

Aplicación del método de Emlen en la obtención de estimas de densidad de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en período reproductor: la estabilización del coeficiente de detectabilidad

Miguel A. Fortuna

Publicado en: *Ecología*, 15 (2001) pp:335-340

Con el presente trabajo se pretende poner de manifiesto la importancia de estabilizar el coeficiente de detectabilidad en el que se basa el método de Emlen para aumentar la exactitud en la estima de densidades de poblaciones reproductoras de perdiz roja (*Alectoris rufa*). Los resultados experimentales ponen de manifiesto que en el agrosistema de cereal y viñedo estudiado no podemos aventurarnos a estimar densidades poblacionales mediante un conjunto de transectos inferior a 50 km, o un número de perdices contactadas inferior a 100. Se espera que dicha reflexión tenga repercusión a la hora de aplicar los coeficientes de detectabilidad por parte de los responsables de la gestión de los cotos de caza.

Palabras clave: *Alectoris rufa*, caza, coeficiente de detectabilidad, estimas de densidad, gestión cinegética, perdiz roja.

Introducción

Dentro de los procedimientos de estima de densidades basados en el conteo de los individuos observados a lo largo de un recorrido a través del área de estudio, destaca el método de Emlen por su sencillez (Emlen, 1977; ver Tellería, 1986, para una revisión de los métodos de censo). Su aplicación sobre el terreno es similar a la de los métodos de obtención de índices de abundancia mediante el control de la longitud (Tellería, 1986), siendo la idea fundamental sobre la que descansa la de suponer que la probabilidad de detección de un animal disminuye al aumentar su distancia al observador.

Son pocos los estudios al menos en Espa-

ña que hacen una evaluación previa del tamaño muestral necesario para estabilizar los coeficientes de detectabilidad que van a ser aplicados posteriormente en la estimación de densidades o tamaños poblacionales (Hairston, 1989). Al ser dichas estimas proporcionales al coeficiente de detectabilidad empleado en su cálculo, este aspecto carece de importancia en relación al aumento en precisión de las estimas (el análisis de tendencias poblacionales no se ve afectado), pero se hace imprescindible si queremos aproximarnos con exactitud a las densidades reales de población (Scheiner & Gurevitch, 1993).

Ya Burnham *et al.* (1980) criticaron la aparente ligereza en la aplicación de los coeficientes de detección obtenidos con pocos contactos (10-15)

sin tener en cuenta la necesidad de reducir la variabilidad potencial de estos porcentajes mediante el acúmulo de suficientes contactos. Desde entonces parece que se ha avanzado poco en el rigor con el que se aplican en la estima de densidades de poblaciones cinegéticas, haciéndose necesario considerar dicho aspecto metodológico más profundamente.

Material y métodos

El estudio se realizó en un área de 200 ha que se corresponde con el coto de caza de la Sociedad de cazadores de Mota del Cuervo (Cuenca), enclavado en pleno centro de la meseta sur, más conocida como la Mancha. Se trata de un agrosistema de cultivos extensivos de secano, fundamentalmente cereal (trigo y cebada) y vid, con olivares dispersos y parcelas destinadas al cultivo de ajos. El coto está salpicado por eriales y retazos de manchas de matorral mediterráneo (que apenas superan el 5 %).

En dicha zona se llevaron a cabo 21 transectos de longitud variable (entre 2.5 y 5 km) a lo largo de sendas y caminos rurales distribuidos aleatoriamente por todo el coto de caza, registrando a todas las perdices contactadas en 4 bandas de 25 metros de anchura a ambos lados de la línea de progresión (Emlen, 1977). Los transectos, que cubrieron una longitud total de 95.5 km, se realizaron en motocicleta durante la última semana de marzo, en los momentos de mayor actividad de las perdices a primeras horas de la mañana, desde el amanecer hasta un par de horas antes del mediodía (Lucio, 1989). Este medio de locomoción aventaja a los itinerarios a pie en que permite cubrir mayor distancia en menor tiempo y facilita el contacto con las aves prácticamente en el lugar exacto en el que se encontraban debido a que se ven sorprendidas por el ruido del vehículo, evitando así que al vernos a lo lejos a pie, se desplacen e incluso pasen inadvertidas cuando nosotros lleguemos al lugar donde se encontraban. El sistema habitual de censo en automóvil, aun compartiendo las ventajas del utilizado en este trabajo en

cuanto a minimizar el tiempo y esfuerzo empleados, sólo permite acceder a caminos rurales bien conformados y no a senderos distribuidos por el interior del paisaje agrícola, además de que son detectados con más facilidad y desencadenan, en las perdices, la reacción de huida en ambientes castigados por la actividad cinegética (ver los problemas citados por Montoya, 1995, asociados a los itinerarios a pie o desde vehículos). Se eligió esta fecha para hacer los transectos debido a que las parejas reproductoras ya están formadas y el cereal aún no está lo suficientemente crecido como para ocultar la presencia de las perdices que fueron detectadas mayoritariamente peonando o cuando levantaban el vuelo.

La expresión empleada para calcular el coeficiente de detectabilidad (CD) acumulado es:

$$CD = \frac{A + B + C + D}{4 * A}$$

siendo A, B, C y D el número de individuos contactados en las bandas de 25, 50, 75 y 100m de distancia al observador, respectivamente.

Resultados

Los contactos de dos individuos fue el tipo de encuentro más habitual con las perdices, estando el resto formados por uno o tres individuos, fundamentalmente. La cantidad de perdices contactadas en parejas constituyeron el 80 % del total de individuos registrados, lo que sugiere que al menos el mencionado porcentaje de perdices estaban ya emparejadas durante el período de estudio, siendo el resto de individuos probablemente machos solitarios o machos enfrentados por la posesión de una hembra.

La distribución de los contactos en las diferentes bandas paralelas a la línea de progresión queda reflejada en la Tabla 1. Como patrón general se observa que prácticamente en todos los transectos el mayor número de individuos se encuentra en la banda más próxima al observador, disminuyendo de manera acusada en la siguiente

banda y siendo muy escasas las perdices detectadas en cada transecto en las dos bandas de mayor distancia al observador, con frecuentes ausencias en las mismas. Dicha distribución se traduce en

un porcentaje alto (más de la mitad del total) de individuos detectados en la banda más próxima al observador, reduciéndose el valor de manera exponencial (Figura 1).

Transectos	Longitud (km)	Bandas de recuento				Total
		25 m	50 m	75 m	100 m	
1	5	6	4	0	3	13
2	4	8	4	0	2	14
3	5	7	0	2	2	11
4	5	6	2	2	0	10
5	5	11	0	2	2	15
6	3	6	0	0	0	6
7	2.5	2	0	1	0	3
8	5	4	0	0	0	4
9	5	14	2	0	2	18
10	5	0	0	0	2	2
11	5	3	0	0	0	3
12	5	6	0	0	0	6
13	3.5	10	0	2	0	12
14	5	2	2	5	0	9
15	5	6	2	0	0	8
16	5	8	0	0	0	8
17	4.5	1	2	0	0	3
18	5	7	3	2	0	12
19	5	7	4	3	3	17
20	5	3	4	4	1	12
21	3	9	0	0	0	9
Total	95.5	126	29	23	17	195

Tabla-1. Distribución del número de individuos contactados en las distintas bandas de recuento y el total de perdices observadas en cada transecto.

La variabilidad en los conteos totales que presentan los transectos corregidos por sus longitudes (que posteriormente se traducirá en variabilidad en las densidades estimadas) son consecuencia de la heterogeneidad espacial del territorio reflejada en la selección de hábitat.

La evolución del coeficiente de detectabilidad acumulado queda reflejada gráficamente en las Figuras 2 y 3, dejando bien patente los valores aproximados requeridos para una estabilización del mismo. El coeficiente de detectabilidad total que fue posteriormente aplicado al cálculo de

estimas de densidad fue de 0.387 (el último, calculado con toda la información disponible).

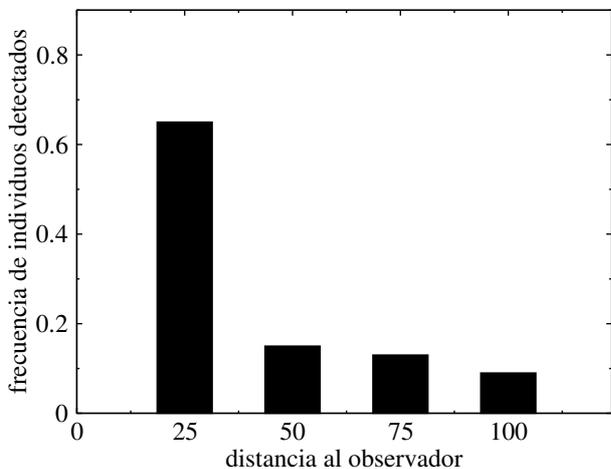


Figura-1. Disminución de la detectabilidad en función de la distancia al observador.

El aumento del número de transectos censados y por tanto, de la distancia recorrida, se traduce en un aumento del número de contactos registrados, y éste en un progresivo acercamiento del coeficiente de detectabilidad a un valor estable independiente del tamaño muestral.

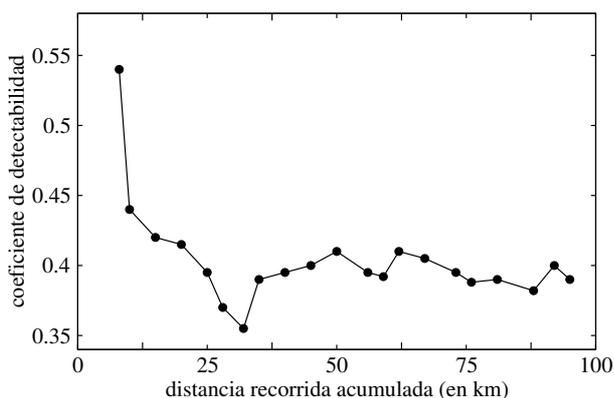


Figura-2. Evolución del coeficiente de detectabilidad en función de la distancia recorrida por el observador.

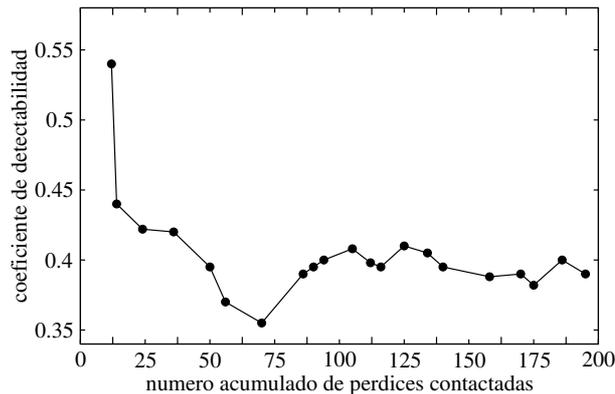


Figura-3. Evolución del coeficiente de detectabilidad en función del número de contactos acumulados en los distintos transectos realizados.

Cuando las fluctuaciones en el coeficiente de detectabilidad dejan de ser marcadas, un aumento del tamaño muestral (aumento en el número de transectos) no se traduce en un cambio apreciable en el coeficiente de detectabilidad, y cualquier esfuerzo debe ir encaminado a mitigar los posibles efectos de confusión (ver discusión) que pueden afectar a la aplicabilidad del coeficiente como condicionante de la exactitud en las estimas de densidad. Por tanto, las variaciones del coeficiente de detectabilidad en un sentido u otro tendrá un marcado efecto sobre las decisiones de ordenamiento cinegético.

Discusión

El prodecimiento metodológico supone que en la banda más próxima al observador el coeficiente de detectabilidad el porcentaje de la población contactada en el área delimitada por cada banda es uno (todos los individuos son observados), y a medida que nos alejamos del observador esa detectabilidad disminuye. Suponiendo una distribución al azar de los individuos (o de los itinerarios), el coeficiente de detectabilidad medio (el promedio del de todas las bandas delimitadas) reflejará la proporción de individuos observados en la banda con la anchura total, y por tanto los individuos que no son percibidos.

La disminución de la detectabilidad con la distancia es claramente exponencial siendo muy considerable la cantidad de individuos observados en la banda más próxima con respecto a cualquier otra (Tabla 1). Como indica Eberhardt (1978), la exactitud de este método depende fundamentalmente de la aportada por la banda de recuento más próxima que actúa como punto de referencia. Debemos tener presente, por tanto, el desplazamiento de los contactos desde las bandas más cercanas a la línea de progresión hacia las más periféricas como consecuencia de la huída de los individuos que serían detectados por el observador en una posición distinta a la que ocupaban originalmente (Burnham *et al.*, 1980). No obstante y dado que las cunetas y bordes de caminos con vegetación arvense son enclaves de alto valor para las perdices prácticamente durante todo el año (Green, 1984; Lucio, 1991; Lucio & Purroy, 1992; Borralho *et al.*, 1999), la selección positiva en que puede traducirse dicha circunstancia tendería a sesgar el coeficiente de detectabilidad, aumentándolo por el mayor número de contactos detectados en la banda más próxima al censador, y por tanto, supervalorando las estimas de densidad. El grado en el que el coeficiente de detectabilidad puede verse afectado por dicho fenómeno es difícilmente cuantificable, y de la medida en que se vea contrarrestado por el desplazamiento de individuos hacia fuera de la línea de progresión del censador por efecto del sistema de censo utilizado, dependerá la exactitud de las estimas de densidad.

De cualquier forma, hay que tener presente que toda circunstancia que reduzca el número de individuos contactados en la banda más próxima en favor de aquellos detectados en el resto, estaría aumentando el coeficiente de detectabilidad y, por tanto, infravalorando las estimas de densidad. El caso opuesto tendría el efecto contrario. Como se ha comentado, ambas circunstancias afectarían a la exactitud de los resultados de un censo, por lo que es conveniente tenerlo en cuenta en cualquier decisión de aprovechamiento cinegético de la especie.

No cabe duda que un mayor esfuerzo en el muestreo repercute en la estabilización del coeficiente de detectabilidad mitigando los efectos referidos a la precisión de las estimas, aunque no reduzca la exactitud del método. Como refleja el presente trabajo, no podemos aventurarnos a estimar densidades poblacionales mediante un conjunto de transectos inferior a 50 km en hábitats con las características del estudiado, y, en cualquier caso, se pone de manifiesto la necesidad de estabilizar el coeficiente de detectabilidad para cualquier situación particular (bien a través de los kilómetros recorridos acumulados, o bien a través del número de contactos acumulados), desechando aquellas estimas basadas en un número de contactos escaso (p.ej. Bravo & Peris, 1998).

Lógicamente para estimar la densidad de población en otra área hay que tener precaución al aplicar el mismo coeficiente de detectabilidad. Deberemos comprobar si existen diferencias en la detectabilidad (al menos realizar un conteo en una de las bandas interiores) mediante un test de igualdad de porcentajes (Tellería, 1986).

Agradecimientos

El autor quiere expresar su agradecimiento al Dr. José Luis Tellería por los valiosos comentarios aportados que permitieron mejorar el manuscrito original, y a Gema Mediavilla por su incondicional apoyo a las tempranas pretensiones investigadoras del autor.

Referencias

- Borralho, R. Carvalho, S., Rego, F. & Pinto, P.V. 1999. Habitat correlates of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) breeding density on mediterranean farmland. *Revue de Ecologie La Terre et La Vie* 54(1):59-69.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. & Laake, J. L. 1980. Estimation of density from line transect

sampling of biological population. *Wildlife Monographs* 72:1-202.

Bravo, F & Peris, S. J. 1998. Los planes cinegéticos: su interés en la evaluación demográfica de la perdiz roja (*Alectoris rufa*). *Ecología* 12:413-421.

Eberhardt, L. L. 1978. Transect methods for population studies. *Journal of Wildlife Management* 42:1-31.

Emlen, J. T. 1977. Estimating breeding season birds densities from transect counts. *Auk* 94: 455-468.

Green, R. 1984. The feeding ecology and survival of partridge chicks in arable farmland in East Anglia. *Journal of Applied Ecology* 21:817-830.

Hairston, N. G. 1989. *Ecological experiments: purpose, design and execution*. Cambridge,

Cambridge University Press.

Lucio, A. J. 1989. *Bioecología de la perdiz roja en la provincia de León. Bases para su gestión cinegética*. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Lucio, A. J. 1991. Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supra-mediterráneos del noroeste de la cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. *Ecología* 5:337-353.

Lucio, A. J. & Purroy, F. J. 1992. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in northwest Spain. *Gibier Faune Sauvage* 9:417-429.

Scheiner, S. M. & Gurevitch, J., (eds). 1993. *Design and analysis of ecological experiments*. New York, Chapman and Hall.

Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid.