos, J.M. 2012. Estatus de *Coronella austriaca* en Sierra Nevada (SE península ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 94-102.
- Carvalho, S.B., Brito, J.C., Crespo, E.G., Watts, M.E. & Possingham, H.P. 2011. Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, 144: 2020-2030.
- Engelmann, W.E. 1993. *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768) – Schilngatter, Glatt – oder Haselnatter. 200-245. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Atula-Verlag. Wiesbaden.
- Frankham, R., Ballou, J.D., & Briscoe, D.A. 2004. *A Primer of Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Galán, P. 2004. Culebra lisa europea – *Coronella austriaca*. In: Carrascal, L.M. & Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 2 junio 2014].
- García-Antón, M., Maldonado-Ruiz, J., Morla-Juaristi, C., & Sainz-Ollero, H. 2002. Fitogeografía histórica de la Península Ibérica. 45-63. In: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. & Montalvo J. (eds.), *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall. Madrid.
- Gómez, A. & Lunt, D.H. 2007. Refugia within refugia: patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula. 155-188. In: Weiss, S., & Ferrand, N. (eds.), *Phylogeography of Southern European Refugia. Evolutionary Perspectives on the Origins and Conservation of European Biodiversity*. Springer. Amsterdam.
- Gu, W., & Swihart, R.K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116: 195-203.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., & Hines, J.E. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*: 101: 4854-4858.
- Kéry, M. 2002. Inferring the absence of a species – a case study of snakes. *Journal of Wildlife Management*, 66: 330-338.
- Manley, P.N., Zielinski, W.J., Schlesinger, M.D. & Mori, S. R. 2004. Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. *Ecological Applications*, 14: 296-310.
- Massot, M., Clobert, J., & Ferrière, R. 2008. Climate warming dispersal inhibition and extinction risk. *Global Change Biology*, 14: 461-469.
- Nichols, J.D. & Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 668-673.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M.B., Lasanta, T. & Moreno, J.I.L. 2008. Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37: 280-285.
- Pleguezuelos, J.M. 1986. Distribución altitudinal de los reptiles en las Sierras Béticas orientales. *Revista Española de Herpetología*, 1: 65-83.
- Pleguezuelos, J.M. 2014. Vulnerabilidad de los reptiles ibéricos al cambio climático, 24. 1-9 In: Herrero, A. & Zavala, M.A. (eds.), *Impactos, Vulnerabilidades y Adaptación de los*

- Bosques y la Biodiversidad de España frente al cambio climático*. MAGRAMA. Madrid.
- Raxworthy, C.J., Pearson, R.G., Rabibisoa, N., Rakotondrazafy, A.M., Ramanamanjato, J.B., Raselimanana, A.P., Wu S., Nussbaum, R.A. & Stone, D.A. 2008. Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, 14: 1703–1720.
- Santos, X., Roca, J., Pleguezuelos, J.M., Donaire, D., & Carranza, S. 2008. Biogeography and evolution of the Smooth snake *Coronella austriaca* (Serpentes: Colubridae) in the Iberian Peninsula: evidence for Messinian refuges and Pleistocenian range expansions. *Amphibia-Reptilia*, 29: 35–47.
- Santos, X., Brito, J.C., Caro, J., Abril, A.J., Lorenzo, M., Sillero, N. & Pleguezuelos, J.M. 2009. Habitat suitability, threats and conservation of isolated populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*) in the southern Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 142: 344–352.
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabate, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S. & Zierl, B. 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310: 1333–1337.
- Segura, C., Feriche, M., Pleguezuelos, J.M., & Santos, X. 2007. Specialist and generalist species for habitat use: implications for conservation assessment in snakes. *Journal of Natural History*, 41: 2765–2774.
- Sillero, N., Argaña, E., Matos, C., Correia, E., Carneiro, C. & Gomes, V. 2012. Unexpected low population levels of *Podarcis carbonelli* in southern Salamanca (Spain). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 69–73.
- Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, M.L., Meza-Lázaro, R.B., Gadsden, H., Ávila, L.J., Morando, M., De la Riva, I.J., Sepúlveda, P.V., Duarte, C.F., Ibargüengoytia, N., C Puntriano, C.A., Massot, M., Lepetz, V., Oksanen, T.A., Chapple, D.G., Bauer, A.M., Branch, W.R., Clobert, J. & Sites, Jr. J.W. 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328: 894–899.
- Taberlet, P., Fumagalli, L., Wust-Saucy, A.G., & Cosson, J.F. 1998. Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology*, 7: 453–464.
- Zamora-Camacho, F.J., Reguera, S., Moreno-Rueda, G., & Pleguezuelos, J.M. 2013. Patterns of seasonal activity in a Mediterranean lizard along a two thousand and two hundred meters altitudinal gradient. *Journal of Thermal Biology*, 38: 64–69.

Seguimiento de anfibios y reptiles en Doñana

Ana C. Andreu

Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la ICTS-RBD de la Estación Biológica de Doñana, CSIC. C.e.: acandreu@ebd.csic.es

Fecha de aceptación: 4 de marzo de 2015.

Key words: monitoring, amphibians, reptiles, Doñana.

El seguimiento de anfibios y reptiles se inicia en Doñana en 2003 como parte de un amplio programa de seguimiento que incluye especies emblemáticas como el lince ibérico o el águila imperial; especies clave en las cadenas tróficas como el conejo; comunidades como la de las aves acuáticas o procesos como la inundación de la marisma.

El Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales de Doñana (PSD) se diseñó como respuesta a la necesidad de los gestores del espacio protegido de tomar decisiones de conservación informadas. Es por lo

tanto un instrumento eminentemente práctico y dinámico que proporciona información sobre la biodiversidad y el estado de conservación de Doñana, mediante la generación de series continuas de datos sobre temas como la distribución y abundancia de especies y comunidades determinadas y su variación tanto en el tiempo como en el espacio.

Antes de continuar, es necesario aclarar que, cuando hablamos de Doñana, nos referimos al Espacio Natural Doñana (END), situado en el estuario del Guadalquivir, a caballo de tres provincias: Huelva, Sevilla y