

# COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS DE TRANSECTAS DE FAJA Y DE CONTEO DE PUNTOS DE RADIO FIJO EN UNA COMUNIDAD DE AVES DEL BOSQUE SEMIÁRIDO SANTIAGUEÑO

MARIANO CODESIDO

*Calle 70 No. 627 (1900) La Plata, Argentina*

DAVID N. BILENCA

*Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,  
Universidad de Buenos Aires - Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4 Piso (1428) Buenos Aires,  
Argentina - Correo electrónico: dbilenca@bg.fcen.uba.ar*

**RESUMEN.** Evaluamos el desempeño de las transectas de faja (transectas) y de los puntos de radio fijo (puntos) respecto de su precisión para estimar las abundancias y los atributos comunitarios (diversidad, riqueza y equitatividad) de las aves en un bosque semiárido santiagueño (Argentina). La evaluación se realizó en un bosque secundario y en un sector del mismo bosque al que se le aplicó un desarbustado manual. Se dispusieron 4 transectas y 4 puntos en cada hábitat. Los resultados indicaron: 1) menor riqueza estimada por los puntos que por las transectas ( $P < 0,05$ ), aunque no se observaron diferencias en diversidad o equitatividad ( $P = 0,25$  y  $P = 0,56$ , respectivamente), 2) correlación positiva entre las abundancias estimadas por puntos y por transectas para las especies más constantes en cada hábitat ( $P < 0,01$ ), y 3) congruencia entre los métodos respecto de la precisión con que estimaron las abundancias de las especies, medida a través de los coeficientes de variación porcentual (CV%). Consideramos que, si bien ambos métodos se desempeñaron en forma similar, para estos tipos particulares de hábitat con un estrato arbustivo denso, la técnica de puntos reúne una serie de ventajas sobre la de transecta, ya que son más fáciles de ubicar en el terreno y carecen de la dificultad operativa de las transectas de transitar a paso constante por un terreno accidentado. La menor riqueza detectada por los puntos respecto de las transectas puede solucionarse aumentando el número de réplicas o incluyendo en los conteos a las especies detectadas por fuera del radio fijo.

**Palabras clave:** transectas de faja, puntos de radio fijo, diversidad de aves, bosque semiárido santiagueño.

## A comparison of strip transects and fixed-radius point counts for a bird community in a semiarid chaco forest

**ABSTRACT.** We assessed the performance of strip transects and fixed-radius point counts with respect to their accuracy to estimate bird abundances and community attributes (diversity, richness, evenness) in the semiarid forests of Santiago del Estero province, Argentina. The study was carried out in a secondary forest and in a sector of the same forest where shrubs were removed. We installed 4 transects and 4 points in each habitat. Our results showed that: 1) estimations of species richness by the point method were lower than by the transect method ( $P < 0.05$ ), even though there were not significant differences in either diversity or evenness ( $P = 0.25$  and  $P = 0.56$ , respectively); 2) there was a positive correlation between bird abundances estimated by both methods in each habitat ( $P < 0.01$ ), and 3) there were not significant differences between methods in their accuracy to estimate bird abundances, recorded by means of the coefficient of variation (CV%). We conclude that, even though both methods showed similar performances, the point method has in our case some advantages over the transects, since they are less difficult to allocate in the study area and do not demand to keep a constant pace in a rugged and scrubby terrain, as the transect method does. The lower species richness detected by the point method could be solved by increasing replicates, as well as by counting birds which are out of the fixed radius.

**Keywords:** strip transects, fixed-radius point counts, bird diversity, richness, Chaco semiarid forest.

## INTRODUCCIÓN

Los conteos de aves son usados para muchos propósitos en una amplia variedad de estudios de campo. Por ejemplo, para seguir los cambios en la abundancia de especies que están asociados a los cambios en la vegetación resulta necesario utilizar índices de abundancia (Verner 1985). Las transectas de faja ("strip transect", Conner & Dickson 1980, en adelan-

te "transectas") y los conteos en puntos de radio fijo ("fixed-radius point counts", Verner 1985, en adelante "puntos") son dos de los métodos más utilizados para estimar la abundancia de aves (Bibby et al. 1992, Ralph et al. 1995a). Buena parte de la difusión de ambos métodos radica en que pueden ser aplicados a una amplia variedad de hábitats y utilizados a lo largo de todo el año, abarcando tanto períodos reproductivos como períodos no reproductivos (Ralph

et al. 1995a, Gibbons et al. 1996). Tanto en transectas como en puntos se hace el supuesto de que todos los individuos que se encuentran dentro de la transecta o del punto son contados, y que todas las observaciones registradas son eventos independientes. Sin embargo, existen ciertas diferencias entre los métodos que les confieren ventajas y desventajas comparativas. Gibbons et al. (1996) consideran que los puntos son más adecuados cuando el hábitat es emparchado, en tanto que las transectas son particularmente recomendadas para ambientes abiertos. Por otra parte, los puntos serían poco adecuados para muestrear especies fácilmente perturbables, especialmente si el hábitat es abierto (Gibbons et al. 1996), en tanto que las transectas tienen el inconveniente que requieren que el observador mantenga un paso constante, lo cual en la práctica dificulta la tarea de cerciorarse acerca de la correcta identificación de ciertos contactos (Gibbons et al. 1996).

Los métodos de transecta y punto han sido utilizados principalmente en el hemisferio norte, donde fueron originalmente desarrollados, pero poco es lo que se conoce acerca del desempeño de estos métodos en el Neotrópico, donde la avifauna presenta características de comportamiento territorial, superposición de áreas de acción, niveles de canto y comportamiento críptico de ciertas especies que son distintas a las de las que pueden encontrarse "normalmente" entre las aves que habitan los sistemas templados de la región Holártica (Karr 1981). Como parte de un estudio destinado a evaluar los efectos del desarbustado sobre la comunidad de aves del bosque semiárido santiagueño, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el desempeño de los métodos de transectas y puntos en un bosque secundario y en un sector del mismo bosque a las que se le aplicó un desarbustado manual, con vistas a establecer el método más apto a emplear en el futuro. Aunque los métodos son comparados entre sí y no con un estándar absoluto, ello no impide inferir acerca de la precisión y el comportamiento de cada uno de ellos (Verner & Ritter 1985). En nuestro caso, dichas comparaciones incluyeron: 1) una estimación de los atributos comunitarios obtenidos en cada hábitat (diversidad, riqueza y equitatividad), 2) una evaluación de la precisión de cada método respecto de la estimación de las abundancias de las especies más constantes en cada hábitat, y 3) una evaluación de la precisión de cada método respecto de la estimación de las abundancias de las especies más comunes a los dos hábitats.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en marzo de 1997 en el campo "La María", perteneciente a la estación experi-

mental INTA - Santiago del Estero (28° 03' S, 64° 15' W). El área posee la fisonomía de un bosque semiárido santiagueño secundario sometida al pastoreo por ganado vacuno. Este bosque cuenta con un estrato superior alto (más de 8 m), abierto, dominado por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*). El estrato medio (4 a 8 m) lo integran ejemplares menos desarrollados de las dos especies mencionadas, además de algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y mistol (*Zizyphus mistol*). El estrato arbustivo es denso, y está compuesto por diversas especies de garabatos (*Acacia* spp.), brea (*Cercidium australis*), atamisqui (*Capparis atamisquæa*) y tala (*Celtis pallida*), entre otros. En el estrato herbáceo dominan *Trichloris crinita*, *Setaria* spp., *Gouinia paraguariensis* y *Wissadula densiflora* (R. Renolfi, com. pers.).

El estudio se llevó a cabo en dos tipos de hábitats estructuralmente distintos: 1) un sector de bosque secundario (100 ha) con las características descritas anteriormente, y 2) un sector del mismo bosque (también de 100 ha), al que se le eliminaron en forma manual las especies que forman parte del estrato arbustivo y se le preservaron los renovales de las especies vegetales que forman parte del estrato arbóreo (en adelante "desarbustado"). El desarbustado fue completado entre 1994 y 1995. Un registro de la cobertura vegetal realizado en 20 parcelas circulares de 5 m de radio en cada hábitat indicó que al momento de realizarse este estudio la cobertura arbustiva en el bosque secundario ascendía a 50-60% contra un 10-20% en el desarbustado, en tanto que la cobertura gramínea rondaba entre un 20-30% en el bosque secundario y 40-50% en el desarbustado (Bilenca et al., 1996).

En cada tipo de hábitat se instalaron 4 transectas de faja separadas entre sí por 500 m y 4 puntos de radio fijo separadas entre sí por la misma distancia, dejando en todos los casos al menos unos 100 m de distancia respecto de los bordes de cada hábitat. Las transectas medían 200 m de largo, por 50 m de ancho (25 m a cada lado) y 20 m de altura, y fueron recorridas a paso constante, cubriendo la distancia en un período de 10 minutos. En cada recorrido se registraron los contactos tanto visuales como auditivos para todos los individuos de las distintas especies que se encontraran dentro de la faja. En cuanto a los puntos de radio fijo, en cada estación de conteo, de 25 m de radio, un observador de pie registró todas las aves vistas o escuchadas dentro del radio cubierto por la estación, utilizándose también en este caso un período fijo de 10 minutos. El muestreo comenzaba inmediatamente con el arribo al centro del punto y las aves que, al arribar el observador, volaban del punto de

conteo fueron consideradas presentes en el mismo (Hutto et al.1986). Mediante estos procedimientos, ambos métodos de muestreo fueron estandarizados respecto del esfuerzo de tiempo invertido en los conteos, aunque difirieron en cuanto a la superficie cubierta. En ningún caso se incluyeron en los registros a las aves de presa (*Accipitridae* y *Falconidae*) y a las carroñeras (*Cathartidae*), ya que éstas normalmente sobrevolaban por encima de los 20 m establecidos como límite superior de los registros.

Cada una de las unidades experimentales (las 8 transectas y los 8 puntos) fueron visitadas un total de 4 veces. Las visitas se realizaron por la mañana, en las cuatro horas siguientes a la salida del sol, comenzando el primer muestreo en forma aleatoria y luego alternando, de modo tal que cada una de las cuatro visitas sobre una misma unidad experimental se realizara a una banda horaria distinta. Los muestreos de aves fueron realizados siempre por el mismo observador (MC). La abundancia de cada especie se expresó en individuos por hectárea, mediante el promedio obtenido de las 4 visitas realizadas a cada una de las unidades experimentales, evitando considerar de este modo a cada visita como una réplica (i.e. pseudoréplica, Hurlbert, 1984).

La diversidad de aves se calculó a través del complemento del índice de Simpson (Hill 1973),

$$D = (\sum p_i^2)^{-1}$$

donde  $p_i$  es la proporción de la  $i$ -ésima especie en la muestra. La riqueza fue expresada como el número de especies presentes. Para el cálculo de la equitatividad se utilizó el índice propuesto por Alatalo (1981) usando la corrección descripta en Molinari (1989):

$$G_{2,1} = (\arcseno F_{2,1}/90) * F_{1,2} \text{ cuando } F_{2,1} > \sqrt{1/2}$$

$$G_{2,1} = F_{2,1}^3 \text{ cuando } F_{2,1} < \sqrt{1/2}$$

donde  $F_{2,1} = (N_2 - 1)/(N_1 - 1)$ ;  $N_1 = e^{(\sum p_i^2 \ln p_i)}$ ; y  $N_2 = (\sum p_i^2)^{-1}$

Cada uno de estos atributos comunitarios fue comparado mediante un ANOVA de dos factores (hábitat y método). Para comparar la congruencia de ambos métodos en cuanto al ordenamiento generado de las abundancias de las especies más constantes (aquellas que estuvieron presentes en al menos el 50% de los muestreos para cada método), se usaron correlaciones no paramétricas de Kendall (Zar 1984) en cada tipo de hábitat. Finalmente, se calcularon los valores del coeficiente de variación porcentual de la abundancia (CV%) como estimadores de la precisión de la abundancia de cada especie obtenida por cada método y en cada tipo de hábitat. Los valores de CV% de las especies detectadas por ambos métodos fueron comparados estadísticamente mediante la prueba no paramétrica de la U de Mann-Whitney (Zar 1984) en cada tipo de hábitat.

## RESULTADOS

Observamos un total de 50 especies, 49 en el bosque secundario y 45 en el desarbustado (Tabla 1). Registramos 12 especies con una constancia mayor o igual al 50% de los muestreos en el bosque secundario y 10 especies en el desarbustado (Fig. 1). Diecinueve especies fueron contadas por ambos métodos en ambos tipos de hábitat.

Tabla 1. Lista de aves registradas en el campo "La María", estación experimental INTA - Santiago del Estero, durante el mes de marzo de 1997, discriminada por tipo de hábitat (bosque secundario y desarbustado). Clasificación de las aves según Narosky & Yzurieta (1987).

| NOMBRE CIENTÍFICO                     | NOMBRE VULGAR         | Bosq 2° | Desarb |
|---------------------------------------|-----------------------|---------|--------|
| <i>Crypturellus tataupa</i>           | Tataupa común         | x       | x      |
| <i>Nothoprocta cinerascens</i>        | Inambú montaraz       | x       | x      |
| <i>Columba maculosa</i>               | Paloma ala manchada   | x       | x      |
| <i>Zenaida auriculata</i> (*)         | Torcaza               | x C     | x C    |
| <i>Columbina picui</i> (*)            | Torcacita             | x C     | x C    |
| <i>Myiopsitta monachus</i> (*)        | Cotorra               | x       | x      |
| <i>Coccyzus melacoryphus</i>          | Cuclillo canela       | x       | x      |
| <i>Coccyzus cinereus</i>              | Cuclillo gris         | x       | x      |
| <i>Tapera naevia</i>                  | Crespín               | x       | x      |
| <i>Chlorostilbon aureoventris</i> (*) | Picaflor común        | x C     | x C    |
| <i>Colaptes melanolaemus</i>          | Carpintero real común | x       | x      |

| NOMBRE CIENTÍFICO                            | NOMBRE VULGAR             | Bosq 2° | Desarb |
|--|---------------------------|---------|--------|
| <i>Dryocopus schulzi</i>                     | Carpintero negro          | x       | x      |
| <i>Campephilus leucopogon</i>                | Carpintero lomo blanco    | x       | x      |
| <i>Drymornis bridgesii</i>                   | Chinchero grande          | x       | x      |
| <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (*)     | Chinchero chico           | x       | x      |
| <i>Campylorhamphus trochilirostris</i>       | Picapalo colorado         | x       |        |
| <i>Upucerthia certhioides</i> (*)            | Bandurrita chaqueña       | x       | x      |
| <i>Furnarius rufus</i>                       | Hornero                   | x       | x      |
| <i>Pseudoseisura lophotes</i>                | Cacholote castaño         | x       | x      |
| <i>Cranioleuca pyrrhophia</i>                | Curutíe blanco            | x       | x      |
| <i>Coryphistera alaudina</i>                 | Crestudo                  |         | x      |
| <i>Asthenes baeri</i>                        | Canastero chaqueño        | x C     | x      |
| <i>Synallaxis albenscens</i> (*)             | Pijuí cola parda          | x       | x      |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i>             | Choca común               | x       |        |
| <i>Rhinocrypta lanceolata</i>                | Gallito copetón           | x       | x      |
| <i>Pachyrhamphus polychropterus</i>          | Anambé común              | x       | x      |
| <i>Knipolegus striaticeps</i>                | Viudita chaqueña          | x       |        |
| <i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i> (*) | Tuquito gris              | x       | x      |
| <i>Suiriri suiriri</i>                       | Suiriri común             | x       | x      |
| <i>Myiophobus fasciatus</i>                  | Mosqueta castaña          | x       | x      |
| <i>Euscarthmus meloryphus</i>                | Barullero                 | x       |        |
| <i>Stigmatura budyoides</i> (*)              | Calandrita                | x C     | x      |
| <i>Elaenia parvirostris</i> (*)              | Fiofio pico corto         | x C     | x C    |
| <i>Camptostoma obsoletum</i>                 | Piojito silbón            | x       | x      |
| <i>Troglodytes aedon</i>                     | Ratona común              | x       | x      |
| <i>Turdus amaurochalinus</i>                 | Zorzal chalchalero        | x       | x      |
| <i>Poliophtila dmicola</i> (*)               | Tacuarita azul            | x C     | x C    |
| <i>Vireo olivaceus</i> (*)                   | Chiví común               | x       | x C    |
| <i>Cyclarhis gujanensis</i>                  | Juan chiviro              | x       | x      |
| <i>Parula pittayumi</i>                      | Pitiayumi                 | x       | x      |
| <i>Saltator aurantirostris</i> (*)           | Pepitero de collar        | x C     | x      |
| <i>Sicalis flaveola</i>                      | Jilguero dorado           | x       | x      |
| <i>Lophospingus pusillus</i>                 | Soldadito común           | x       | x      |
| <i>Coryphospingus cucullatus</i> (*)         | Brasita de fuego          | x C     | x C    |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (*)              | Chingolo                  | x C     | x C    |
| <i>Aimophila strigiceps</i> (*)              | Cachilo de corona castaña | x C     | x      |
| <i>Poospiza melanoleuca</i> (*)              | Monterita cabeza negra    | x       | x      |
| <i>Saltatricula multicolor</i> (*)           | Pepitero chico            | x C     | x C    |
| <i>Icterus cayannensis</i>                   | Boyerito alferez          | x       | x      |
| <i>Molothrus badius</i> (*)                  | Músico                    | x       | x C    |

x = especies presentes en cada hábitat.

C = especies más constantes de cada hábitat (≥50% de los conteos)

(\*) = especies detectadas por los métodos de transecta de faja y de puntos de radio fijo en ambos tipos de hábitat.

No detectamos diferencias estadísticamente significativas en la diversidad, la riqueza y la equitatividad entre el bosque secundario y el desarbustado (Tabla 2). Considerando los métodos, la riqueza estimada por los puntos fue significativamente menor que la estimada por las transectas de faja ( $P < 0,05$ ), aunque no observamos diferencias significativas en los valores de diversidad o de equitatividad entre métodos (Tabla 2). Tampoco se detectaron efectos significativos de interacción entre el tipo de hábitat y el método empleado para ninguno de los atributos comu-

nitarios estudiados (Tabla 2). Observamos una marcada correlación positiva entre los valores de abundancia estimados por los métodos de transectas y puntos para las especies más constantes, tanto en el bosque secundario ( $r = 0,77$   $n = 12$  especies  $P < 0,01$ ) como en el desarbustado ( $r = 0,76$   $n = 10$  especies  $P < 0,01$ ) (Fig. 1). No se registraron diferencias significativas entre los métodos de transectas y puntos respecto de la precisión de las abundancias de las especies, estimadas por los coeficientes de variación porcentual (Tabla 3).

TABLA 2. Valores medios (desvíos estándar entre paréntesis) de los atributos de diversidad, riqueza y equitatividad obtenidos a partir de los métodos de transectas y de puntos en el bosque secundario (BOSQUE 2°) y en el desarbustado (DESARB; n=4 en todos los casos).

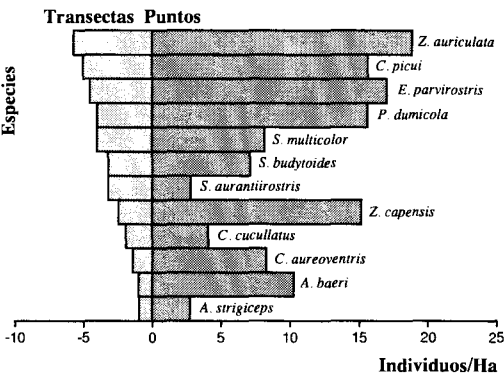
| ATRIBUTO<br>MÉT/HÁBITAT | DIVERSIDAD      |                | RIQUEZA         |                 | EQUITATIVIDAD  |                |
|-------------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|----------------|----------------|
|                         | BOSQUE 2°       | DESARB.        | BOSQUE 2°       | DESARB.         | BOSQUE 2°      | DESARB.        |
| TRANSECTAS              | 10,58<br>(3,93) | 9,39<br>(2,79) | 17,25<br>(4,65) | 15,25<br>(1,50) | 0,43<br>(0,12) | 0,38<br>(0,12) |
| PUNTOS                  | 8,60<br>(2,23)  | 8,11<br>(1,01) | 14,00<br>(3,56) | 11,25<br>(1,25) | 0,39<br>(0,12) | 0,42<br>(0,07) |
| ANOVA                   |                 |                |                 |                 |                |                |
| F-HABITAT               | 0,385 P=0,55    |                | 2,329 P=0,15    |                 | 0,067 P=0,80   |                |
| F-METODOS               | 1,463 P=0,25    |                | 5,425 P=0,038   |                 | 0,003 P=0,96   |                |
| F-INTERACCION           | 0,067 P=0,80    |                | 0,058 P=0,81    |                 | 0,583 P=0,46   |                |

TABLA 3. Valores medianos (rango intercuartil entre paréntesis) correspondientes a los coeficientes de variación porcentual (CV%) de las 19 especies censadas por los métodos de transecta de faja (transectas) y de estaciones de puntos de radio fijo (puntos) en los hábitat de bosque secundario y desarbustado.

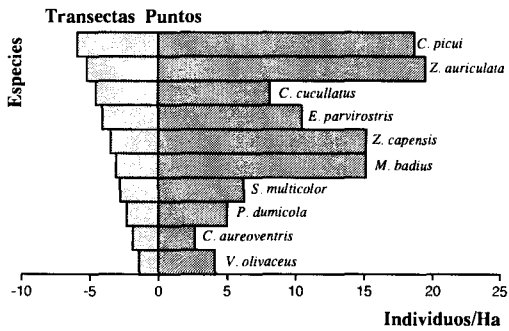
| METODO/HÁBITAT           | BOSQUE 2°       | DESARBUSTADO |
|--------------------------|-----------------|--------------|
| Transectas               | 98 (123)        | 117 (124)    |
| Puntos                   | 120 (114)       | 128 (102)    |
| Mann – Whitney<br>P=0,30 | U=146<br>P=0,40 | U=152        |

Figura 1. Comparación de las abundancias estimadas por los métodos de transectas de faja (mitad izquierda) y de puntos de radio fijo (mitad derecha) para las especies de aves más constantes en a) el bosque secundario y b) el bosque desarbustado (nombres completos de las especies en la Tabla 1).

a) Bosque secundario



b) Bosque desarbustado



## DISCUSIÓN

En términos generales, los métodos de transectas y de puntos mostraron un desempeño similar en cuanto a la estimación de los parámetros comunitarios. La única excepción estuvo dada por la mayor riqueza estimada por el método de transectas respecto al de puntos, en ambos tipos de hábitat. Nuestros resultados coinciden con los de Verner y Ritter (1985), y puede ser atribuido a que con el método de las transectas se abarca una mayor superficie, y por consiguiente se cubre un mayor número de territorios, a la vez que aumenta la probabilidad de muestrear un área más heterogénea. Existe al menos un par de formas en las que el método de puntos de radio fijo podría modificarse de modo tal de equiparar los valores de riqueza que se obtienen por el método de transecta de faja. La primera consistiría directamente en aumentar el número de réplicas en el método de puntos, algo que en principio es más fácil de lograr que en el caso de las transectas (Gibbons et al. 1996). La segunda manera sería incluyendo en los conteos a las especies detectadas por fuera del radio fijo de 25 m. Al respecto, en un estudio comparativo realizado por Hutto et al. (1986) en bosques caducifolios de México se encontró que el número promedio de especies se incrementaba entre 2 y 3 veces al considerar un radio ilimitado respecto a conteos con radio fijo de 25 m. En este sentido, cabe destacar que durante una campaña realizada en el área de estudio en diciembre de 1997, se encontró que al aplicar esta metodología (pero utilizando 8 puntos en lugar de 4), el número promedio de especies (y su desvío estándar) se incrementó de 10,4 ( $\pm 3,9$ ) a 25,5 ( $\pm 3,9$ ) para los hábitats de bosque secundario y de 9,6 ( $\pm 3,6$ ) a 24,3 ( $\pm 1,8$ ) para el desarbustado (Codesido, datos inéditos). Para Hutto et al. (1986), parte de la variación observada entre los valores de riqueza estimados en los puntos con y sin radio fijo puede ser adjudicada al comportamiento de las aves, ya sea por las especies raras pero fácilmente detectables a grandes distancias, o bien por las especies comunes que evitan al observador o son inconspicuas cuando están cercanas a él. Por otra parte, debe tenerse en cuenta que al comparar los valores de riqueza entre hábitats que son estructuralmente distintos con un radio ilimitado existe la posibilidad de que pueda variar la probabilidad de detección de las especies, y con ello el riesgo de adjudicar a diferencias entre hábitats diferencias que en realidad son debidas al método utilizado. Sin embargo, los resultados de la campaña de diciembre de 1997 indicaron que en nuestro caso el porcentaje de contactos visuales detectados por fuera del radio de 25 m en el bosque secundario no difirió significati-

vamente del obtenido en el desarbustado (4,7%  $n=295$  y 5,2%  $n=287$ , para el bosque secundario y el desarbustado, respectivamente  $z=0,266$   $P=0,60$ ; prueba de diferencia de proporciones con aproximación a normal, Bailey 1981). En todo caso, debe tenerse presente que al medir la riqueza con un radio ilimitado se pierde la posibilidad de referir dicho valor a una unidad de superficie.

El hecho de que tanto el método de transectas como de puntos generaran ordenamientos similares en las abundancias de las especies más constantes en cada hábitat (Fig. 1), sumado a la falta de diferencias significativas en cuanto a la precisión en las estimaciones de abundancias de las especies más comunes a ambos hábitats (Tabla 3), permite proponer que en principio ambas técnicas de muestreo podrían aplicarse indistintamente para estimar las abundancias de aves en el bosque semiárido santiagueño. Sin embargo, consideramos que para este tipo particular de hábitat con un estrato arbustivo denso, la técnica de puntos de radio fijo reúne una serie de ventajas sobre la de transecta de faja. Las transectas son más difíciles de ubicar en el área de estudio, y a ello se le agrega la dificultad operativa de transitar a paso constante por un terreno accidentado, lo que puede llevar al observador a disturbar involuntariamente el comportamiento de algunas especies y violar así el supuesto de independencia entre las observaciones. Nuestra recomendación es consistente con la de Wunderle (1994), quien ya había señalado la menor sensibilidad del método de puntos respecto a transectas en terrenos accidentados.

Por último, consideramos que la realización de pruebas piloto como ésta, destinada a evaluar el desempeño de distintas técnicas de muestreo en situaciones específicas, proveen por un lado elementos de juicio sumamente útiles para adoptar luego el método más apto sobre bases más objetivas, a la vez que contribuyen a evaluar el comportamiento de técnicas originalmente desarrolladas en el hemisferio norte en los ambientes subtropicales de la región Neotropical.

## AGRADECIMIENTOS

A los ingenieros R. Renolfi, A. Fumagalli, H. y A. Pérez, y a los Sres. L. Ibañez y Cejas por su hospitalidad y por la colaboración brindada para la realización de este trabajo en el INTA -EEA Santiago del Estero-. A Carlos y a Ramón por su colaboración en las tareas de campo. A V. Cueto, J. López de Casenave, J.C. Rebores y L. Malizia por sus útiles y oportunos comentarios sobre el manuscrito, y a G. Cueto por su asistencia en la confección del gráfico. Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), PIA No. 6278, y por la Universidad de Buenos Aires.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALATALO, R.V. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos* 37: 199-204.
- BAILEY, N.T.J. 1981. Statistical methods in biology. Hodder and Stoughton, London, 216 págs.
- BIBBY C.J., N.D BURGESS. & D.A. HILL. 1992. Bird census techniques. Academic Press, San Diego, Calif. 257 págs.
- BILENCA D.N., M.P. BALLA, E.M. ALVAREZ & G.A. ZULETA. 1996. Efectos del desarbustado manual sobre la comunidad de mamíferos en el bosque semiárido santiaguense. Libro de resúmenes, XI Jornadas Argentinas de Mastozoología, San Luis, 13-15/11/86.
- CONNER, R. N. & J. G. DICKSON. 1980. Strip transect sampling and analisis for avian hábitat studies. *Wildl. Soc. Bull.* 8: 4-10.
- GIBBONS, D., D. HILL & W. SUTHERLAND. 1996. Birds. Págs. 227-255, en *Ecological Census Techniques*, a handbook (W.J. Sutherland, ed.) Cambridge University Press, Cambridge.
- HILL, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- HUTTO R. L., S. M. PLETSCHET & P. HENDRICKS. 1986. A fixed - radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103: 593-602.
- KARR, J.R. 1981. Surveying birds in the tropics. *Studies in Avian Biology* 6: 548-553.
- MOLINARI, J. 1989. A calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos* 56: 319-326.
- NAROSKY, S. & D. YZURIETA. 1987. Guía de las aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Massini Editores, Buenos Aires.
- RALPH C.J., J.R. SAUER & S DROEGE 1995a. Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Pacific Southwest Research Station, Albany, Calif., USA.
- RALPH, C. J., G.R.GEUEPEL, P. PYLE, T.E. MARTIN, D.F. DE SANTE & B. MILA. 1995. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR. Pacific Southwest Research Station, Albany, Calif., USA.
- VERNER J., 1985. Assesment of counting techniques. *Current Ornithology* 2: 247-302.
- VERNER J. & L.V. RITTER 1985. A comparison of transects and point counts in oak-pine woodlands of California. *Condor* 87: 47-68.
- WUNDERLE, J. M. 1994. Census methods for Caribbean land birds. Gen. Tech. Rep. SO-GTR-98. Southern Forest Experimental Station, New Orleans, Louisiana, USA.
- ZAR, J.H. 1984. Biostatistical anlysis, 2nd de. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs.