

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

**Escuela de Post Grado
Especialidad de Conservación de Recursos Forestales**



**“Relación entre los Índices de abundancia relativa y la
densidad real en poblaciones de aves de importancia
económica en la Región Grau”**

Tesis para optar por el Título de :

MAGISTER SCIENTIAE

Diana Zulema Quinteros Carlos

LIMA – PERU
2001

TABLA DE CONTENIDO

	<u>Página</u>
RESUMEN.....	I
SUMMARY	III
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. REVISION DE LITERATURA.....	4
2.1 Sobre el manejo de la fauna silvestre en el Perú.....	4
2.2 Sobre la evaluación de poblaciones de fauna silvestre en el Perú.....	7
2.3 Sobre las abundancias relativas y su relación con las densidades reales.....	9
2.4 Acerca de la estimación de las densidades reales.....	11
III. MATERIALES METODOS.....	13
3.1 Lugar de estudio.....	13
3.2 Materiales y equipo.....	17
3.3 Especies de aves evaluadas.....	17
3.4 Metodología.....	18
3.4.1 Determinación de la Abundancia Relativa al Espacio (IARE).....	18
a. Evaluación extensiva.....	18
b. Evaluación Intensiva.....	19
3.4.2 Mapeo de la Distribución / Abundancia.....	20
3.4.3 Determinación de la Densidad Real.....	21
3.4.4 Determinación del tipo de relación entre la Densidad Real y la Abundancia Relativa.....	24
3.4.5 Estimación del sesgo debido a relaciones no lineales.....	25
IV. RESULTADOS Y DISCUSION.....	26
4.1 Especies de aves registradas.....	26
4.2 Abundancia Relativa de las especies registradas.....	28
4.2.1 Evaluación extensiva.....	28
4.2.2 Evaluación intensiva.....	32
4.3 Mapas de distribución.....	34
4.4 Densidad Real de las especies registradas.....	37
4.4.1 Evaluación Extensiva.....	39
4.4.2 Evaluación intensiva.....	45

4.5	Relación entre la Densidad Real y la Abundancia Relativa de las especies registradas.....	53
4.5.1	Evaluación Extensiva.....	53
4.5.2	Evaluación Intensiva.....	58
4.6	Estimación del sesgo debido a relaciones no lineales.....	61
4.6.1	Evaluación Extensiva.....	62
4.6.2	Evaluación Intensiva.....	67
4.7	Efecto de la inclusión de datos extremos en el tipo de relación entre DR e IARE.....	71
V.	CONCLUSIONES.....	74
VI.	RECOMENDACIONES.....	78
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	80
VIII.	ANEXOS.....	84

LISTA DE CUADRO

3.1 Tramos Utilizados en la Evaluación Extensiva.	16
3.2 Transectos de Evaluación Intensiva.	17
4.1 Especies de aves escogidas para la evaluación.	27
4.2.- Abundancia de FORCO y MILO en la evaluación extensiva.	29
4.3 Abundancia de COCRU y FORCO en la evaluación intensiva.	32
4.4 Estimación de densidades en transectos con series de Fourier. Tramo : Sauce Grande - El Angolo	38
4.5 Densidad Real – Evaluación Extensiva.	44
4.6 Densidad Real de FORCO y COCRU. Evaluación Intensiva.	51
4.7 Densidad Real e Índice de Abundancia Relativa. Evaluación Extensiva.	54
4.8 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR y IARE. FORCO. Evaluación Extensiva.	55
4.9 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. MILO. Evaluación Extensiva.	56
4.10 Densidad Real e Índice de Abundancia Relativa. Evaluación Intensiva.	58
4.11 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. FORCO. Evaluación Intensiva.	59
4.12 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. COCRU. Evaluación Intensiva.	60
4.13 Límites de validez para la linealidad entre DR / IARE; modelos alternativos y problemas de estimación correspondientes.	71

Lista de Figuras

		Página
3.1	Mapa de ubicación del área de estudio.....	14
4.1	Abundancia Relativa de FORCO. Evaluación Extensiva	30
4.2	Abundancia Relativa de MILO. Evaluación Extensiva.....	31
4.3	Abundancia Relativa de FORCO. Evaluación Intensiva.....	33
4.4	Abundancia Relativa de COCRU. Evaluación Intensiva.....	34
4.5	Mapa de distribución de FORCO. Evaluación Extensiva.....	35
4.6	Mapa de distribución de MILO. Evaluación Extensiva.....	36
4.7	Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. FORCO. Evaluación Extensiva.....	41
4.8	Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. MILO. Evaluación Extensiva.....	42
4.9	Densidad Real de FORCO. Evaluación Extensiva.....	44
4.10	Densidad Real e MILO. Evaluación Extensiva.....	45
4.11	Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. FORCO. Evaluación Intensiva.....	47
4.12	Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. COCRU. Evaluación Intensiva.....	49
4.13	Densidad Real de FORCO. Evaluación Intensiva.....	52
4.14	Densidad Real de COCRU. Evaluación Intensiva.....	52
4.15	Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Extensiva.....	55
4.16	Relación DR / IARE para MILO. Evaluación Extensiva.....	56
4.17	Relación DR / IARE para MILO. Evaluación Extensiva. Modelos No Lineales.....	57
4.18	Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Intensiva.....	59
4.19	Relación DR / IARE para COCRU. Evaluación Intensiva.....	61
4.20	Figura 4.20 Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Extensiva. Modelos Lineal y Logarítmico.....	63
4.21	Estimación de DR con un modelo lineal y uno logarítmico. FORCO. Evaluación Extensiva.....	63
4.22	Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Extensiva.	

	Modelos Lineal y Potencial.....	64
4.23	Estimación de DR con un modelo lineal y uno potencial. FORCO. Evaluación Extensiva.....	65
4.24	Estimación de DR con un modelo lineal y uno potencial. MILO. Evaluación Extensiva.....	66
4.25	Estimación de DR con un modelo lineal y uno exponencial. MILO. Evaluación Extensiva.....	66
4.26	Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Intensiva. Modelos Lineal y Logarítmico.....	67
4.27	Estimación de DR con un modelo lineal y uno logarítmico. FORCO. Evaluación Intensiva.....	68
4.28	Relación DR / IARE para COCRU. Evaluación Intensiva. Modelos Lineal y Exponencial.....	68
4.29	Estimación de DR con un modelo lineal y uno exponencial. COCRU. Evaluación Intensiva.....	69
4.30	Comparación entre un modelo lineal y polinomial de 2° grado. FORCO. Incluye registros extremos.....	72
4.31	Comparación entre un modelo lineal y polinomial de 2° grado. FORCO. No incluye registros extremos.....	73

RESUMEN

En la presente investigación se evaluó si la relación entre el Índice de Abundancia Relativa al Espacio (IARE) y la Densidad Real (DR) es lineal en poblaciones de aves de importancia económica de la Región Grau, tomando como ejemplos a *Forpus coelestis*, *Columbina cruziana* y *Mimus longicaudatus*. Adicionalmente, se evaluó las condiciones en las que se altera esta linealidad y las consecuencias derivadas de ello.

La evaluación a nivel extensivo abarcó los ex-Distritos Forestales Tumbes y Sullana, en los departamentos de Tumbes y Piura, respectivamente y a nivel intensivo se realizó en un sector del "Coto de Caza El Angolo", Provincia de Sullana.

La abundancia relativa fue estimada mediante IAREs, cuyas unidades fueron "número de individuos por kilómetro de recorrido" y "número de individuos por 100 metros de recorrido" en el nivel extensivo e intensivo, respectivamente. Ambos niveles mostraron amplio espectro, siendo notoria la escasez de tramos con alta abundancia relativa de individuos y la gran cantidad de tramos con baja abundancia relativa, existiendo incluso espacios con cero individuos.

La DR, por su parte, fue estimada mediante el uso de las series de Fourier, con distancias de truncamiento de 50 metros para la evaluación extensiva y 30 para la evaluación intensiva. Además, los histogramas de distribución de individuos en relación a la línea de transecto permitieron verificar el supuesto del método de Fourier de que las probabilidades de observación de un individuo son máximas sobre la línea del transecto disminuyendo conforme la distancia se incrementa. Las densidades se han determinado en individuos por hectárea. No se computaron variancias para estos estimados, puesto que

no se emplearon para estimar la densidad total de la zona de estudio y por lo tanto no se requería contar con intervalos de confianza.

En el análisis de las relaciones existentes entre la Abundancia Relativa y la Densidad Real se empleó la regresión lineal simple tomando como variable dependiente a la Abundancia Relativa y como variable independiente a la DR, escogida de acuerdo al Modelo I. La significación de la correlación se evaluó mediante su Coeficiente de Correlación contrastándolo con un Cuadro de significación (Steel y Torrie, 1985). Los resultados, sugieren que para estas condiciones, la Abundancia Relativa es un buen estimador de la Densidad Real.

Sin embargo, se ha encontrado que existen modelos no lineales que describen de mejor manera que un modelo lineal la relación DR-IARE, determinándose puntos (IARE o DR) a partir de los cuales se debería tener especial cuidado para descartar la existencia de relaciones no lineales, tanto a nivel extensivo como a nivel intensivo, en la medida que el uso del modelo lineal implicaría una sobre o subestimación de la densidad.

En general, para condiciones de densidades bajas la relación DR-IARE se muestra lineal, en tanto que para densidades altas surge la posibilidad de que modelos no lineales describen mejor la mencionada relación, generando así problemas de sobre y subestimación. Esto obliga a que por encima de estos límites, antes de usar al IARE como indicador de DR, sea necesario comprobar experimentalmente la linealidad de la relación DR- IARE.

SUMMARY

In this investigation it was evaluated if the relation between Relative Abundance at Space (IARE) and the Real density (DR) is linear in bird populations of economic importance for the Region Grau, using as examples to *Forpus coelestis*, *Columbina cruziana* and *Mimus longicaudatus*. In addition the conditions in which this linearity is altered and consequences derived from it were also evaluated.

At extensive level the evaluation surrounded the ex-Forest Districts of Tumbes and Sullana in Tumbes and Piura departments respectively and to intensive level was realized in a sector of "Coto de Caza El Angolo", province from Sullana.

The relative abundance was estimated by means of IAREs, whose unit were "number of individuals for kilometer run" and "number of individuals for one hundred meters run" at extensive and intensive levels, respectively. Both levels showed a wide spectrum, being manifest a scarcity of tracts with high relative abundance of individuals and a greater quantity of tracts with low relative abundance, enclosure there are spaces with nobody individuals.

The DR was estimated by means of Fourier series, with cutting off distances from fifty meters for extensive evaluation and thirty meters for intensive evaluation. Also distribution histograms of the individuals in relation in relation to transect line allowed verify the supposed of Fourier method in which observation probabilities from an individual are maximum over the transect line diminishing in agreement with an increase of the distance. No variances were verify for this estimates, because they no were using to estimate total density of the study zone for that it was no necessary to hare confidence intervals.

In the analysis of the relationships that exist between Relative Abundance and Real Density it was used simple linear regression using as dependent variable to the Relative Abundance and like independent variable to Real Density, chose according to Model I. The significance of correlation was evaluated by means of its correlation coefficient contrasting with a signification square (Steel and Torrie, 1985). The

results, suggest for these conditions the Relative Abundance is a good estimated of Real Density.

However, it was founded that exist no linear models with describe of better manner the relationship DR-IARE than a linear model, determining points (IARE or DR) from which it would hare special care for eliminating the existence of the linear relations, in both extensive and intensive levels, in the measure that the use of a linear model it will implicate an over or sub estimation of the density.

In general, for low densities conditions the elation DR-IARE was linear, in change for high densities appear the possibility of that no linear models describe better the mentioned relation, generating from this manner over and sub estimation problems. This obligate to what for over to these limits, before use the IARE like as indicator of DR, it necessary to verify with experimentation the linearity of DR-IARE relationship.

I. INTRODUCCION

En el manejo de las poblaciones animales el punto inicial de cualquier programa suele ser la evaluación poblacional, ya que la variabilidad de las poblaciones en el tiempo y en el espacio es un tema complejo como informan McArdle *et al.* (1990); Pimm (1991) y Pimm and Redfearn (1988).

Si se tiene en cuenta la sugerencia de Caughley (1977), tres tipos de problemas surgen en el manejo de las poblaciones, los que suelen estar asociados con la densidad de las poblaciones implicadas. Las poblaciones que se encuentran con densidades muy altas suelen causar daños y por lo tanto alcanzan importancia económica. En esta situación la alternativa es el **control poblacional**. De otro lado, la **cosecha poblacional**, se presenta como opción cuando se tiene una población cuya densidad alcanza valores medios que permiten obtener un rendimiento sostenido y más aún maximizarlo. Finalmente, se tiene que someter a **protección poblacional** aquellas poblaciones que se encuentran amenazadas o al borde de la extinción. Estas especies suelen tener densidades muy bajas.

Ejemplos de estos tres escenarios se tienen en psitácidos como *Forpus coelestis* "perico esmeralda" que dependiendo de su densidad puede necesitar control poblacional o ser objeto de cosecha poblacional. Por su parte, *Pionus chalcopterus* "loro alas bronceadas" es un buen ejemplo de población que requiere de protección por su muy escasa densidad (Sánchez *et al.*, 1998).

Para el caso de la avifauna terrestre peruana, es la protección la actividad que mayor atención concita y hacia el que mayores esfuerzos se dirigen, tal vez por el contenido subjetivo que ello implica y la extraordinaria diversidad específica de la avifauna peruana. Por el contrario, es poco lo que se ha hecho en la obtención de cosechas sostenidas y en el control de poblaciones, ocultando de este modo la tremenda importancia de estas

actividades. En lo que a beneficios económicos se refiere, la captura comercial de especímenes para exportación como mascotas, alcanza valores tan altos como los 87.300 individuos exportados en 1984 implicando un valor declarado de 750.000 dólares (Falero y Sánchez, 1990). Esta tendencia se mantuvo al inicio de los años 90, aunque posteriormente por exigencias de la Convención para el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (CITES) – entre las cuales la necesidad de contar con planes de manejo – los volúmenes exportados disminuyeron sensiblemente (Rosales, 1999).

El impacto que sobre las poblaciones silvestres tiene una actividad de extracción como la anteriormente señalada no necesita ser puesto de relieve, más todavía si se tiene en cuenta las tasas de mortalidad de las aves durante el proceso de captura, traslado y exportación que suelen ser del orden del 20% en las diferentes fases (Rosales, 1999). El caso de las aves plaga por su parte significa pérdidas de hasta el 30% de la producción agrícola en ciertos sectores del país (Quinteros, 1992), sin embargo no se cuenta hasta el momento con estimaciones sistemáticas de su impacto económico ni con estimaciones de sus abundancias poblacionales.

En los tres casos mencionados, pero tal vez más importantemente en aquellos ligados a la cosecha y al control poblacional, es de particular importancia conocer no sólo el estado presente de la población sino sus tendencias, es decir sus tasas y estilos de cambio. Este cambio puede ser consecuencia de procesos de regulación interna o de efectos de la variabilidad ambiental (Murdoch, 1994; Sinclair, 1981; Sinclair y Peach, 1996). El efecto de este último factor, cuya causa es meteorológica, es particularmente importante en el caso del Perú en donde existen extremos como los que se derivan de la presencia del evento El Niño (Perevolotsky, 1984; Sánchez y Quinteros, 1997; Torres y La Torre, 1994).

En este contexto, la evaluación poblacional de especies de aves - al igual que otras especies de animales - más que un fin en sí mismo es una

herramienta que permite satisfacer una variedad de objetivos más generales ligados al manejo. Las estimaciones de la densidad real de una población a pesar de dar datos exactos, resultan poco repetibles en la práctica; sin embargo, los Índices de Abundancia Relativa cuyas características son opuestas a las señaladas se presentan como alternativa. Con esto se plantea, por tanto, que más que una estimación muy exacta de la densidad de una población, se necesita una serie de estimaciones que mantengan su inexactitud constante y por tanto sean comparables entre sí tanto en el espacio como en el tiempo. Parte de mantener constante la inexactitud es garantizar que la relación que guarde el índice con la densidad real que pretende estimar, se mantenga para un conjunto muy amplio de densidades. Esto se conseguiría si la mencionada relación fuese lineal siempre (Sánchez *et al.*, 1998).

Por tanto, el presente trabajo tiene por objetivo evaluar si la relación entre el Índice de Abundancia Relativa al Espacio (IARE) y la Densidad Real (DR) es lineal en poblaciones de aves de importancia económica de la Región Grau, tomando como ejemplos a *Forpus coelestis*, *Columbina cruziana* y *Mimus longicaudatus*. Se evaluarán además las condiciones en las que se altera esta linealidad y las consecuencias derivadas de ello.

II. REVISION DE LITERATURA

2.1 Sobre el manejo de la fauna silvestre en el Perú.

La utilización de la fauna terrestre en el Perú, puede resumirse en las siguientes líneas principales: Producción de Carne de Monte, Producción de Cueros de Sajino y Huangana, Extracción de Cochinilla y Extracción de Aves Vivas para Exportación. La importancia de estas actividades puede estimarse, por ejemplo, en términos de su capacidad de generación de divisas. En 1985, como se informa en el Plan Nacional de Acción Forestal (Brack y Falero, 1988), la cochinilla produjo un total de 16,5 millones de dólares, la exportación de aves vivas 364.120 dólares y la exportación de cueros de sajinos y huanganas un total de 58.260 dólares. Estos valores nos muestran que entre la fauna de vertebrados terrestres, corresponde a las aves el rol principal, involucrando números tan grandes de especímenes como 87.300 individuos exportados en 1984. La media anual para el periodo 1977 - 1987 fue 36.571 aves (Falero y Sánchez, 1989).

Estas cantidades de animales extraídos superan en mucho las de cualquier otro grupo de fauna terrestre actualmente bajo manejo; de otro lado, su impacto sobre las poblaciones silvestres es bastante grande, habida cuenta que en las cifras mencionadas - de suyo grandes - no se está considerando la mortalidad en captura, almacenamiento y traslado de especímenes.

Mediante un análisis de los registros de exportación de la Dirección General Forestal y de Fauna para el periodo 1982 - 1986, Falero y Sánchez (1990) muestran que, a pesar que el número total de especies exportadas llegó a 114, el 72% de los especímenes involucrados pertenecían a la familia Psittacidae (loros y pericos), lo que indica que la mayor parte del impacto de esta actividad recae en pocas especies. Tal vez sea esto lo que llevó, en el pasado, a una explotación exagerada de, por ejemplo, *Pionus chalcopterus*, "loro alas bronceadas" al punto que se

tuvo que establecer una veda para la extracción de esta especie, veda que esta vigente al presente. Se ha sugerido que tal cosa podría ocurrir en el futuro con el "perico macareño" (*Brotogeris pyrrhopterus*) (Ridgely, 1980); de hecho entre 1992 y 1993 se ha registrado una disminución de la población de esta especie que se estima en más del 17% y que obliga a ser cautelosos en su manejo (Sánchez *et al.*, 1992 a, b).

En relación a otras especies de avifauna terrestre utilizadas, u otras modalidades de uso - caza deportiva, consumo local, usos mágicos o rituales, etc. - no se cuenta con información estadística actualizada, pero en ningún caso parece que superan los volúmenes extraídos para exportación.

De otro lado, y en referencia al tercer tipo de problemas en el manejo de poblaciones, según la clasificación ya citada de Caughley (1977) - es decir el control poblacional -, se cuenta para el Perú, con listados de vertebrados que pueden ser importantes para la agricultura (Aguilar *et al.*, 1977; Dolbeer, 1980; Florez, 1980) y con estimaciones iniciales de daño. Estas mostraron, en un caso, que un cultivo de mostaza (*Brassica nigra*) no registró consumo de semillas por parte de las aves que lo visitaban, en especial del "jilguero" (*Carduelis magellanica*) del que se suponía era una plaga importante (Quinteros y Sánchez, 1990); en otro caso sin embargo, se encontró en 1989, en un cultivo de maíz amarillo duro en el Campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), que el porcentaje de mazorcas dañadas era de $36,08 \pm 6,75$ %, lo que equivalía a una pérdida en peso del orden de $12,2 \pm 3,4$ % de la producción total del cultivo (Sánchez *et al.*, *s/f*). La magnitud de este daño es relativamente alta, como para ser tomada en cuenta. En este caso, el daño se debía a ictéridos (*Molothrus bonariensis*, *Sturnella bellicosa*) y psitácidos (*Bolborhynchus aurifrons*, *Aratinga wagleri* y posiblemente *A. erythrogegens*).

Un trabajo más sistemático a nivel intensivo, se ha desarrollado para evaluar el daño de aves granívoras en campos de maíz amarillo duro en

el campus de la UNALM (Quinteros, 1992). Si bien es cierto se han analizado diseños muestrales alternativos de evaluación del daño, se han identificado a las especies dañinas y a sus patrones espaciales y temporales de uso del agroecosistema, es necesario pasar a un nivel extensivo de evaluación y control.

Aún cuando las estimaciones de daño son puntuales, indican que, al menos en algunas circunstancias, el daño puede ser suficientemente grande como para adquirir importancia económica y requerir por tanto un control.

Debe mencionarse también que varias especies de aves (psitácidos, ictéridos y fringílicos) pueden presentarse alternativamente como especies objeto de extracción, para su comercialización como mascotas o como especies plaga que necesitan control. Es el caso de *A. erythrognys*, *Forpus coelestis*, *Molothrus bonariensis* y *Sicalis flaveola*. De este modo, la obtención de cosechas sostenidas de una población, y su control para evitar que se comporten como plagas, podrían no ser sino dos momentos consecutivos de un mismo problema. Esto sin embargo supone un comportamiento poblacional muy fluctuante, lo que sería de esperar en una gran parte del territorio peruano, dadas sus características de alta variabilidad climática (Earls, 1989; Sánchez *et al.*, 1992a).

En términos legales el ordenamiento jurídico vigente - Ley Forestal y de Fauna Silvestre (Perú, 2000) y Ley Orgánica para el Aprovechamiento sostenible de los Recursos Naturales (Perú, 1997) – plantea una clara exigencia hacia la sostenibilidad en el manejo de los recursos naturales, poblaciones incluidas, estableciéndose como instrumento de gestión el Plan de Manejo. En este contexto resulta de capital importancia el seguimiento de las poblaciones para garantizar que estas se mantienen, y que las medidas tomadas para su gestión son apropiadas, más aún cuando la legislación señala que los únicos lugares desde los cuales se puede extraer fauna, serán aquellos que constituyen Areas Bajo Manejo. La extracción de la silvestridad no se permite.

2.2 Sobre la evaluación de poblaciones de fauna silvestre en el Perú.

A pesar de la indudable importancia que tiene la evaluación poblacional en el manejo de la fauna silvestre, es relativamente poco lo que sobre metodologías y series de tiempo se tiene para especies del Perú. Si nos referimos a la fauna de ecosistemas terrestres, probablemente las experiencias más completas sean las que corresponden a vicuñas, ungulados amazónicos y primates.

Aún cuando, la antigua Ley Forestal y de Fauna (DL 21147) establecía la necesidad de elaborar los Calendarios para la Caza Deportiva e incluso la Caza Comercial, labores estas en las que era imprescindible contar con una estimación de la población a manejar, la determinación del estado y la tendencia poblacionales de las especies sometidas a estas modalidades de manejo era una tarea que se desarrolló con criterios meramente subjetivos. De hecho para la mayoría de especies de la fauna silvestre sólo se cuenta con una caracterización de su estado legal (Ley 27308) o una referencia muy general a su distribución espacial (Parker *et al.*, 1982).

La especie que mayor información ha acumulado con relación a su evaluación es sin duda la vicuña basándose fundamentalmente en un conteo directo y total de los individuos (Hofmann, Otte y Ponce, 1983), tecnología que ha sido sometida a análisis de especialistas (Norton – Griffiths y Torres, 1981) y que con modificaciones menores se continúa empleando (INRENA, 1994). Para este método se han discutido problemas ligados a su exactitud y su precisión, y la serie de registros generados cubre para algunas zonas como Pampa Galeras un periodo superior a 25 años.

Otro grupo en cuya evaluación se ha tenido razonable cuidado lo constituyen los ungulados amazónicos de importancia económica (sajinos, huanganas y venados) para los cuales se han ensayado

transectos en línea como herramienta de evaluación (Bodmer *et al.*, 1997).

Es de esperar que la aplicación reiterada de esta metodología permita generar series de tiempo suficientemente largas como para realizar con ellas análisis estadísticos adecuados.

En relación a las aves se debe señalar que un avance importante se tiene en la existencia de una base de datos (Parker *et al.*, 1996) en la que se ofrece información sobre la abundancia de las especies de aves en una escala ordinal que a pesar de ser subjetiva representa más que los datos previos. Esta información sin embargo, es de utilidad en descripciones generales de la distribución y abundancia de aves y sirve a fines generales como las evaluaciones de impacto ambiental. Para las operaciones de manejo de una población, sin embargo, se requiere mayor cantidad de información y de mayor calidad. Es en este contexto que en 1988 se inician actividades de evaluación poblacional de un grupo particular de aves, los psitácidos, que como se indicó en la Introducción tuvieron una importancia económica remarcable durante los 80 e inicios de los 90.

Las mencionadas actividades de evaluación se desarrollaron en coordinación entre la Dirección General Forestal y de Fauna (Dirección de Conservación) y la UNALM (Centro de Investigación de Zonas Áridas – CIZA). Comprendieron el mapeo de la distribución y abundancia de los psitácidos y otras especies de importancia económica y la puesta a punto de métodos de evaluación poblacional de fácil aplicación y uso generalizado (Sánchez *et al.*, 1998). En este contexto se estableció que los índices de abundancia relativa al tiempo (IART) y al espacio (IARE) satisficieran las exigencias de evaluación poblacional mencionadas.

En el proceso de validación de los IART y IARE surgió la necesidad de analizar la relación que éstos tenían con la densidad real prestando especial atención al problema de la linealidad. Este es el tema que constituye el núcleo de la presente tesis.

2.3 Sobre las abundancias relativas y su relación con las densidades reales.

Para resolver el problema de la evaluación poblacional, Caughley (1977) sugiere el empleo de Índices de Densidad o de Abundancia como alternativa a la determinación de la Densidad Real de las poblaciones, entendiéndose que estos - los índices - son variables correlacionadas con aquella. Estos Índices caen dentro de lo que Norton - Griffiths (1978) denomina métodos indirectos pudiendo tomar una variedad de formas entre las cuales "número de animales capturados por unidad de esfuerzo", "partículas fecales por metro cuadrado", "densidad de machos territoriales", "número de animales registrados por unidad de tiempo (hora por ejemplo) o de recorrido (km por ejemplo) " y otras más.

Un Índice de Abundancia Relativa, es una variable relacionada a la abundancia real o densidad real de una población y que por esa relación permite conocer cómo cambia la población aún cuando nunca pueda conocerse el tamaño real de esta. Es justamente la posibilidad de aplicarlos de modo extensivo lo que les da a estos índices una gran utilidad en la evaluación de poblaciones con una gran variabilidad espacio - temporal (Sánchez *et al.*, 1988).

Idealmente la relación más simple que puede existir entre un Índice y la Densidad Real se expresa de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = b \text{ Índice}$$

En este caso se espera que lo único que se requiere para pasar del Índice a la Densidad Real es conocer el coeficiente b, sin embargo este es sólo un caso particular de una relación más general que se puede expresar:

$$\text{Densidad} = a + b \text{ Índice}$$

Esta expresión nos dice que la relación entre el Índice y la Densidad Real es lineal y por tanto puede ser ajustada a partir de una serie de datos experimentales - mediante el método de los mínimos cuadrados por ejemplo - para conocer los valores de a y b.

La relación sin embargo podría ser más complicada, podría no ser lineal, en cuyo caso se necesitaría una transformación inicial de los datos experimentales para realizar el ajuste a la expresión lineal.

Asegurarse de que la relación entre la Densidad Real y el Índice es lineal nos asegura la validez del Índice para detectar cambios en la densidad real aún cuando estos sean de gran magnitud. De no ser lineal la relación la utilidad del Índice estaría restringida a detectar cambios de poca cuantía ya que de lo contrario incidiríamos en errores de estimación tanto mas grandes cuanto mas grandes sean los cambios en la densidad real (Caughley, 1977).

El uso de los Índices de Abundancia Relativa nos pone dentro de métodos que no darán como resultado el valor real de la población sino más bien un valor relacionado. En ese sentido se puede decir que operamos con métodos inexactos - porque no se acercan al valor real de la población - siendo su inexactitud función del método mismo. La condición entonces para garantizar que el Índice pueda rastrear efectivamente los cambios en la densidad real es mantener su inexactitud constante.

Estando las fuentes de inexactitud - sesgo - ligadas al método mismo, conviene estandarizar las condiciones en las que se lo aplica. Esto implica, por ejemplo, realizar los conteos siempre a la misma hora, a la misma velocidad, con observadores que tengan la misma capacidad de detección y conteo; al mismo tiempo las comparaciones entre índices tendrían que hacerse sólo entre aquellos que se hayan obtenido en similares condiciones tanto de hábitat como de operación. Este proceso de estandarización ha llevado a la definición de versiones particulares de

los índices de abundancia como los denominados Índice Kilométrico de Abundancia (IKA) e Índice Puntual de Abundancia (IPA) (Tellería, 1986).

2.4 Acerca de la estimación de las densidades reales.

Los múltiples métodos disponibles para la estimación de la densidad real de una población, se pueden agrupar fundamentalmente en métodos de conteo directo, métodos de observación de huellas, métodos de captura y recaptura y métodos de captura por unidad de esfuerzo (Tellería, 1986). De este conjunto, se ha escogido para el presente estudio una versión particular de los conteos directos: los transectos en línea. La selección del método obedece a que los supuestos sobre los que se basa – como veremos líneas abajo – son de fácil cumplimiento cosa que no sucede con los otros métodos. Así por ejemplo, el método de captura y recaptura supone una mezcla al azar de los individuos capturados y marcados al inicio del experimento, cosa esta que resulta de difícil cumplimiento en especies que muestran organización social definida como en el caso de los psitácidos.

La metodología de los transectos en línea establece (Burnham *et al.*, 1980) que se deben ubicar randomizadamente una serie de líneas en el espacio que se desea evaluar. Cada línea se recorre registrando los animales ubicados en ambos lados.

Los registros que se hacen por cada individuo visto son:

- Distancia perpendicular del individuo a la línea de recorrido (x).
- Distancia de observación o distancia entre el observador y el individuo (r).
- Angulo de observación (θ), que es el ángulo que forma la línea de recorrido con la línea entre el observador y el individuo registrado.

En la práctica no suelen tomarse los tres datos; se registra x ó r y θ . De hecho, a partir de r y θ se puede calcular x ($x = r \sin \theta$). Como señalan

Burnham *et al.* (1980), la validez del presente método descansa en cuatro supuestos:

1. Los individuos ubicados sobre la línea de recorrido nunca se dejarán de registrar, es decir, su probabilidad de ser vistos es uno (1).
2. Los individuos se registran en su posición inicial; esto implica que se los registra antes de que puedan desplazarse alejándose o acercándose a la línea. Adicionalmente, ningún individuo es contado dos veces.
3. Las distancias y los ángulos se miden exactamente, es decir sin error.
4. Las observaciones son eventos independientes.

El orden de los supuestos expresa su importancia relativa. La tarea principal es la determinación de la visibilidad de los animales en función de su distancia de la línea de recorrido. Se supone que esta probabilidad de detección disminuye mientras más lejos se encuentra un individuo de la línea. Basado en esta función se determina el ancho efectivo de la faja evaluada, a partir de la cual se estima la densidad real.

III. MATERIALES Y METODOS

3.1 Lugar de estudio

La evaluación, a nivel extensivo, se llevó a cabo utilizando las carreteras o trochas secundarias de los ex - Distritos Forestales Tumbes y Sullana, el primero en el Departamento de Tumbes y el segundo en el Departamento de Piura. Ambos departamentos constituyen la Región Grau (Figura 3.1).

A nivel intensivo, la evaluación se realizó en un sector del "Coto de Caza El Angolo", ubicado entre 04° 10' – 04° 25' Lat. S. y 80° 40' - 80° 57' Long. O., Provincia de Sullana, Departamento de Piura. El Coto de Caza forma parte de la Reserva de Biosfera del Bosque Seco del Noroeste (Brack, 1982; FANPE, 1986).

La Región Grau y dentro de él el Coto de Caza El Angolo pertenecen a la Ecorregión del Bosque Seco Ecuatorial (Brack, 1986), la misma que se caracteriza por ser una zona de Transición Climática entre el desierto de la Costa Peruana y el clima Tropical Subhúmedo de Ecuador, y por ser una zona de encuentro de formas animales propias de la Costa, Sierra y Selva (Brack, 1986).

De los diversos paisajes presentes en la zona son característicos las suaves montañas cubiertas con bosques secos estacionales que anualmente reverdecen durante la época de lluvias, los algarrobales y matorrales desérticos con sapotales, típicos en las cuencas de los ríos Piura y Chira, los únicos Bosques Tropicales Húmedos del Pacífico que ocurren en el Perú, en la cuenca del río Tumbes; entre otros (FANPE, 1996).

El clima de la región es por lo general cálido, con temperaturas superiores a 24°C durante la mayor parte del año y lluvias registradas de diciembre a marzo que rara vez superan 0,5 m al año.

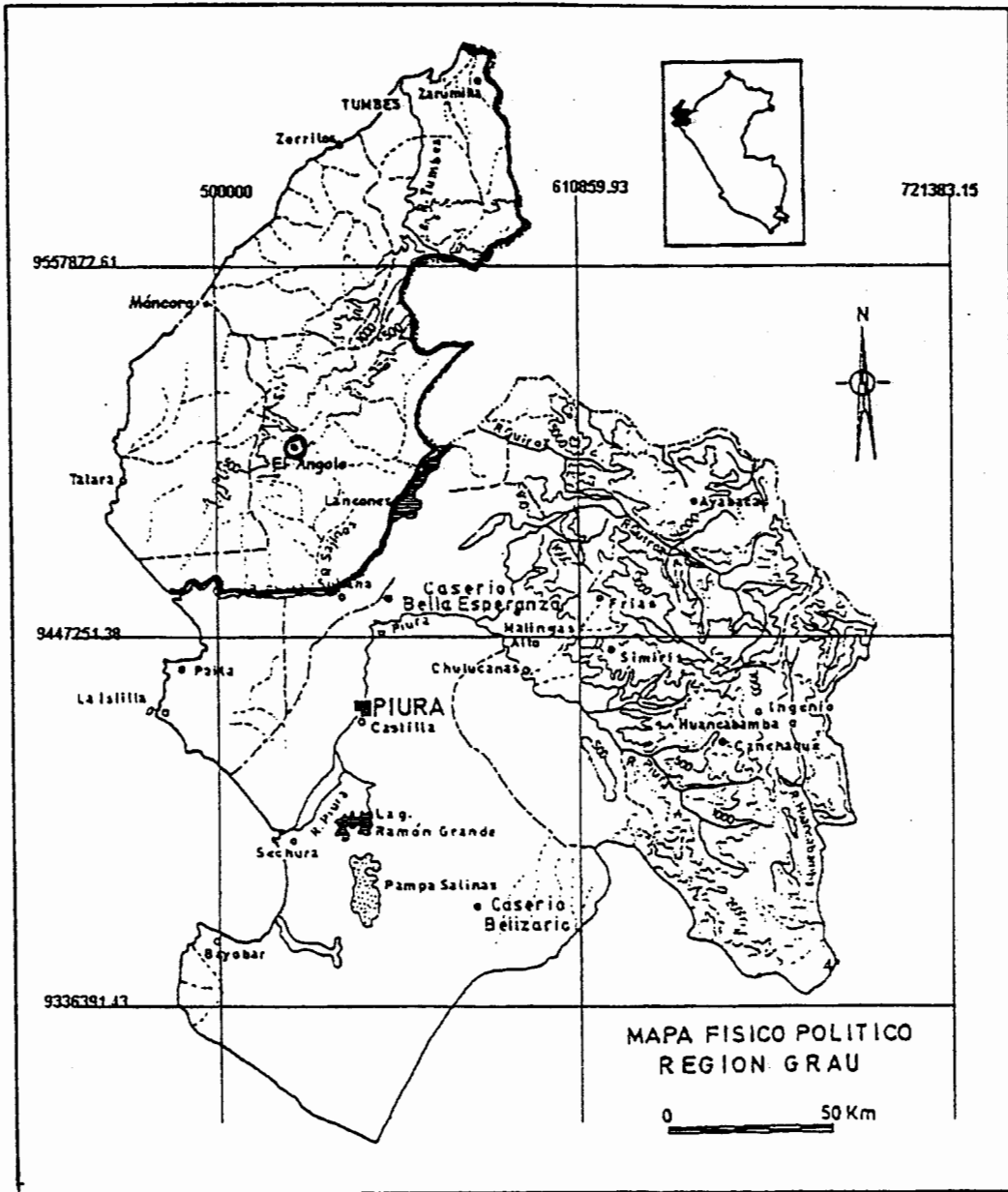


Figura 3.1 Mapa de ubicación del área de estudio.

En las zonas de bosque tropical húmedo (El Caucho – Campo Verde) el clima es también cálido pero con lluvias intensas de hasta 1 m al año en los meses de verano (FANPE, 1996).

Entre la vegetación más conspicua de los bosques secos, destacan el ceibo (*Ceiba trichistandra*), el algarrobo (*Prosopis spp.*), el angolo (*Pithecollobium multiflora*) y el pretino (*Cavanillesia platanifolia*) entre las más comunes. En el estrato arbustivo se encuentran la tara (*Caesalpinia spinosa*), el papelillo (*Bougainvillea*), algunos cactus (*Cereus*, *Opuntia*, *Neoraimondia*) y en las zonas más áridas y asociadas a las especies arbóreas se encuentran los sapotes (*Capparis spp.*) (Dourojeanni y Ponce, 1978).

La flora de importancia económica está representada por árboles como el guayacán (*Tabebuia sp.*), en extinción por su uso intensivo como madera para parquet, el algarrobo (*Prosopis pallida*), palo santo (*Bursera graveolens*) y otras especies de uso intensivo para leña y artesanías, etc.

La fauna del bosque seco ecuatorial es muy diversa, son comúnmente señalados entre las aves, las de distribución restringida como el perico pachaloro (*Forpus xanthops*) típico del valle del Marañón y loros del género *Pionus*. Algunos psitácidos son capturados y exportados para su venta como mascota; los mamíferos incluyen al venado gris (*Odocoileus virginianus*), la ardilla nuca blanca (*Sciurus stramineus*); los reptiles, la macanche (*Botriechis schlegeli*), los cañanes (*Dicrodon spp.*); y entre los anfibios la rara rana de cabeza osificada (*Trachycephalus jordani*) (FANPE, 1996).

Aproximadamente el 70% de la población de esta región es urbana y sus actividades están relacionadas con la pesquería, agricultura y explotación del bosque. Forma parte de una de las zonas ambientalmente críticas del Perú donde los principales problemas son la deforestación, la caza comercial sin manejo adecuado de fauna y la salinización de los suelos (FANPE, 1996; SINANPE, 1989-1990).

La lista de transectos que han constituido las unidades muestrales (UM) tanto para la evaluación extensiva como para la intensiva se muestran en las Cuadros 3.1 y 3.2 respectivamente.

Cuadro 3.1 Tramos Utilizados en la Evaluación Extensiva.

Tramos – Tumbes	Longitud (Km)
Fernández – Chicama	17
Papayal – Matapalo	18
Zarumilla – Papayal	12
San Marcos – Casitas	8
Qda. Seca – La Noria	6
Tutumo – desvío Tutumo	32
Pampas de Hospital - El Caucho	33
Zarumilla – Bendito	12
Bendito – Pizarro	12
Pte. Tumbes – La Canela	8
San Isidro – Las Garzas	7
Bocapán – Pedregal	4
Rica Playa – San Marcos	14
Casa Blanqueada - Rica Playa	15
San Jacinto – Casa Blanqueada	11
San Pedro – San Jacinto	5
Barrancos –Qda.Fernández	20
Máncora – Barrancos	10
Pte. Máncora – Barrancos	9
Tramos – Sullana	
Fernández – El Muerto	29
Lancones – Poechos – Querecotillo	31
El Muerto – Pasul	20
Jaguay Negro – Corral de Vaca	17
Sullana – Jaguay Negro	8
Encuentros – Bejuca	10
El Muerto – La Peñita	6
Bejuca – Overal	10
Salados – La Peñita	16
El Angolo – Salados	7
Sauce Grande – El Angolo	13
Lancones – Encuentros	48
La Peñita (Burgos) - La Cancha	17
Bejuca – Jaguay Negro	8
Encuentros - La Chorrera	19
La Chorrera - El Cabuyo – Juan Vicente	13

Cuadro 3.2 Transectos de Evaluación Intensiva.

Transectos – Coto de Caza El Angolo	Longitud (Km) ¹
Sauce Grande – El Angolo	3.5
El Espino – Barbacobas	3.5
Sauce Grande – C.El Viento	3.5
Sauce Grande – La Tigra	3.5

3.2 Materiales y equipo.

- Datos sobre abundancia y distribución de las especies de aves objeto de estudio.
- Camioneta
- Binoculares
- Equipo de cómputo
- Material de escritorio
- Mapas (Mapa Departamental, Carta Nacional y Mapa Catastral)

3.3 Especies de aves evaluadas

El criterio fundamental que se ha seguido para la selección de las aves objeto de estudio, ha sido su importancia económica sea positiva (comercio de mascotas) o negativa (plaga agrícola).

En este sentido se ha optado de la misma manera que las evaluaciones de aves de importancia económica desarrolladas por el Laboratorio de Ecología Animal (LEA) del Centro de Investigaciones de Zonas Áridas (CIZA – UNALM) en 1992 (Sánchez *et al.*, 1992a).

Si bien el número total de especies con importancia económica supera las 30, en el presente trabajo se ha realizado una selección escogiendo sólo a aquellas cuya densidad satisface las exigencias del método de estimación de la Densidad Real (estimador de Fourier). Si bien esto redujo drásticamente el número de especies disponibles, se ha preferido

¹ Esta es la longitud total de los transectos, al interior de los cuales se han definido tramos (UM) de longitud variable.

trabajar con pocas especies pero de las que estamos seguros satisfacen las exigencias señaladas.

Las especies con las que finalmente se trabajó se muestran en la sección de resultados (4.1).

3.4 Metodología

3.4.1 Determinación de la Abundancia Relativa al Espacio (IARE)

a. Evaluación extensiva.

Para este efecto se hizo uso de los Índices de Abundancia Relativa al Espacio (IARE), teniendo Unidades Muestrales (UM) de longitud variable. El inicio y el final de cada UM estuvo definido por la presencia de un pueblo que figuraba en el Mapa Departamental, por eso, las UM tuvieron diferentes longitudes. Este esquema de identificación y distribución de UM corresponde al usado en la Evaluación Poblacional de Psitácidos y otras aves de Importancia Económica que realizara el Laboratorio de Ecología Animal (LEA) del Centro de Investigaciones de Zonas Áridas (CIZA – UNALM) entre 1988 y 1993 (Sánchez *et al.*, 1998).

La evaluación consiste en recorrer la UM, con una camioneta en la que se instalaron un anotador y dos observadores, registrando los individuos que se avistan en una faja de un ancho que de modo referencial se estableció en 50 metros a ambos lados de la carretera. Debe tenerse presente que lo que interesa obtener es un índice de abundancia y no una estimación de la densidad. En ese sentido, las unidades en que se van a expresar los IARE corresponden a "individuos por kilómetro" lineal de recorrido. Por tanto, no se hace mención al área sino a la longitud recorrida, lo que además explica porqué el ancho de la faja de observación es meramente referencial. Este índice es similar al "índice kilométrico de abundancia" usado por Tellería (1986).

Dado que los IARE, son índices operacionales, es decir quedan definidos por el método mismo de medida, es particularmente importante que los

métodos de medida se mantengan constantes. Esto implica, como se indicó en la sección 2.2.3 de la revisión bibliográfica, que el sesgo de estos índices se mantenga constante. En la práctica esto significa que las condiciones de operación deben mantenerse constantes, lo que se ha conseguido manteniendo constante la velocidad de recorrido de la camioneta (40 kph), realizándose los conteos sólo durante el periodo matinal (07:30 – 11:00) y un mismo grupo de observadores.

La lista de unidades muestrales aparece en el Cuadro 3.1 de la sección 3.1.

b. *Evaluación Intensiva*

Esta evaluación se ha realizado siguiendo un esquema similar al de la evaluación extensiva, aunque con peculiaridades que se indican a continuación.

Las UM quedaron definidas a partir de transectos cuyos inicio y fin se establecieron con referencia a puntos geográficos. La longitud total de cada uno de estos transectos se estableció en tres kilómetros (medidos en tramos de 100 metros). Al interior de cada uno de los transectos se construyeron las UM agrupando tramos de 100 metros hasta conseguir un número de al menos 20 individuos sin importar la longitud de la UM. Se procedió de esta manera para satisfacer una exigencia de los estimadores de Fourier como se detalla más abajo.

Las observaciones se hicieron recorriendo a pie los transectos, registrando el número de aves que se veían a ambos lados de la línea, manteniendo de modo referencial un ancho aproximado de 30 metros. Las unidades fueron individuos por 100 metros de recorrido. La identificación y ubicación de los grupos de aves se hizo normalmente a ojo desnudo, recurriendo al uso de binoculares sólo cuando se requería confirmar esta información.

Para garantizar el mantenimiento de un sesgo constante se mantuvieron constantes las siguientes condiciones de operación: los conteos se realizaron siempre entre las 08 y 10 de la mañana, a una velocidad aproximada de entre 3 y 5 minutos por cada 100 metros y manteniendo el mismo grupo de observadores.

La lista de transectos y el número de UM que sobre ellos se han construido aparece en el Cuadro 3.2 de la sección 3.1.

3.4.2 Mapeo de la Distribución / Abundancia.

Con la información de abundancia relativa (IARE) se ha elaborado un mapa de distribución/abundancia cuyo objeto ha sido analizar si los registros del IARE provienen de transectos que cubren un amplio espectro de densidades. De satisfacerse esta condición se estaría probando que las relaciones entre la Densidad Real (DR) y los IARE, son lineales para todo el espectro de densidades.

El mapa se ha elaborado dibujando isolíneas de densidad (contando con el programa SURFER), las mismas que permiten identificar núcleos de alta y baja densidad. Dado que como indican Sánchez *et al.* (1998), las poblaciones de Psittácidos en la Región Grau muestran diferencias de comportamiento asociadas a su densidad, resulta importante que los transectos evaluados provengan de diferentes condiciones de densidad ya que esto le dará mayor generalidad a las relaciones encontradas entre las DR y los IARE. Una situación similar se ha encontrado para Colúmbidos en agroecosistemas de costa (Quinteros, 1992). Se ha elaborado un mapa para cada una de las especies seleccionadas.

En el caso de la evaluación intensiva, por la disposición espacial de los transectos – transectos radiales con un origen común en Sauce Grande - no es posible la elaboración de un mapa de isolíneas como en el caso de la evaluación extensiva. Sin embargo, la diferencia en densidades entre

las diferentes UM se ha mostrado mediante gráficos de barras, elaborándose una serie por cada especie seleccionada.

3.4.3 Determinación de la Densidad Real.

Usando de base las mismas UM que se emplearon para la determinación de los IARE – y de modo simultáneo –, se registró para cada una de ellas la información necesaria para estimar la DR, cosa que como se indica en la revisión bibliográfica (sección 2.4), se hizo mediante transectos con ancho variable (Burhann *et al.*, 1980; Krebs, 1989).

Esta técnica se basa en la construcción de una función de detección de los animales ($f(0)$), que varía con la distancia de estos al eje del transecto, suponiendo que la probabilidad de detección de un animal que se encuentre sobre el eje mismo será uno (1) y que irá disminuyendo conforme la distancia se incrementa. Por lo tanto, se registraron las aves y sus distancias a la línea de recorrido. En el caso de grupos de aves se tomó como referencia para medir la distancia del grupo a la línea aquella que había entre el punto central del grupo y la línea de recorrido.

Las estimaciones de las distancias en todos los casos se hicieron a simple vista pero luego de un entrenamiento previo. Como indican Burnham *et al.* (1980) es conveniente establecer una distancia máxima o distancia de truncamiento que para la evaluación extensiva se fijó en 50 metros y para la evaluación intensiva en 30 metros, distancias que se fijaron en función de la visibilidad.

Lo central del trabajo de la estimación de la densidad real es la estimación de $f(0)$. Burnham *et al.* (1980) y Krebs (1989) señalan al menos dos maneras de realizar esta estimación. Indican el estimador de Haynes y el empleo de las series de Fourier. Si bien es cierto sería deseable determinar una función de visibilidad que corresponda a alguna función ya conocida, el hecho de que esto sea mas bien la excepción en la práctica cotidiana de las evaluaciones de poblaciones aconseja emplear las series

de Fourier pues constituyen un tipo de estimación no paramétrico, es decir, no dependen para su validez, del tipo de función de visibilidad. Adicionalmente como señalan Burnham *et al.* (1980) son estimadores robustos. Esto significa que se ven poco afectados si alguno de los supuestos sobre los que se basa no se cumplen estrictamente.

En relación al método de Haynes, éste sólo vale para un tipo particular de función de detección (rectangular) lo que lo hace demasiado limitado.

La función de detección $f(0)$ en el método de Fourier, es la que permite calcular el ancho efectivo de la faja y por lo tanto estimar la Densidad Real. El modelo general para estimar la densidad tiene la siguiente forma:

$$D = n / 2La$$

donde :

D = densidad

L = longitud del transecto

a = ancho real estimado

n = número de individuos registrado en el transecto

Si ponemos a la densidad en base a la función de detección esta fórmula toma la siguiente forma:

$$D = n f(0) / 2L$$

Siendo $f(0)$ la probabilidad de detección cuando el individuo se encuentra sobre el eje del transecto.

Cuando se emplea esta metodología para estimar densidades en un área dada se distribuyen las UM siguiendo algún criterio de randomización lo que permite que previo cálculo de la variancia de D, se construyan Intervalos de Confianza para las estimaciones de la densidad media o el número total de individuos del área en estudio. En el presente caso sin

embargo no se trata de estimar la densidad en ninguna área, sino solamente de conocer el valor que ésta toma en cada UM. Esto es así porque estamos interesados en analizar la relación de la DR con la que corresponde a la Abundancia Relativa, siendo los elementos de comparación las UM, con lo que los cálculos de variancia y las estimaciones por intervalos no son necesarios.

La estimación de $f(0)$ empleando series de Fourier se hace con la siguiente expresión:

$$f(0) = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^m a_k$$

A su vez, los valores de a_k se estiman con la siguiente expresión:

$$a_k = \left[\frac{2}{nw^*} \sum_{i=1}^n \cos\left(\frac{k\pi}{w^*} x_i\right) \right]$$

donde :

k = número correspondiente al término de la serie de Fourier
 x_i = distancia del individuo i a la línea de transecto

El cálculo de los valores correspondientes a a_k se hizo en una hoja de Excel. Según recomiendan Burham *et al.* (1980) el número de términos de la serie de Fourier a emplear en cada estimación no debe ser mayor de 6. Indican que mientras más términos se emplee mejora la calidad del estimador pero se incrementa su varianza. Los mencionados autores sugieren el empleo de una regla de detenimiento (stopping rule) que marca el número de términos a usar. Esta regla establece que:

$$\frac{1}{w^*} (2/n+1)^{1/2} \geq |a_{m+1}|$$

Las densidades se han determinado en individuos por hectárea. No se han computado variancias para estos estimados, puesto que no se los ha

empleado para estimar la densidad total de la zona de estudio y por lo tanto no se requería contar con intervalos de confianza.

3.4.4 Determinación del tipo de relación entre la Densidad Real y la Abundancia Relativa.

El objetivo de la presente tesis es averiguar si la relación entre DR e IARE es lineal o no. Con el fin de analizar esta linealidad para un conjunto de situaciones lo más amplio posible, las unidades muestrales (UM) se han ubicado buscando copar zonas de alta y baja abundancias, las que se han determinado con base en registros y mapeos previos (Sánchez *et al.*, 1992a). Para la evaluación extensiva de *Forpus coelestis* (FORCO) la UM de más alta abundancia supera en más de 60 veces a la UM de menor abundancia, cubriendo así un espectro suficientemente amplio de abundancias. En *Mimus longicaudatus* (MILO) esta relación es de 35 a 1.

El análisis básico que se empleó es la regresión lineal simple tomando como variable dependiente a la Abundancia Relativa y como variable independiente a la Densidad Real, escogida de acuerdo al Modelo I, es decir selección no al azar sino previamente seleccionada. La significación de la correlación se ha evaluado mediante su Coeficiente de Correlación contrastándolo con un Cuadro de significación (Steel y Torrie, 1985). En cada caso se ha elaborado el correspondiente Diagrama de Dispersión.

Adicionalmente se han buscado relaciones no lineales de tipo potencial, logarítmico y exponencial, comparándose los resultados obtenidos de los ajustes con aquellos correspondientes al Modelo Lineal Simple. El criterio de comparación fue siempre el coeficiente de correlación respectivo. En esto se han seguido las recomendaciones de Daniel y Wood (1980).

Sobre la base de estos modelos no lineales se ha explorado las consecuencias de la existencia de no linealidades en la estimación de la Densidad Real a partir del Índice de Abundancia Relativa.

3.4.5 Estimación del sesgo debido a relaciones no lineales.

Como se mencionó en la Revisión Bibliográfica, los IARE como estimadores de la DR tienen un sesgo que se mantiene constante si la relación entre ambas variables se mantiene constante para todo el espectro de densidad real bajo interés. En ese sentido, alejamientos del Modelo Lineal habrán de generar problemas de sobre y subestimación, que dependerán de la naturaleza misma de la no linealidad y de los parámetros que la definen.

En el presente caso se han analizado estos efectos tomando como base la línea recta obtenida por regresión, contrastando contra ella los resultados de ajustar los mismos datos a diferentes relaciones no lineales (exponencial, logarítmica y potencial), dando preferencia a los modelos que mejor ajuste daban. La diferencia entre los valores predichos por la ecuación lineal y aquellos que fueron simulados de acuerdo a cada modelo no lineal, es un estimador de la magnitud de la sobre o subvaluación en que incurre respectivamente cada modelo. Se ha establecido, además, un límite para la sobre o subestimación teniendo presente que de ordinario los intervalos de confianza construidos para el IARE deben ser menores o iguales al 10% de éste IARE. Esta es una regla a emplear en todas las operaciones de muestreo de poblaciones (Norton – Griffiths, 1978).

Para los valores del IARE estimado según el modelo lineal se han construido intervalos de confianza (superior e inferior) que representan \pm 10% del valor correspondiente del IARE. Dado que esta es una variación de magnitud aceptada por los estándares ya citados, se ha establecido el criterio por el cual, si el valor predicho por un modelo no lineal del IARE se encuentra dentro de este intervalo de confianza del IARE lineal, se asume que no hay diferencias entre el modelo lineal y el no lineal y por tanto se usa el primero.

Esta operación ha permitido además establecer un rango de densidades para el cual el alejamiento del modelo lineal no causa graves problemas de sobre o subvaluación, expresándose estos resultados en forma tabular.

IV. RESULTADOS Y DISCUSION.

4.1 Especies de aves registradas.

Del total de especies que usualmente se han registrado en las evaluaciones intensivas y extensivas llevadas a cabo en la Región Grau, y que incluyen a las familias Psittacidae, Columbidae, Mimidae, Fringillidae, Corvidae, Icteridae, Fumaridae, Troglodytidae, Cuculidae, se han escogido representantes de las tres primeras familias. La lista completa de especies se presenta en el Anexo I. Como anteriormente se señaló tanto la selección del conjunto total de especies evaluadas, como la selección de las especies objeto del presente estudio, han tenido como principal criterio la importancia económica de las especies involucradas. De este modo tenemos especies objeto de exportación como *Forpus coelestis* o *Brotogeris pyrrhopterus*, especies dañinas a la agricultura como *Sturnella bellicosa* o *Molothrus bonariensis*, y especies con potencial para cosechas sostenidas como *Columbina cruziana* o *Zenaida auriculata*.

Para la selección final de las especies, además del criterio económico, se escogió a aquellas especies que tuviesen una densidad suficientemente alta y un área de distribución suficientemente amplia como para que los análisis estadísticos sean suficientemente confiables.

Las especies que se escogieron para el presente trabajo incluyen a *Forpus coelestis* "perico esmeralda" (Psittacidae, Psittaciformes), *Mimus longicaudatus* "chisco o soña" (Mimidae, Passeriformes) y *Columbina cruziana* "tortolita" (Columbidae, Columbiformes). Esta selección obedece

a dos factores: la importancia económica de las tres especies y la importancia de su contribución a la avifauna total de la Región Grau.

En el Cuadro 4.1 se señala la pertenencia de las especies a los dos tipos de evaluación (extensiva e intensiva).

Cuadro 4.1 Especies de aves escogidas para la evaluación.

Especie	Evaluación Extensiva	Evaluación Intensiva	Clave
<i>Columbina cruziana</i>		X	COCRU
<i>Forpus coelestis</i>	X	X	FORCO
<i>Mimus longicaudatus</i>	X		MILO

En relación a su importancia económica, conviene indicar que *F. coelestis* (FORCO) se encuentra entre las cuatro especies de loros y pericos más buscados para el comercio de exportación de mascotas (Falero y Sánchez, 1990). Por su parte, tanto a *Mimus longicaudatus* (MILO) como a *Columbina cruziana* (COCRU) se les suele catalogar como especies plaga de la agricultura (Aguilar *et al.* 1977). En el caso de ésta última se ha indicado también la posibilidad de uso para consumo humano (Velásquez, 1992).

Por otro lado, en relación a su abundancia y a su contribución a la avifauna total de la Región Grau, una evaluación conducida en febrero de 1992 (Sánchez *et al.*, 1992a) mostró que estas especies eran las tres más abundantes en toda la Región, ubicándose en orden descendente de la siguiente manera: *C. cruziana*, *M. longicaudatus* y *F. coelestis*.

Adicionalmente, debe señalarse que por lo menos para *F. coelestis* y para *C. cruziana* se han registrado en el pasado comportamientos que parecen sugerir que experimentan fluctuaciones poblacionales marcadas. *F. coelestis* mostró un comportamiento oportunista en lo que a selección del hábitat se refiere en el ámbito de la Región Grau, comportamiento usualmente asociado a estrategias poblacionales de tipo "r" (Sánchez *et*

al., 1988). Por su parte, *C. cruziana* evaluada en el Campus de la UNALM exhibió variaciones poblacionales que de hecho hacen pensar en una especie de estrategia "r" (Quinteros, 1992). Por lo tanto, si la linealidad entre abundancia real y relativa existe en especies como las mencionadas - que muestran grandes variaciones poblacionales - , es de esperar que también exista para el resto de especies.

4.2 Abundancia Relativa de las especies registradas.

4.2.1 Evaluación extensiva.

La abundancia relativa, de las dos especies de aves, obtenida en la evaluación extensiva - hecha en camioneta - se muestra en el Cuadro 4.2. Las unidades son individuos por kilómetro de recorrido. Los datos de campo indicando la distribución de individuos por kilómetro se muestra en el Anexo II.

Debe resaltarse el hecho - ya anteriormente indicado en la sección métodos - de que la variación de la abundancia relativa entre los diferentes tramos registrados cubre un rango muy amplio. En el caso de *F. coelestis* el tramo de mayor abundancia (Sauce Grande – El Angolo) tiene un IARE de 6,77 ind/Km. En el otro extremo, existen tramos con cero ind/Km tanto en Tumbes (Puente Tumbes – La Canela, Casa Blanqueada – Rica Playa), como en Sullana (Lancones – Poechos – Querecotillo y Sullana – Jahuay Negro). Si se toma en cuenta el tramo Quebrada Seca – La Noria (0,17 ind/Km), tramo que entre los que tienen individuos es el que menor valor tiene, la relación entre Sauce Grande – El Angolo y este tramo supera la relación 60/1, lo que muestra el ya anteriormente aludido amplio rango de densidades con el que se ha trabajado.

Conviene resaltar de otro lado que la información de abundancias obtenidas en el presente caso para *F. coelestis*, es similar a la que se obtuvo en ejercicios anteriores. Así, en 1988 (Sánchez *et al.*, 1998) encontraron densidades altas al interior del Coto de Caza El Angolo

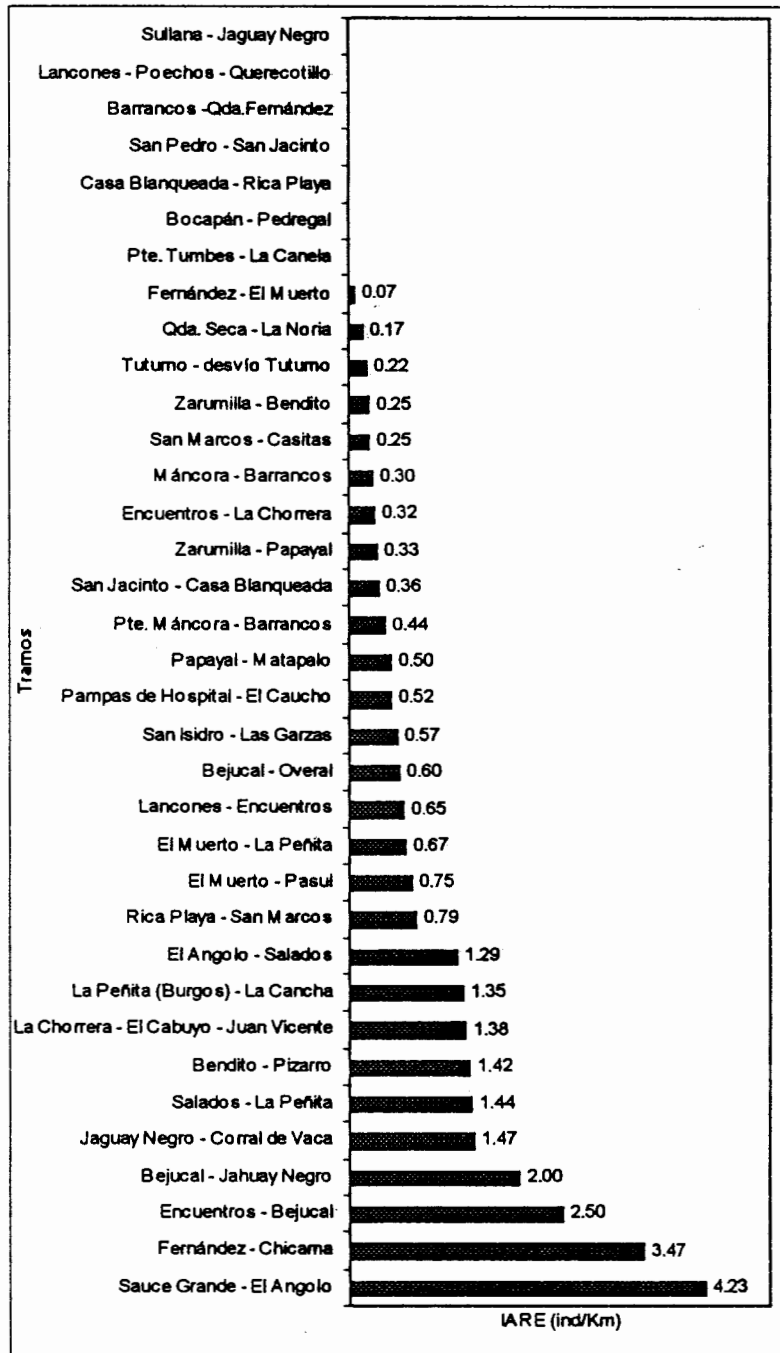
(coincidente con el tramo Sauce Grande – El Angolo) de modo similar, otras áreas densas coincidentes incluyen Encuentros – Bejucal y Bejucal – Jahuay Negro en Sullana.

Cuadro 4.2.- Abundancia de FORCO y MILO en la evaluación extensiva.

Tramos – Tumbes	Longitud (Km)	No. Individuos		IARE (ind/km)	
		FORCO	MILO	FORCO	MILO
Fernández – Chicama	17	59	18	3.47	1.06
Papayal – Matapalo	18	9	17	0.50	0.94
Zarumilla – Papayal	12	4	26	0.33	2.17
San Marcos – Casitas	8	2	11	0.25	1.38
Qda. Seca – La Noria	6	1	9	0.17	1.50
Tutumo – desvío Tutumo	32	7	0	0.22	0.00
Pampas de Hospital - El Caucho	33	17	21	0.52	0.64
Zarumilla – Bendito	12	3	17	0.25	1.42
Bendito – Pizarro	12	17	40	1.42	3.33
Pte. Tumbes – La Canela	8	0	15	0.00	1.88
San Isidro – Las Garzas	7	4	8	0.57	1.14
Bocapán – Pedregal	4	0	8	0.00	2.00
Rica Playa – San Marcos	14	11	16	0.79	1.14
Casa Blanqueada - Rica Playa	15	0	20	0.00	1.33
San Jacinto – Casa Blanqueada	11	4	38	0.36	3.45
San Pedro – San Jacinto	5	0	4	0.00	0.80
Barrancos –Qda.Fernández	20	0	16	0.00	0.80
Máncora – Barrancos	10	3	20	0.30	2.00
Pte. Máncora - Barrancos	9	4	21	0.44	2.33
Tramos – Sullana					
Fernández - El Muerto	29	2	16	0.07	0.55
Lancones – Poechos - Querecotillo	31	0	32	0.00	1.03
El Muerto – Pasul	20	15	4	0.75	0.20
Jaguay Negro - Corral de Vaca	17	25	42	1.47	2.47
Sullana – Jaguay Negro	8	0	21	0.00	2.63
Encuentros – Bejucal	10	25	27	2.50	2.70
El Muerto - La Peñita	6	4	3	0.67	0.50
Bejucal – Overal	10	6	15	0.60	1.50
Salados - La Peñita	16	23	0	1.44	0.00
El Angolo – Salados	7	9	0	1.29	0.00
Sauce Grande - El Angolo92	13	88	0	6.77	0.00
Lancones – Encuentros	48	31	0	0.65	0.00
La Peñita (Burgos) - La Cancha	17	23	0	1.35	0.00
Bejucal – Jahuay Negro	8	16	0	2.00	0.00
Encuentros – La Chorrera	19	6	0	0.32	0.00
La Chorrera, El Cabuyo, Juan Vicente	13	18	0	1.38	0.00

Por lo demás, la distribución de las densidades en tramos sigue una forma similar a aquella que corresponde a la distribución de individuos entre diferentes especies, es decir, pocos tramos con mucha abundancia

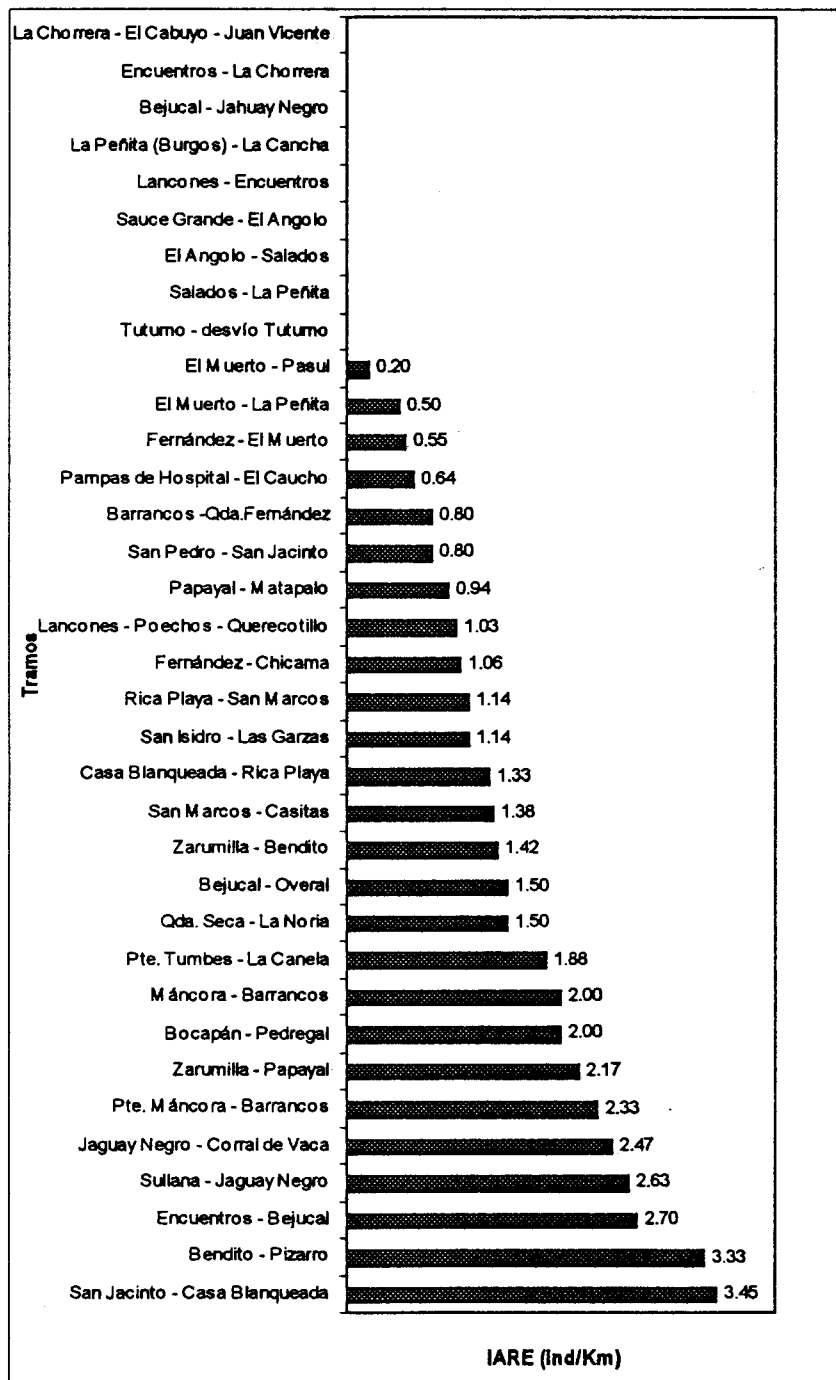
y muchos tramos con poca abundancia. Esto se puede ver en la Figura 4.1.



**Figura 4.1 Abundancia Relativa de FORCO.
Evaluación Extensiva.**

Con relación a *M. longicaudatus* (Figura 4.2), las abundancias relativas muestran un comportamiento similar a *F. coelestis* en el hecho de que

existen pocos tramos con mucha abundancia y muchos tramos con abundancia escasa o incluso dato cero.



**Figura 4.2 Abundancia Relativa de MILO.
Evaluación Extensiva.**

En este caso los tramos de más alta abundancia corresponden a Tumbes, teniendo San Jacinto – Casa Blanqueada 3,45 ind /Km, y Bendito – Pizarro 3,33 ind/Km. Si se toma de referencia el tramo El Muerto – Pasul,

que es el que menos abundancia tiene – sin considerar los ceros – la relación entre el tramo más abundante y el que acabamos de mencionar es de más de 17 veces. Por tanto, también con esta especie se cubre un amplio abanico de abundancias.

4.2.2 Evaluación intensiva.

Los Índices de Abundancia Relativa al Espacio obtenidos en la evaluación intensiva - a pie - en el Coto de Caza El Angolo, se muestran en el Cuadro 4.3.

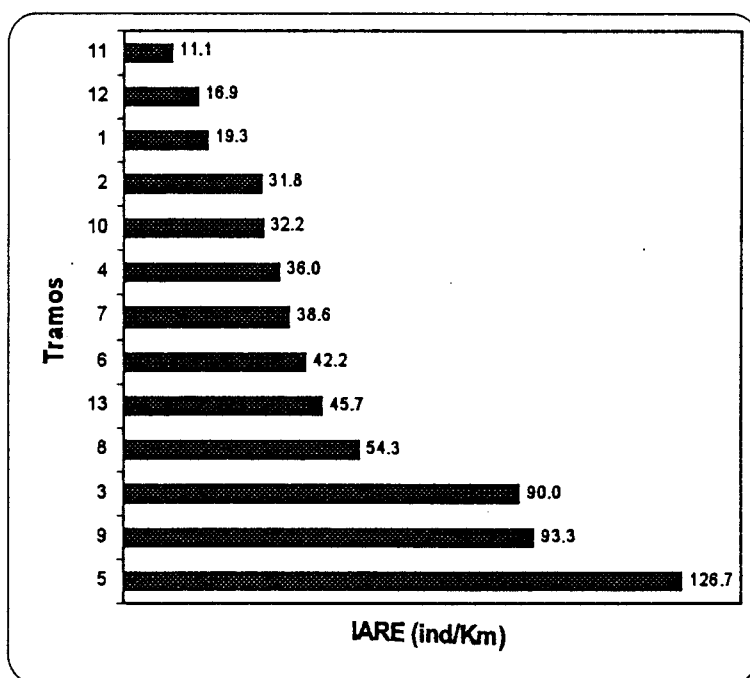
Cuadro 4.3 Abundancia de COCRU y FORCO en la evaluación intensiva.

Transectos	Tramo	Longitud	IARE
		(Km)	(ind/Km)
FORCO			
Sauce Grande - El Angolo	1	1,40	19,29
	2	1,10	31,82
	3	0,40	90,00
	4	1,00	36,00
	5	0,30	126,67
	6	0,90	42,22
El Espino – Barbacobas	7	0,70	15,29
	8	0,70	72,86
	9	0,30	72,50
Sauce Grande - C.El Viento	10	0,90	72,50
	11	0,90	11,05
Sauce Grande - La Tigra	12	1,30	16,92
	13	0,70	45,71
	14	0,40	105,00
	15	0,30	73,33
COCRU			
Sauce Grande - El Angolo	1	0,40	92,50
	2	0,40	87,50
	3	0,20	265,00
	4	0,30	70,00
	5	0,40	112,50
	6	0,20	225,00
	7	0,20	285,00
	8	1,10	32,73
	9	0,90	41,11
El Espino – Barbacobas	10	0,30	93,33
	11	0,20	275,00
	12	0,40	75,00
	13	0,20	140,00
	14	0,20	275,00
	15	0,30	146,67

En este caso, también se ha tratado de cubrir un espacio tal que existiesen variaciones importantes en lo que a abundancia relativa se refiere. Los datos de campo se muestran en el Anexo III. Así, para *F. coelestis* las diferencias entre unidades muestrales extremas es del orden de 11 veces. Para *C. cruziana* estas diferencias son de 8 veces. De este modo se cubre un conjunto amplio de abundancias relativas.

En ambas especies - tal como se muestra en las figuras 4.3 y 4.4 - se presenta el mismo comportamiento ya mencionado para la evaluación extensiva, de que pocos tramos son muy abundantes y muchos son escasamente abundantes. En este caso, sin embargo, las diferencias entre estos dos tipos de tramos no son tan marcadas como en el caso de la evaluación extensiva.

Por lo demás, si se compara FORCO con COCRU resultará evidente que FORCO es el que muestra mayor heterogeneidad en su distribución espacial.



**Figura 4.3 Abundancia Relativa de FORCO.
Evaluación Intensiva.**

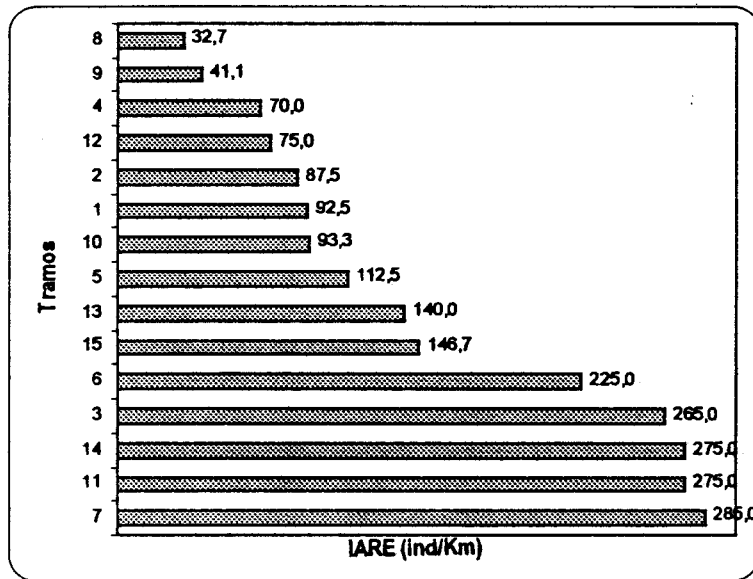


Figura 4.4 Abundancia Relativa de COCRU. Evaluación Intensiva.

4.3 Mapas de distribución.

Con la información mencionada en el Cuadro 4.2, se procedió a elaborar un mapa de distribución / abundancia para cada especie haciendo uso de las isólinas de densidad. Los respectivos mapas se muestran en las figuras 4.5 y 4.6. Para el caso de *F. coelestis* (Figura 4.5) se nota una mayor abundancia relativa en el área que corresponde al Coto de Caza El Angolo, en particular al tramo Sauce Grande - El Angolo.

Este espacio de alta densidad se continúa hasta la altura de Máncora en un tipo de hábitat que corresponde a Bosque Seco Ralo. El mapa muestra además que hay una proyección de zonas con densidad media (entre 1 y 2 ind/Km) hacia el este en dirección hacia la frontera con Ecuador. Queda claro además que esta especie rehuye zonas desérticas como queda evidenciado con la isólinea de 0 ind/Km que recorre el espacio entre Máncora, Talara y Sullana. Cosa parecida sucede con la distribución hacia el norte en donde el espacio entre Zorritos y Zarumilla parece no tener individuos de esta especie salvo en lugares muy puntuales.

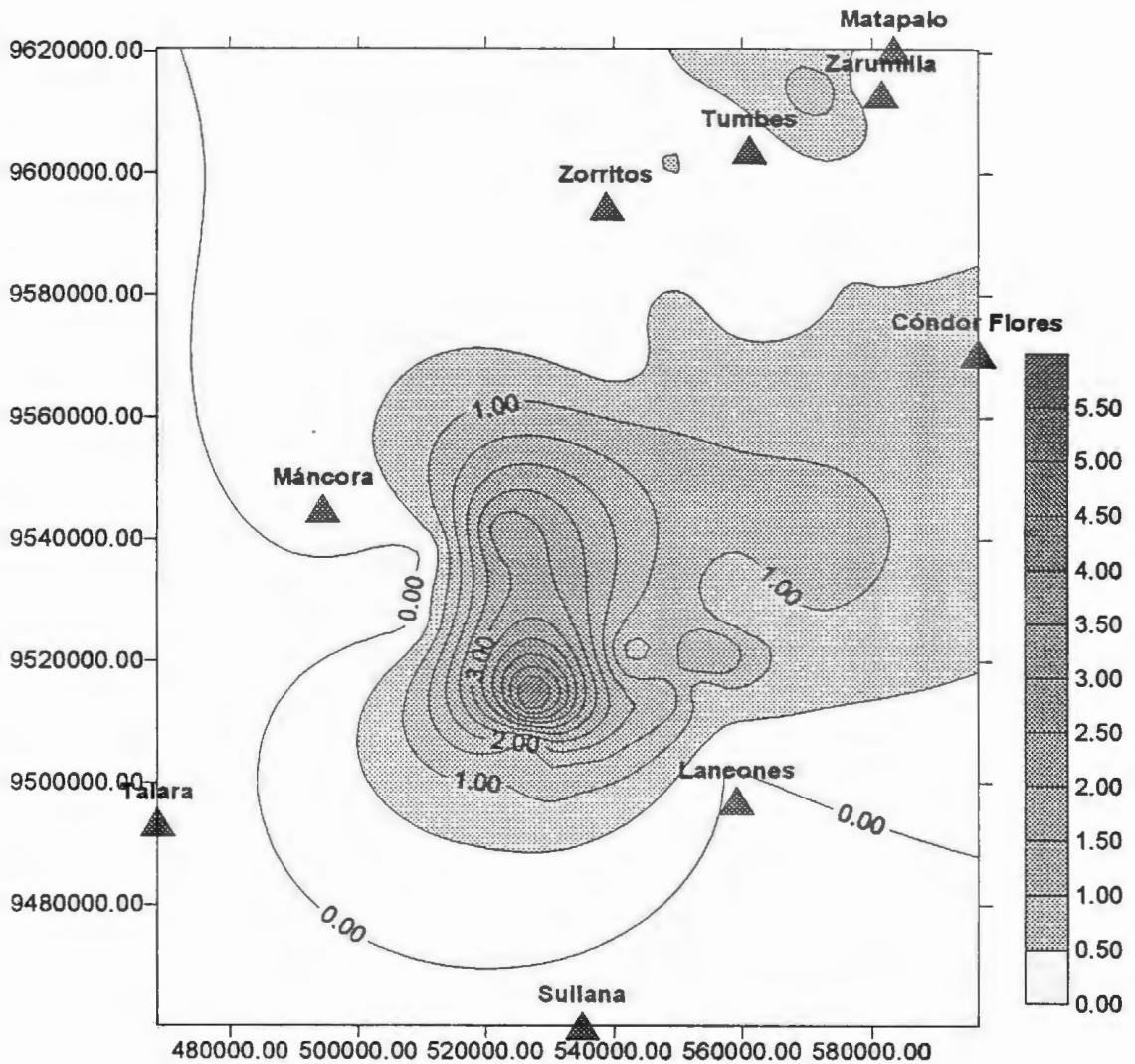


Figura 4.5 Mapa de distribución de FORCO. Evaluación Extensiva.

En el caso de *M. longicaudatus* (Figura 4.6) los patrones de distribución / abundancia son decididamente más complejos que los de *F. coelestis* y la única similitud que guarda con esta especie es la existencia de densidades muy bajas en la zona desértica entre Talara y Sullana.

Llama la atención en particular los fuertes contrastes que se tienen por ejemplo al sur de la ciudad de Tumbes o al oeste de Zarumilla en donde núcleos de alta densidad están rodeados con zonas con bajas densidades. Una cosa parecida aunque a menor escala se tiene tanto en Máncora como en los alrededores de Lancones.

Al margen de que la complicada distribución de esta especie obligaría a un análisis más detallado en busca de los determinantes de la misma, es evidente que el objetivo señalado al seleccionar esta zona como área de conteo de *M. longicaudatus* – es decir cubrir una zona con una amplia gama de densidades –, se ha cumplido.

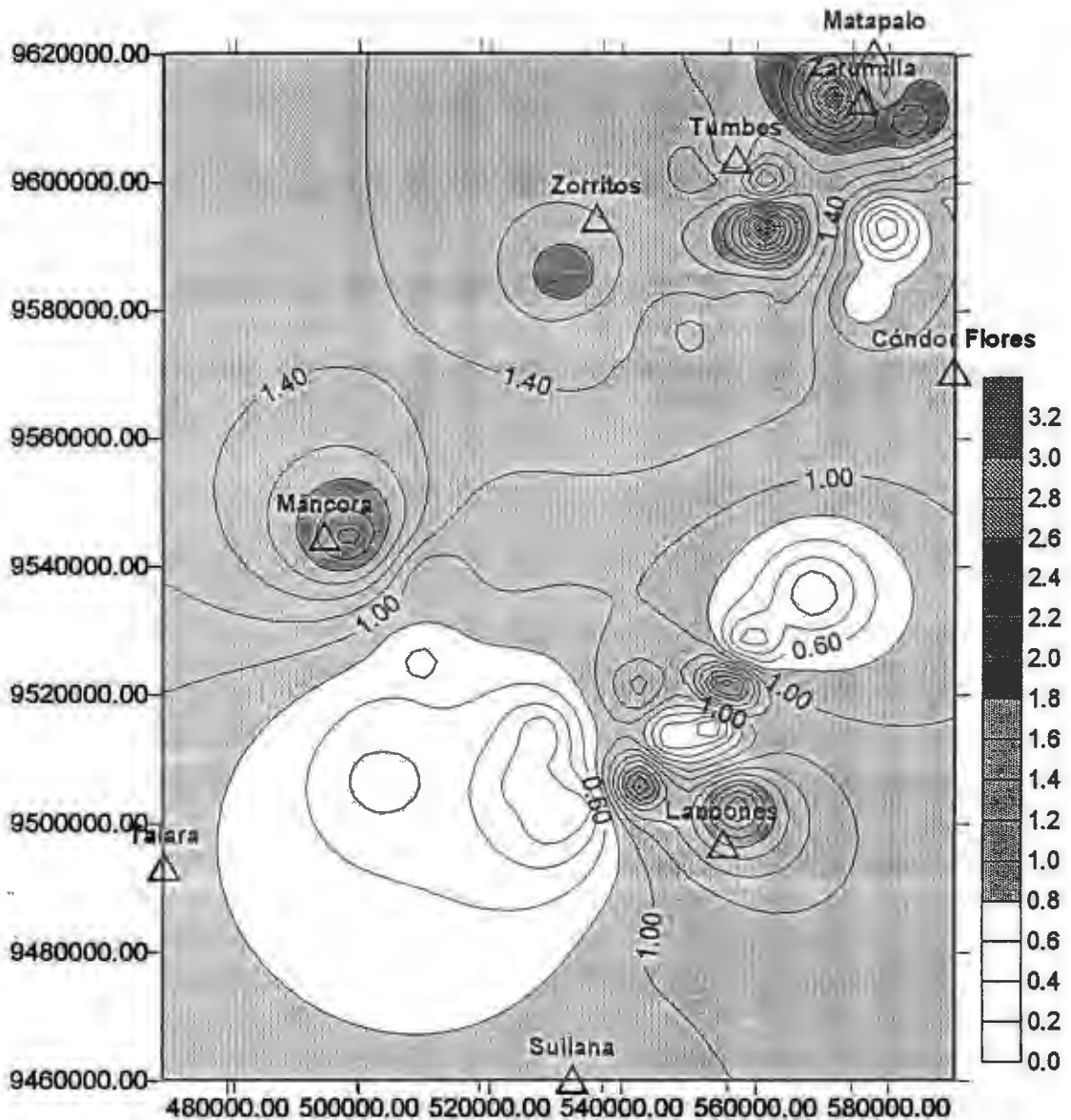


Figura 4.6 Distribución de MILO. Evaluación Extensiva.

Una evaluación global de ambos mapas evidencia que los estilos de distribución de ambas especies son diferentes. En el caso de FORCO resulta clara una distribución unimodal y en el caso de MILO se tiene más

bien una distribución multimodal. De este modo la constatación de que en ambas situaciones la relación entre la densidad real y la abundancia relativa es lineal – como se verá líneas abajo – le da un mayor grado de validez a la linealidad de esta relación.

4.4 Densidad Real de las especies registradas.

Contando con información sobre individuos registrados y su distancia de observación para los tramos en los cuales se calculó el IARE, se ha procedido a estimar la densidad real (DR) correspondiente empleando las series de Fourier, lo que se ha hecho con una matriz como la que se muestra en el Cuadro 4.4 en la que se ha tomado de ejemplo al tramo Sauce Grande – El Angolo. La matriz sigue la estructura sugerida por Burnham *et al.* (1980).

La primera columna contiene el número de orden de cada uno de los individuos registrados; la segunda columna (x_i) contiene sus correspondientes distancias. Las siguientes columnas contienen los términos de la serie de Fourier empleados posteriormente para la estimación de DR. El término L hace referencia a la longitud en metros de la unidad muestral y el término W se refiere a la distancia de truncamiento, es decir la distancia máxima de observación, la misma que para la evaluación extensiva se fijó en 50 metros y para la evaluación intensiva en 30 metros.

Las columnas signadas con $k=1, \dots, k=6$, representan los términos de la serie de Fourier, cuyas sumas se tienen en la fila de totales. No todos los términos se usan en la estimación, siendo el término sr el que hace referencia a la regla de detención, la misma que fija el número de términos de la serie que se emplean para la estimación de la DR.

Finalmente se presenta la información sobre densidad en metros cuadrados (D) y en hectáreas (DR).

Cuadro 4.4 Estimación de densidades en transectos con series de Fourier. Tramo : Sauce Grande - El Angolo

		K=1	k=2	k=3	k=4	k=5	k=6
l	xi	$\cos(k^*pi^*xi/w)$	$\cos(k^*pi^*xi/w)$	$\cos(k^*pi^*xi/w)$	$\cos(k^*pi^*xi/w)$	$\cos(k^*pi^*xi/w)$	$\cos(k^*pi^*xi/w)$
1	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
2	5	0,9511	0,8090	0,5878	0,3090	0,0000	-0,3090
3	5	0,9511	0,8090	0,5878	0,3090	0,0000	-0,3090
4	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
5	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
6	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
7	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
8	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
9	4	0,9686	0,8763	0,7290	0,5358	0,3090	0,0628
10	12	0,7290	0,0628	-0,6374	-0,9921	-0,8090	-0,1874
11	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
12	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
13	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,80	-1,0000	-0,8090
14	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
15	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
16	15	0,5878	-0,3090	-0,9511	-0,8090	0,0000	0,8090
17	15	0,5878	-0,3090	-0,9511	-0,8090	0,0000	0,8090
18	15	0,5878	-0,3090	-0,9511	-0,8090	0,0000	0,8090
19	15	0,5878	-0,3090	-0,9511	-0,8090	0,0000	0,8090
20	40	-0,8090	0,3090	0,3090	-0,8090	1,0000	-0,8090
21	40	-0,8090	0,3090	0,3090	-0,8090	1,0000	-0,8090
22	12	0,7290	0,0628	-0,6374	-0,9921	-0,8090	-0,1874
23	12	0,7290	0,0628	-0,6374	-0,9921	-0,8090	-0,1874
24	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
25	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
26	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
27	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
28	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
29	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
30	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
31	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
32	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
33	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
34	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
35	3	0,9823	0,9298	0,8443	0,7290	0,5878	0,4258
36	40	-0,8090	0,3090	0,3090	-0,8090	1,0000	-0,8090
37	40	-0,8090	0,3090	0,3090	-0,8090	1,0000	-0,8090
38	30	-0,3090	-0,8090	0,8090	0,3090	-1,0000	0,3090
39	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
40	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
41	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
42	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
43	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
44	8	0,8763	0,5358	0,0628	-0,4258	-0,8090	-0,9921
45	9	0,8443	0,4258	-0,1253	-0,6374	-0,9511	-0,9686

Cuadro 4.4 Continuación.

46	9	0,8443	0,4258	-0,1253	-0,6374	-0,9511	-0,9686
47	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
48	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
49	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
50	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
51	10	0,8090	0,3090	-0,3090	-0,8090	-1,0000	-0,8090
52	25	0,0000	-1,0000	0,0000	1,0000	0,0000	-1,0000
53	25	0,0000	-1,0000	0,0000	1,0000	0,0000	-1,0000
54	35	-0,5878	-0,3090	0,9511	-0,8090	0,0000	0,8090
55	2	0,9921	0,9686	0,9298	0,8763	0,8090	0,7290
TOTAL		36,7440	23,5378	10,6176	-7,2203	-7,4667	-12,6361
Åk		0,026723	0,017118	0,007722	-0,005251	-0,005430	-0,009190
sr = 0,0038 "stopping rule"(regla de detención; fija el número de términos de la serie a emplear) $\hat{f}(0)$ = 0,0517 función de detección. ΔD = 0,0001 densidad en individuos por metro cuadrado. DR = 1,0935 densidad en individuos por hectárea. w = 50 L = 13000							

4.4.1 Evaluación Extensiva

El empleo de los transectos en línea para la determinación de la DR supone que la probabilidad de detectar un individuo es más alta cuanto más cerca está a la línea de recorrido, siendo esta probabilidad uno cuando el individuo está sobre la línea de recorrido. Una evaluación gráfica de este supuesto, para la evaluación extensiva, se ha realizado construyendo histogramas que para un intervalo de clase de cinco metros, han mostrado cómo se distribuyeron los individuos en función de su distancia a la línea de recorrido. Esta información se presenta en la Figura 4.7 para FORCO y en la Figura 4.8 para MILO.

Como se pueden ver en las citadas figuras en general los histogramas muestran que la mayor cantidad de individuos se encuentra cerca a la línea de recorrido.

De hecho en la mayoría de los casos alrededor del 80% de los individuos se encuentran dentro de los 25 primeros metros (recuérdese que la distancia de truncamiento es de 50 metros) y alrededor del 60% ya están presentes en los 15 primeros metros.

En el caso de FORCO existen sólo dos unidades muestrales (de un total de ocho) en los que lo mencionado no se cumple totalmente (Encuentros – Bejucal y La Peñita – La Cancha). Para MILO por su parte sólo en una unidad muestral (Encuentros – Bejucal), de las 14 existentes, se presenta este problema. Por lo tanto, parece razonable aceptar que la suposición sobre la que se basa la estimación de las densidades con transectos en línea, se ha cumplido en el presente caso. Con esta seguridad es que se ha procedido a la posterior estimación de la DR cuyos resultados se muestran en el Cuadro 4.5.

Una ampliación del problema derivado de la existencia de individuos a gran distancia de la línea de recorrido y de sus implicancias en la relación DR / IARE se presenta en la sección 4.7

Con relación al Cuadro 4.5 conviene indicar que el número de unidades muestrales que contiene es inferior a las que corresponden a los IARE (Cuadro 4.2) cosa que se explica porque, como se indicó en la sección Métodos, para el cálculo de las DR se escogieron sólo aquellas unidades muestrales que satisfacían la condición de tener al menos 20 individuos.

De este modo el Cuadro 4.5 contiene sólo ocho unidades muestrales para FORCO y catorce para MILO. Sin embargo, las tendencias que los IARE mostraban también se reflejan con las DR. En particular, sigue siendo evidente que pocos sitios son muy densos y muchos más son poco densos como se puede ver en las figuras 4.9 y 4.10 para FORCO y MILO respectivamente. Esta tendencia está muy claramente marcada en FORCO, especie en la cual el tramo Fernández – Chicama tiene una marcada dominancia sobre los demás representando casi 24 veces la densidad del tramo menos denso.

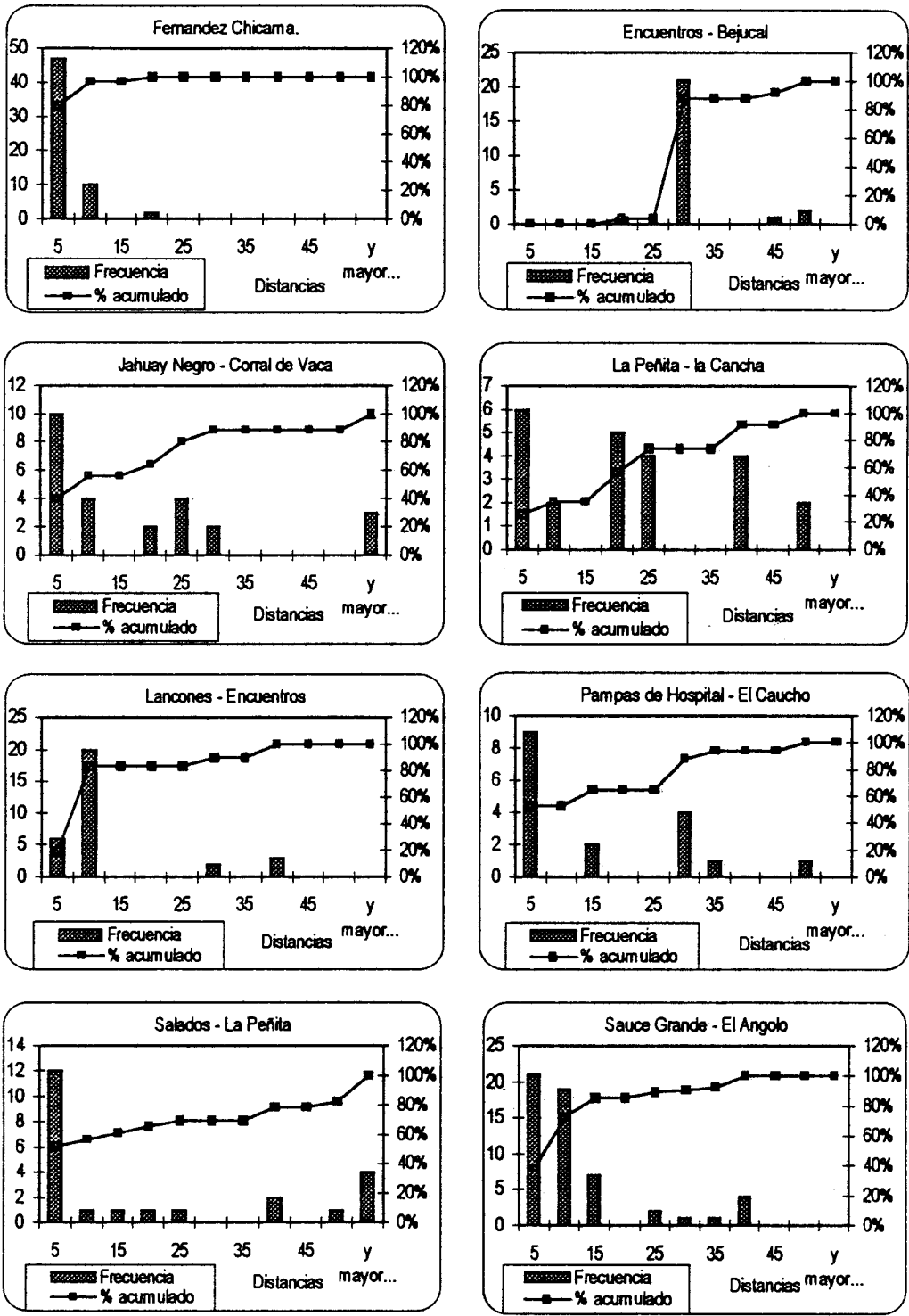


Figura 4.7 Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. FORCO. Evaluación Extensiva.

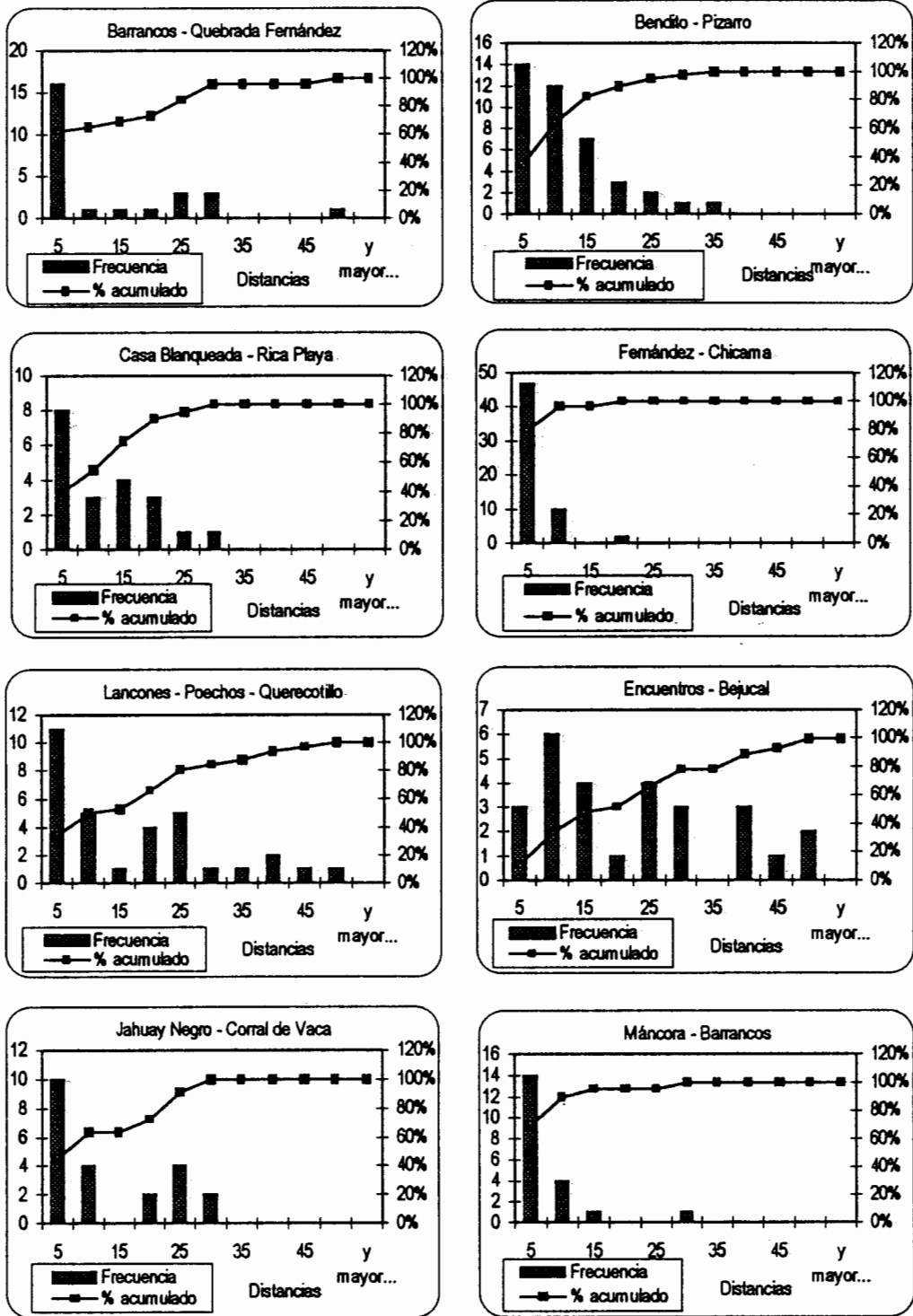


Figura 4.8 Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. MILO. Evaluación Extensiva.

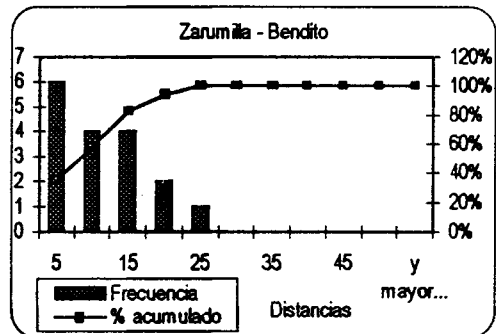
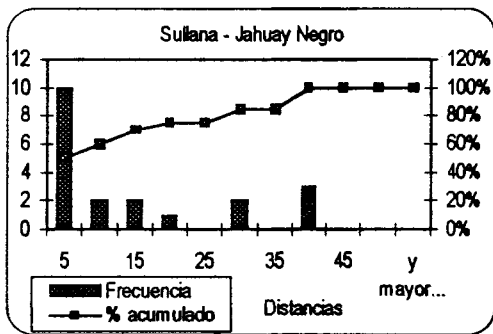
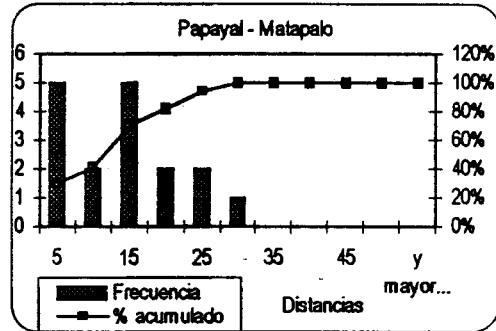
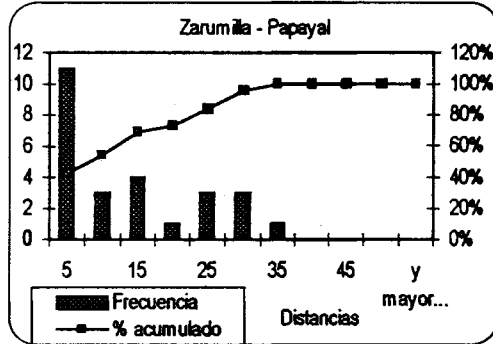
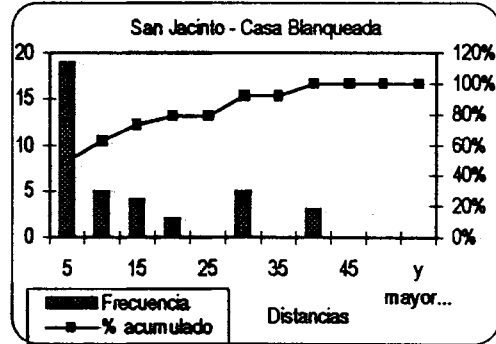
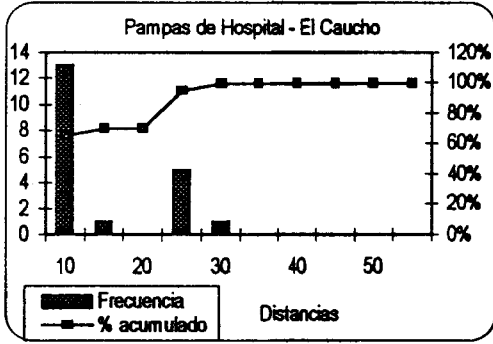
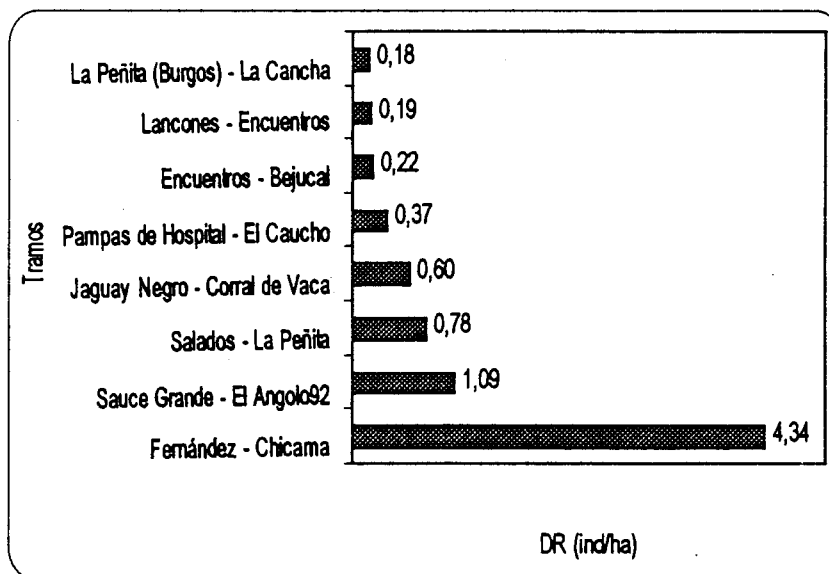


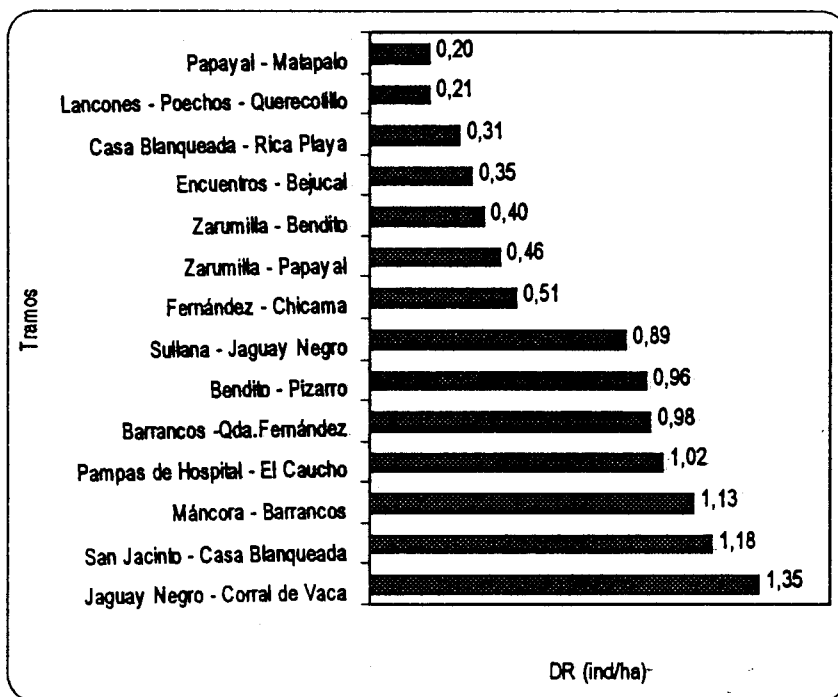
Figura 4.8 Continuación.

Cuadro 4.5.- Densidad Real - Evaluación Extensiva.

FORCO	
Tramo	DR (ind/ha)
Fernández - Chicama	4,3424
Encuentros - Bejucal	0,2216
Jaguay Negro - Corral de Vaca	0,6025
La Peñita (Burgos) - La Cancha	0,1814
Lancones - Encuentros	0,1943
Pampas de Hospital - El Caucho	0,3699
Salados - La Peñita	0,7777
Sauce Grande - El Angolo	1,0930
MILO	
Barrancos - Quebrada Fernández	0,9753
Bendito - Pizarro	0,9613
Casa Blanqueada - Rica Playa	0,3095
Encuentros - Bejucal	0,3544
Fernández - Chicama	0,5112
Jaguay Negro - Corral de Vaca	1,3538
Lancones - Poechos - Querecotillo	0,2086
Máncora - Barrancos	1,1250
Pampas de Hospital - El Caucho	1,0165
Papayal - Matapalo	0,2036
San Jacinto - Casa Blanqueada	1,1844
Sullana - Jaguay Negro	0,8856
Zarumilla - Papayal	0,4556
Zarumilla - Bendito	0,4000



**Figura 4.9 Densidad Real de FORCO.
Evaluación Extensiva.**



**Figura. 4.10 Densidad Real de MILO.
Evaluación Extensiva.**

4.4.2 Evaluación intensiva.

Con relación a la evaluación intensiva, también se ha graficado la distribución de individuos en función a su distancia de la línea de recorrido (Figuras 4.11 y 4.12). De modo similar a lo visto en la evaluación extensiva, también en este caso se cumple que conforme se incrementa la distancia a la línea de recorrido, es menor el número de individuos que se detectan. En el caso de FORCO (Figura 4.11) sólo en la unidad muestral Sauce Grande – Cerro El Viento T1, el 40% de los individuos registrados se encuentra a 30 metros de distancia, longitud esta que representa la distancia de truncamiento. A excepción de este caso (de un total de 15) en todos los demás casos resulta evidente que a menor distancia se tiene una mayor cantidad de individuos, registrándose en general alrededor del 80% de estos a distancias inferiores a los 10 metros.

Por su parte, COCRU muestra una tendencia más clara incluso que FORCO (Figura 4.12). En este caso puede verse que prácticamente en todas las unidades muestrales, el 100% de los individuos se encuentra dentro de los 10 primeros metros, lo que da más confianza todavía para la utilización de los transectos en línea como herramienta de evaluación de la densidad poblacional.

Conviene tener presente que en ningún caso se ha tratado de ajustar los histogramas de abundancia/distancia a ninguna distribución conocida, porque como indican Burnham *et al.* (1980) el estimador de la densidad basado en las series de Fourier es no paramétrico y como tal no depende del tipo de distribución estadística de los registros de abundancia/distancia. Esta consideración es válida para los dos niveles de evaluación (extensiva e intensiva) y para todas las especies consideradas.

La estimación de la densidad real para la evaluación intensiva ha seguido la misma secuencia que ya se ha señalado para la evaluación extensiva. Se ha elaborado una matriz como la que se ha presentado en el Cuadro 4.4 aunque en el presente caso la distancia de truncamiento fue de 30 metros. Las unidades también se han expresado en individuos por hectárea.

Los resultados de las estimaciones se muestran en el Cuadro 4.6 para ambas especies. Se indica en primer lugar el transecto y luego las unidades muestrales (tramos) contenidas en él. Recuérdese que estos tramos se han construido a lo largo de los transectos buscando de tener una longitud en la que existieran al menos 20 individuos. Por esta razón la distribución de unidades muestrales por transecto difiere entre ambas especies. Por lo demás, éste procedimiento está de acuerdo con el ya mencionado Modelo I de selección de unidades muestrales para la estimación de la densidad.

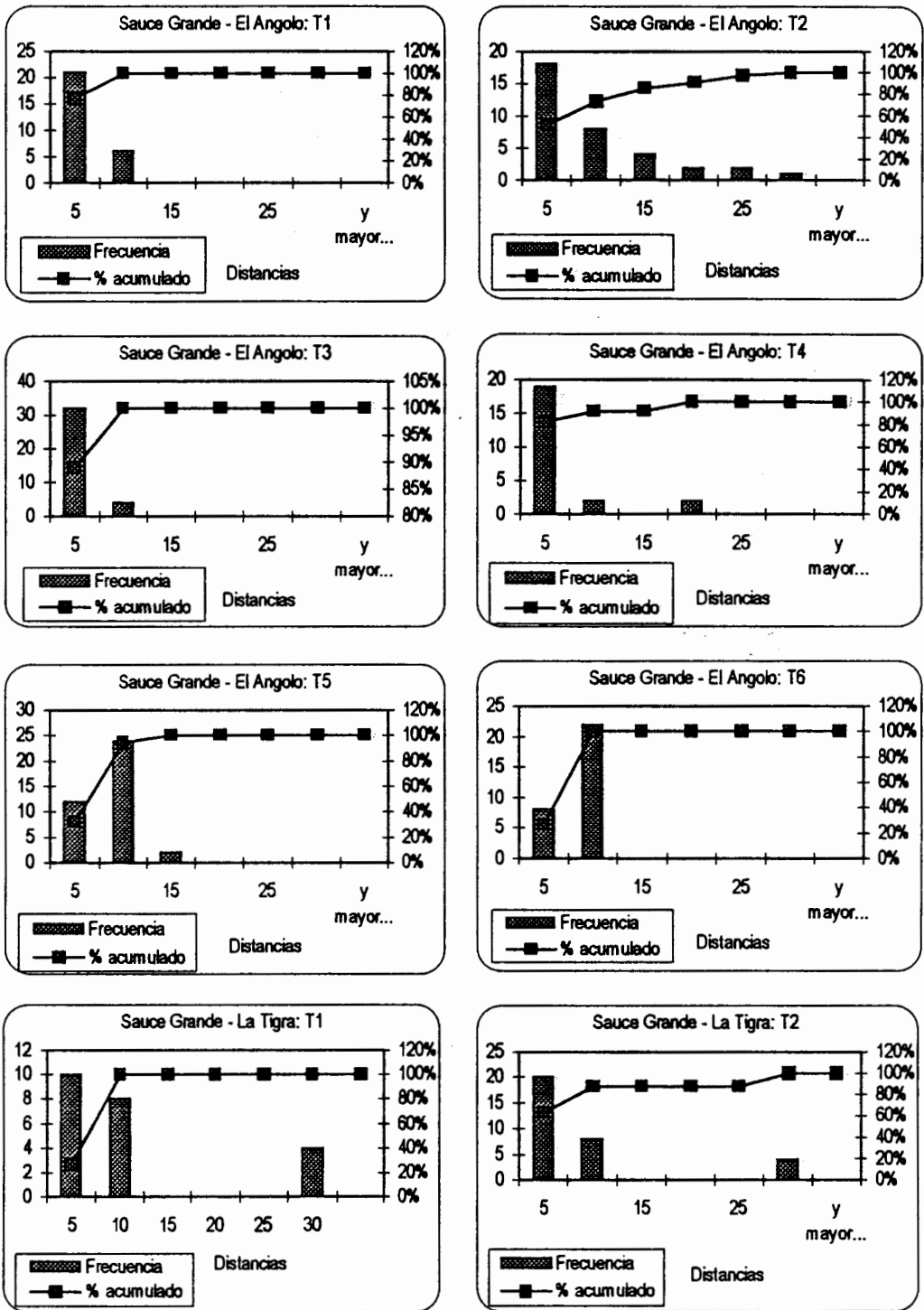


Figura 4.11 Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. FORCO. Evaluación Intensiva.

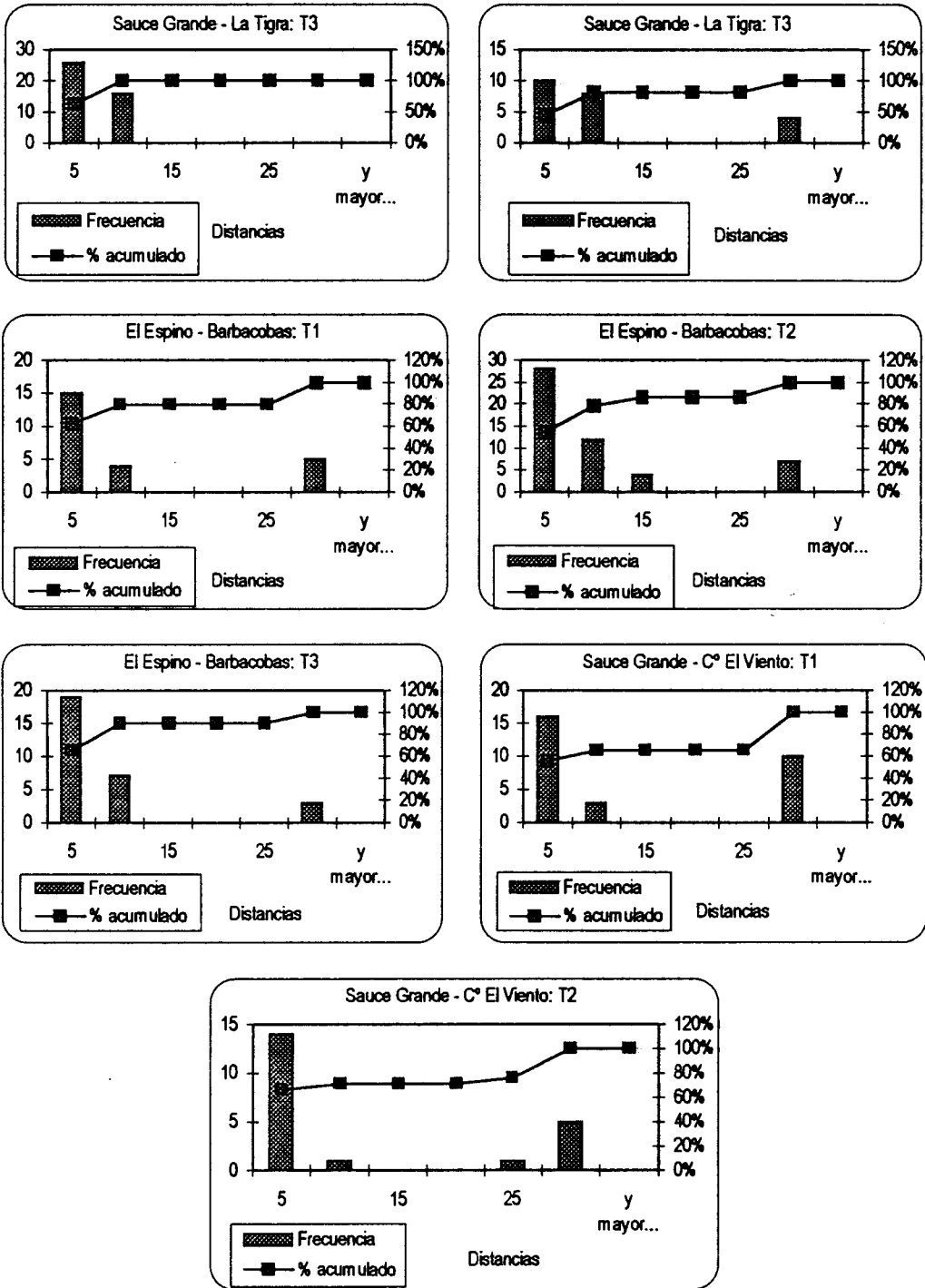


Figura 4.11 Continuación.

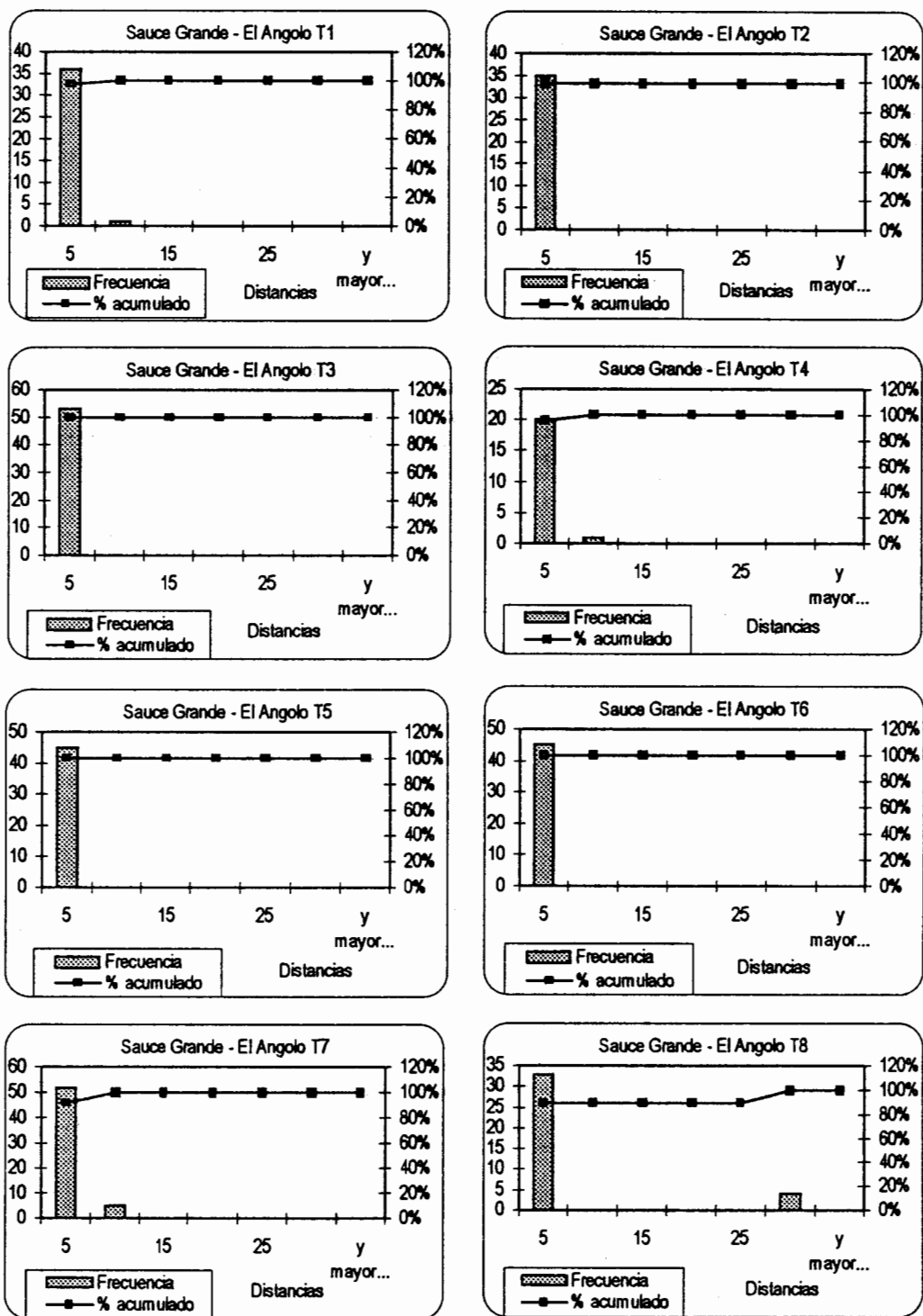


Figura 4.12 Histogramas para las distancias de observación en intervalos de cinco metros. COCRU. Evaluación Intensiva.

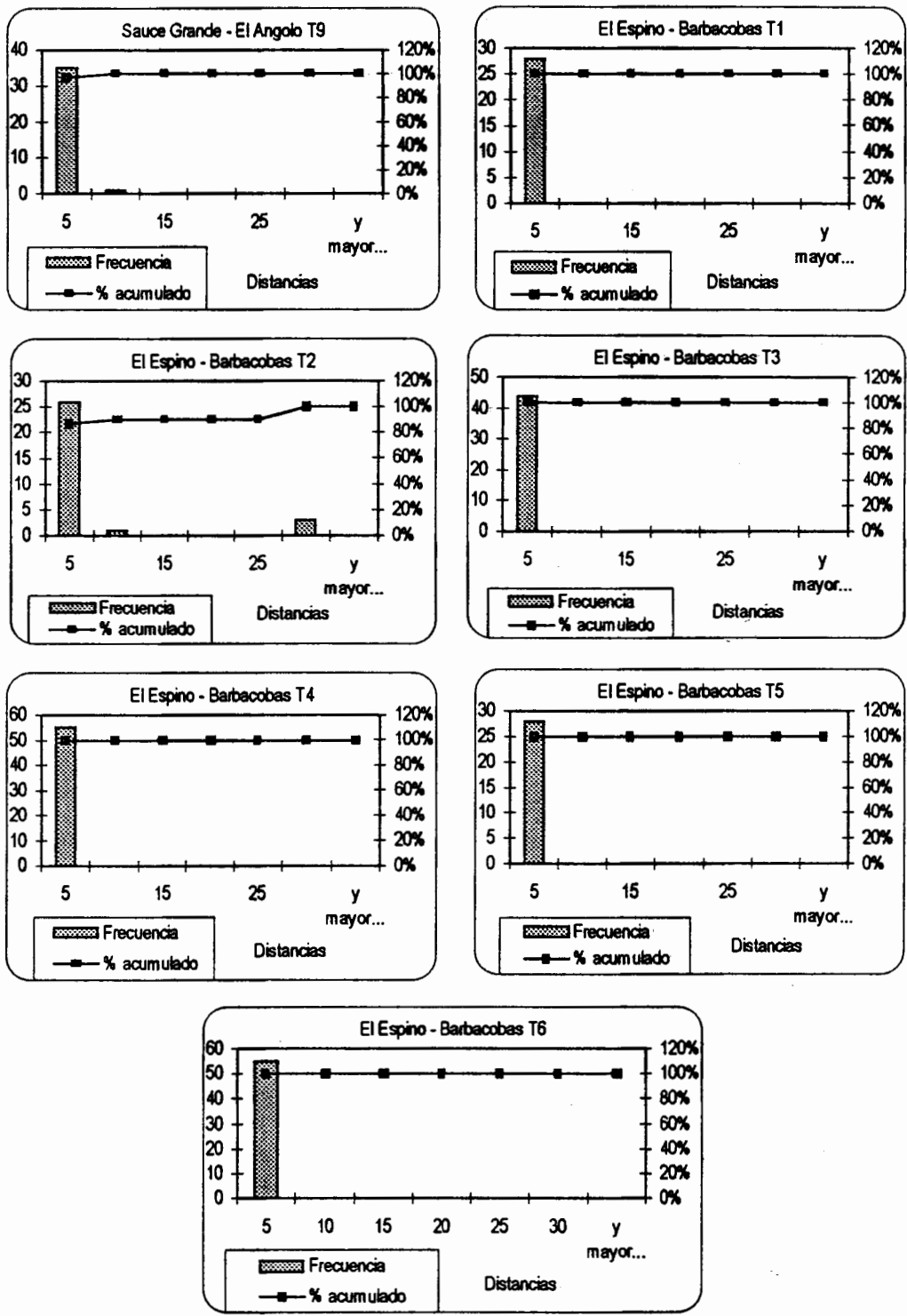


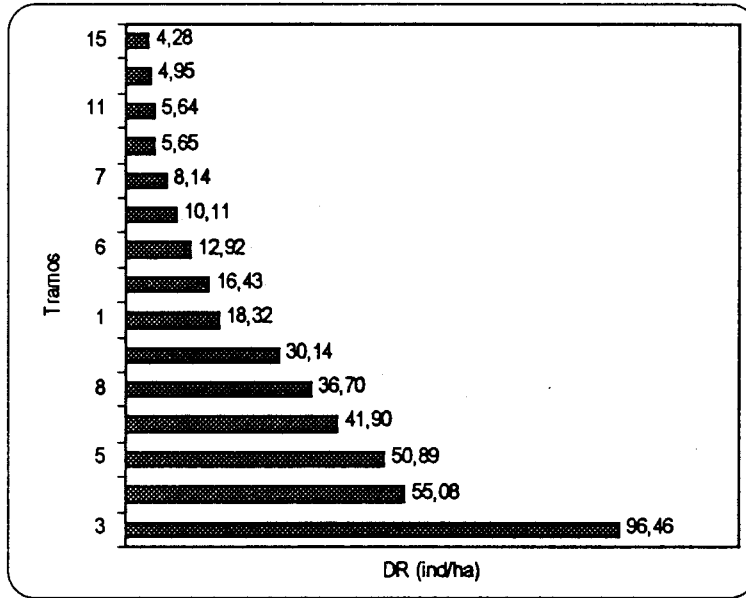
Figura 4.12 Continuación.

**Cuadro 4.6 Densidad Real de FORCO y COCRU
Evaluación Intensiva**

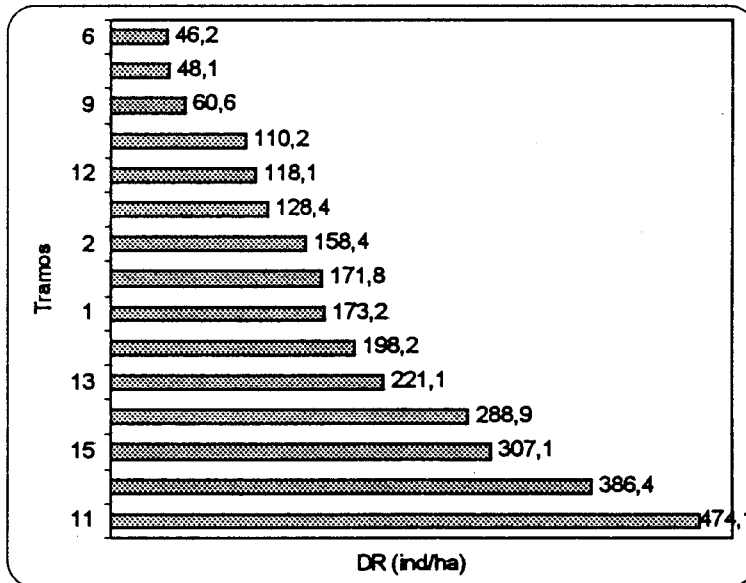
Transectos	DR	Transectos	DR
	(ind/ha)		(ind/ha)
FORCO		COCRU	
Sauce Grande - El Angolo	96,46	Sauce Grande - El Angolo	92,50
	55,08		87,50
	50,89		265,00
	41,90		70,00
	36,70		112,50
	30,14		225,00
El Espino - Barbacobas	18,32		285,00
	16,43		32,73
	12,92		41,11
Sauce Grande - C.El Viento	10,11	El Espino - Barbacobas	93,33
	8,14		275,00
Sauce Grande - La Tigra	5,65		75,00
	5,64		140,00
	4,95		275,00
	4,28		146,67

La expresión gráfica de las abundancias mencionadas se tiene en las figuras 4.13 y 4.14 para FORCO y COCRU respectivamente. Las tendencias vistas en estos gráficos son similares a las señaladas para la abundancia relativa, siendo notoria la escasez de tramos muy densos y mayor la abundancia de tramos poco densos. En FORCO la relación entre el tramo más denso y menos denso es de más de 22/1. Esta relación en COCRU es de más de 10/1, denotándose en ambos casos un amplio intervalo de densidades sometidas a evaluación.

Partiendo del hecho de que tanto la DR como el IARE muestran el mismo tipo de distribución, sería razonable esperar que la relación entre estas dos variables tenga un cierto grado de linealidad; los detalles de esta relación, sin embargo, podrían ser algo más complejos. Esto se discute en el siguiente tópico.



**Figura 4.13 Densidad Real de FORCO.
Evaluación Intensiva.**



**Figura 4.14 Densidad Real de COCRU.
Evaluación Intensiva.**

4.5 Relación entre la Densidad Real y la Abundancia Relativa de las especies registradas.

Como se indicó en la sección Métodos la estrategia que se ha usado para evaluar la relación entre DR y IARE ha sido la Regresión Lineal, teniendo como variable independiente a DR y como variable dependiente a IARE. La selección de las unidades muestrales para DR, se ha hecho siguiendo el Modelo I – selección intencionada de unidades muestrales habiéndose tenido como criterio de selección que la unidad muestral tuviese más de 20 individuos. Las razones que justifican este criterio se han explicado en la sección anterior.

Por tanto, los resultados obtenidos en esta sección tienen la forma de Coeficientes de Determinación (R^2) y Coeficientes de Correlación (r) para el Modelo Lineal y para Modelos No Lineales de tipo Potencial, Exponencial y Logarítmico.

4.5.1 Evaluación extensiva

En el Cuadro 4.7 se tienen las unidades muestrales para las cuales ha sido posible determinar la DR; al mismo tiempo se muestran los correspondientes valores de IARE tanto para FORCO como para MILO para la evaluación extensiva.

Con esta información se han realizado los ajustes a los modelos lineal y no lineales cuyos resultados se muestran líneas abajo.

El Cuadro 4.8 muestra los resultados de los coeficientes de determinación y correlación para la evaluación extensiva de FORCO. Es de resaltar que si bien todos los modelos, excepto el exponencial, alcanzan significación al 5%, el valor más alto para el coeficiente de correlación se tiene en el modelo lineal (0.8027).

El diagrama de dispersión correspondiente (Figura 4.15), refuerza la idea sugerida por el coeficiente de correlación, de que el modelo lineal es una

buena descripción para la relación entre DR y el IARE para FORCO en la evaluación extensiva.

De este modo, se ha podido verificar la existencia de una relación lineal entre una DR y su correspondiente IARE, respondiendo así a la preocupación que constituye el objetivo principal de la presente tesis. Sin embargo, conviene tener presente que de acuerdo a lo mostrado en el Cuadro 4.8 existen al menos dos modelos no lineales que también explican los mismos datos con significación estadística, aunque con menores coeficientes de correlación. Por lo tanto, el argumento por el cual se debería preferir el modelo lineal frente a los no lineales es el que corresponde al principio de la parsimonia (Navaja de Ockham) (Hutchinson, 1981), es decir el principio que plantea que si dos modelos de complejidad diferente explican un mismo conjunto de datos, debemos escoger el de menor complejidad.

Cuadro 4.7 Densidad Real e Índice de Abundancia Relativa. Evaluación Extensiva.

FORCO		
Tramo	DR (ind/h)	IARE (ind/km)
Fernández - Chicama	4,3424	4,9167
Encuentros - Bejucal	0,2216	2,5000
Jaguay Negro - Corral de Vaca	0,6025	1,4706
La Peñita (Burgos) - La Cancha	0,1814	1,3529
Lancones - Encuentros	0,1943	0,6458
Pampas de Hospital - El Caucho	0,3699	0,8500
Salados - La Peñita	0,7777	1,4375
Sauce Grande - El Angolo	1,0930	4,2308
MILO		
Tramo	DR (ind/h)	IARE (ind/km)
Barrancos - Qda.Fernández	0,9753	1,3684
Bendito - Pizarro	0,9613	3,3300
Casa Blanqueada - Rica Playa	0,3095	1,3333
Encuentros - Bejucal	0,3544	2,7000
Fernández - Chicama	0,5112	1,0588
Jaguay Negro - Corral de Vaca	1,3538	2,4706
Lancones - Poechos - Querecotillo	0,2086	1,0323
Máncora - Barrancos	1,1250	2,0000
Pampas de Hospital - El Caucho	1,0165	2,1000
Papayal - Matapalo	0,2036	0,9444
San Jacinto - Casa Blanqueada	1,1844	3,4545
Sullana - Jaguay Negro	0,8856	2,6250
Zarumilla - Papayal	0,4556	2,1667
Zarumilla - Bendito	0,4000	1,4167

En la sección 4.6, sin embargo, se analizarán las consecuencias del uso de modelos no lineales para describir la relación entre DR e IARE, tanto en las evaluaciones extensivas como intensivas.

Cuadro 4.8 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR y IARE. FORCO. Evaluación Extensiva.

	Coefficiente de Determinación	Coefficiente de Correlación
Modelo Lineal	0,6443	0,8027
Modelo Logarítmico	0,6253	0,7908
Modelo Potencial	0,525	0,7246
Modelo Exponencial	0,4712	0,6864

* significativo al 5%
 ** significativo al 1%
 ns no significativo

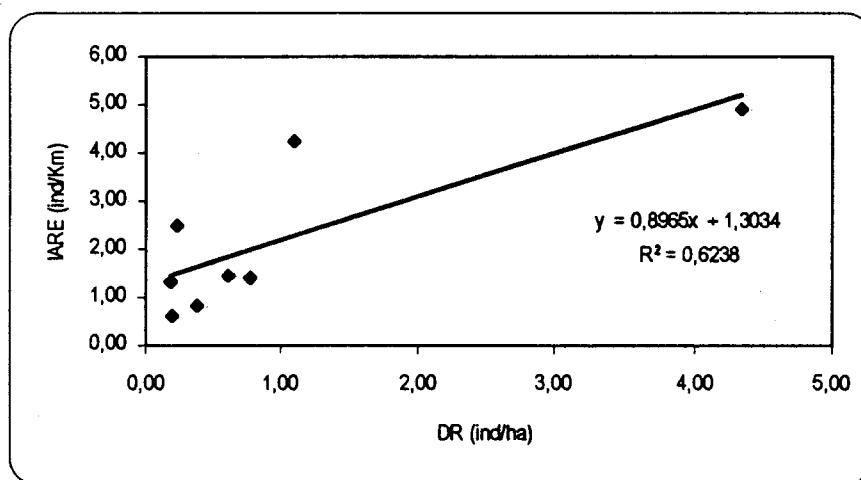


Figura 4.15 Relación DR / IARE para FORCO. Evaluación Extensiva.

Con relación a MILO, los coeficientes de determinación y correlación para el modelo lineal y los no lineales se muestran en el Cuadro 4.9. En este caso, el modelo lineal alcanza significación estadística al 5%. Dos modelos no lineales (potencial y exponencial) alcanzan un mayor nivel de significación estadística (1%), por lo que explicarían mejor la relación. Si se examina el diagrama de dispersión (Figura 4.16), sin embargo, éste sugiere que el modelo lineal describe muy bien la relación entre DR y IARE.

Por lo demás, los mensajes que dan los modelos exponencial y potencial son exactamente opuestos: una curva cóncava en el primer caso y una curva convexa en el segundo (Figura 4.17), acentuándose las diferencias cuanto más altas son las densidades. En ese sentido el modelo lineal representa una especie de promedio entre ambos extremos, razón por la cual es razonable asumirlo como el que mejor representa la relación entre las variables estudiadas. No obstante, en la sección 4.6 se analizarán las consecuencias de usar un modelo no lineal, en especial las diferencias entre los valores predichos por un modelo no lineal con relación al modelo lineal.

Tabla 4.9 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. MILO. Evaluación Extensiva.

	Coeficiente Determinación	Coeficiente Correlación	Significación
Modelo Lineal	0,3756	0,6129	*
Modelo Logarítmico	0,4019	0,6340	*
Modelo Potencial	0,4601	0,6783	**
Modelo Exponencial	0,4157	0,6447	**

* significativo al 5%
 ** significativo al 1%
 ns no significativo

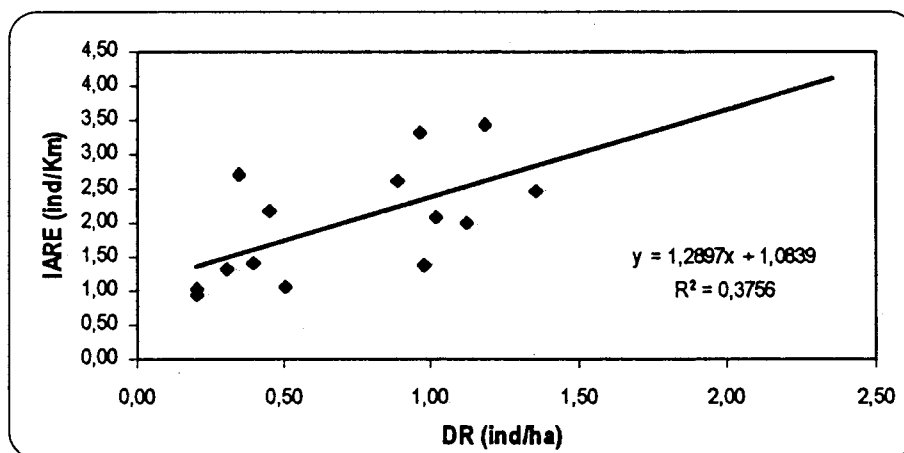
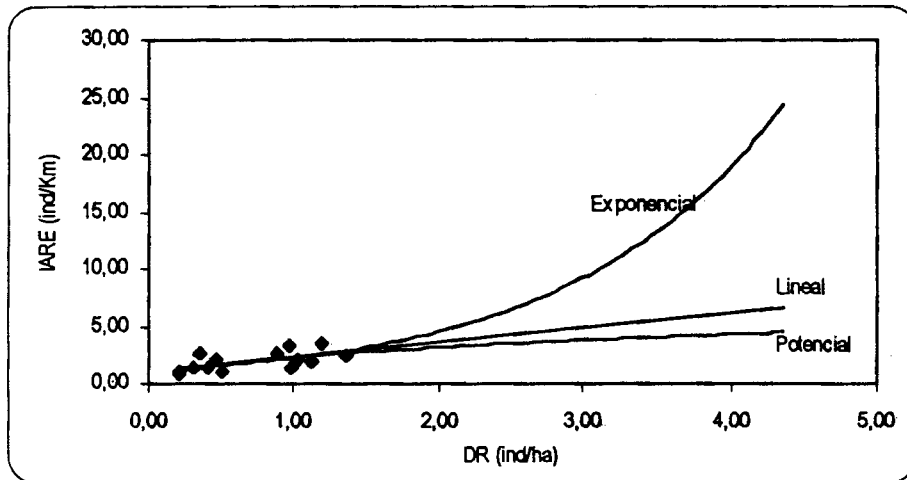


Figura 4.16 Relación DR / IARE para MILO. Evaluación Extensiva.



**Figura 4.17 Relación DR / IARE para MILO.
Evaluación Extensiva. Modelos no lineales.**

A modo de resumen de esta sección se puede concluir que el modelo lineal se presenta como el que mejor describe la relación entre DR e IARE para FORCO y para MILO, pudiéndose por tanto emplear los IARE como estimadores de la DR para evaluaciones extensivas de estas especies y especies similares. Con una relación lineal que mantuviera esta condición para cualquier densidad, estaríamos en condiciones de afirmar que **siempre** los IARE sirven para estimar los DR.

Strictu sensu sólo podemos estar seguros de que la relación lineal existe para el rango de densidades que se han podido encontrar en el presente trabajo. Las consecuencias de que esta linealidad no se mantenga fuera de los rangos de densidades encontradas, se analizan en la sección 4.6 prestando atención a las diferencias de estimación entre un modelo no lineal y el lineal correspondiente.

Se marcan además, los rangos de densidad en que estas diferencias son mayores.

4.5.2 Evaluación intensiva.

En el Cuadro 4.10 se presentan los resultados de aquellas unidades muestrales para las cuales existe información de DR e IARE, primero para FORCO luego para COCRU. En ambos casos se cuenta con un número total de 15 pares de puntos para los correspondientes análisis de regresión.

**Cuadro 4.10.- Densidad Real e Índice de Abundancia Relativa.
Evaluación Intensiva**

FORCO		
TRAMOS	DR (ind/ha)	IARE (ind/Km)
Sauce Grande - El Angolo	18,32	19,29
	10,11	31,82
	96,46	90,00
	16,43	36,00
	50,89	126,67
	12,92	42,22
El Espino -- Barbacobas	8,14	15,29
	36,70	72,86
	41,90	72,50
Sauce Grande - C.El Viento	30,14	72,50
	5,64	11,05
Sauce Grande - La Tigra	5,65	16,92
	4,95	45,71
	55,08	105,00
	4,28	73,33
COCRU		
TRAMOS	DR (ind/ha)	IARE (ind/Km)
Sauce Grande - El Angolo	173,17	92,50
	158,42	87,50
	110,15	265,00
	128,36	70,00
	171,82	112,50
	46,20	225,00
	386,37	285,00
	48,10	32,73
	60,60	41,11
El Espino -- Barbacobas	198,16	93,33
	474,10	275,00
	118,07	75,00
	221,12	140,00
	288,87	275,00
	307,12	146,67

En el Cuadro 4.11 se han consignado los valores de los coeficientes de determinación y correlación para los modelos lineal, logarítmico, potencial y exponencial indicándose su significación estadística.

Información equivalente para COCRU se presenta en el Cuadro 4.12. El diagrama de dispersión para el modelo lineal y la línea de regresión correspondiente, para FORCO se tiene en la Figura 4.18.

Cuadro 4.11 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. FORCO. Evaluación Intensiva.

	Coefficiente de Determinación	Coefficiente de Correlación	Significación
Modelo Lineal	0,5206	,7215	**
Modelo Exponencial	0,4395	0,6629	**
Modelo Potencial	0,4480	0,6693	**
Modelo Logarítmico	0,4968	0,7048	**
* significativo al 5%			
** significativo al 1%			
ns no significativo			

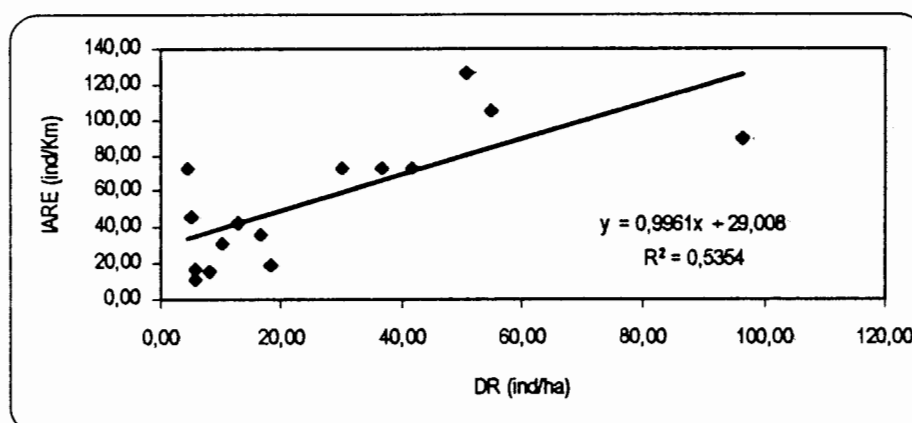


Figura 4.18 Relación DR /IARE para FORCO. Evaluación Intensiva.

Resulta notable que todos los modelos empleados en el caso de FORCO tengan alta significación estadística ($p < 0,01$) lo que en principio haría de todos ellos buenos candidatos para explicar estos datos. Sin embargo, en parte por el criterio del principio de la parsimonia y en parte por que el coeficiente de correlación del modelo lineal es algo mayor que los de los

demás, parece razonable escoger a este modelo como el mejor descriptor de la relación entre DR y IARE, cosa que se refuerza con la información del correspondiente diagrama de dispersión (Figura 4.18).

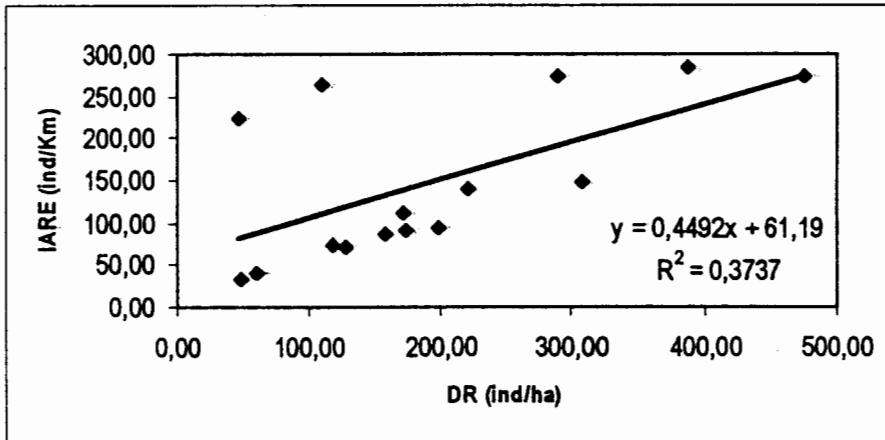
Por su parte, los resultados correspondientes a COCRU (Cuadro 4.12) indican que a excepción del modelo logarítmico todos los demás alcanzan significación estadística ($p < 0,05$). El modelo lineal es el que tiene el segundo valor más alto para su coeficiente de correlación ($r = 0,6113$), estando por detrás del modelo exponencial ($r = 0,6288$). Nuevamente sobre la base del principio de la parsimonia y el diagrama de dispersión (Figura 4.19) estamos en posición de escoger el modelo lineal como un descriptor apropiado de la relación entre DR e IARE para esta especie.

Cuadro 4.12 Coeficientes de determinación y correlación para diferentes modelos de relación entre DR e IARE. COCRU. Evaluación Intensiva.

	Coefficiente de Determinación	Coefficiente de Correlación	Significación
Modelo Lineal	0,3737	0,6113	*
Modelo Exponencial	0,3954	0,6288	*
Modelo Potencial	0,3398	0,5829	*
Modelo Logarítmico	0,2473	0,4973	ns
* significativo al 5%			
** significativo al 1%			
ns no significativo			

De este modo podemos concluir que para las evaluaciones intensivas de FORCO y COCRU es posible asumir que la relación existente entre DR y el IARE es de tipo lineal, lo que de acuerdo a lo planteado por Caughley (1977) permitiría emplear a los IARE como estimadores de DR. Este comportamiento es válido para el rango de densidades evaluadas en el presente trabajo. Nada garantiza, sin embargo, que las densidades reales vayan a superar los valores que empíricamente se han encontrado en este estudio. En estas circunstancias la importancia de los modelos no lineales como fuente de divergencia en relación al modelo lineal se hace tanto más grande cuanto mayor sea la densidad. Por lo tanto, podría ser

que en estas condiciones sí fuese necesario tomarlos en cuenta. Este análisis de forma detallada se presenta en la sección siguiente.



**Figura 4.19 Relación DR / IARE para COCRU.
Evaluación Intensiva.**

4.6 Estimación del sesgo debido a relaciones no lineales.

Como se dejó dicho en la metodología, para las dos modalidades de evaluación (extensiva e intensiva) y para las tres especies seleccionadas se analizó la relación entre DR e IARE con un modelo lineal y tres no lineales (exponencial, potencial y logarítmico). En la sección anterior quedó claro que el modelo lineal es un buen descriptor de la relación entre DR e IARE para el rango de densidades registradas en la evaluación. Sin embargo, algunos de los modelos no lineales podían ser tan buenos o mejores descriptores de la relación DR / IARE, que el modelo lineal. Los correspondientes resultados de los coeficientes de correlación se han mostrado en los Cuadros 4.8 y 4.9 para FORCO y MILO respectivamente en la evaluación extensiva y en las Cuadros 4.11 y 4.12 para FORCO y COCRU en la evaluación intensiva. Con esta información se han analizado los problemas de sobre y subestimación de los modelos no lineales.

4.6.1 Evaluación Extensiva

Para FORCO el modelo logarítmico es el modelo no lineal que mejor correlación alcanza ($r = 0,7908$, $p < 0,05$) al compararse con el modelo lineal ($r = 0,8027$, $p < 0,05$). Adicionalmente el modelo potencial alcanza un valor alto para su correspondiente correlación ($r = 0,7246$, $p < 0,05$).

Para estos dos modelos se presentan los correspondientes diagramas de dispersión (Figuras 4.20 y 4.22). Al mismo tiempo, para cada uno de estos casos se ha construido un gráfico en el que se comparan los valores esperados para un IARE lineal (con sus intervalos de confianza de $\pm 10\%$), con los que surgen del empleo de un IARE no lineal. La Figura 4.21 muestra esta comparación para el modelo logarítmico y la Figura 4.23 lo hace para el modelo potencial.

Como se aprecia en la Figura 4.20 si la relación DR / IARE fuese logarítmica, esto implicaría incurrir en errores de sobre estimación para IARE inferiores a un valor de alrededor de 1,8 ind/Km. Esto implica que el IARE lineal nos está reportando valores que están por encima de los que corresponden al IARE logarítmico. Para IAREs entre 1,8 y 3,9 ind/Km aproximadamente, el problema es más bien de subestimación. Por encima de 3,9 ind/Km el problema sería nuevamente una sobreestimación. Estos valores estarían marcando los puntos críticos que señalan cambios en el comportamiento de los estimadores.

Strictu sensu la Figura 4.20 nos está diciendo que no existen rangos en los cuales el IARE lineal sea válido pues pasa de problemas de sobre a subestimación alternativamente. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que anteriormente se había aceptado que el modelo lineal describía bien la relación DR / IARE para un rango de densidades entre 0 y 4,5 ind/ha (equivalente a un rango de 1,3 a 5 ind/Km de IARE) como se ve en la Figura 4.15. De este modo queda pendiente saber si fuera de éste rango el modelo lineal puede seguir siendo igualmente válido.

La comparación de los valores correspondientes a un IARE lineal ($\pm 10\%$ de intervalo de confianza) con los del IARE logarítmico (Figura 4.21) evidencia que para DRs de alrededor de 4,5 ind/ha (equivalente a un IARE de 5 ind/Km), el IARE logarítmico cae fuera del intervalo de confianza correspondiente al IARE lineal y por tanto éste sería el límite por encima del cual el modelo lineal podría entrar en problemas de sobreestimación de la DR. Así, se podría concluir que si en una evaluación se encuentran IAREs que superan los 5 ind/Km lo más recomendable sería analizar en detalle el tipo de relación existente entre DR e IARE ya que es probable que la existencia de una relación logarítmica cause problemas de sobreestimación de la DR.

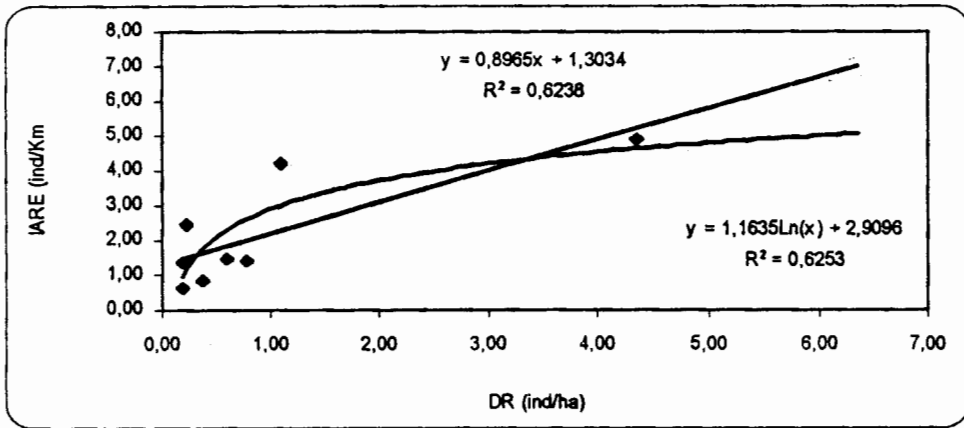


Figura 4.2 Relación DR / IARE. FORCO. Evaluación Extensiva. Modelos Lineal y Logarítmico.

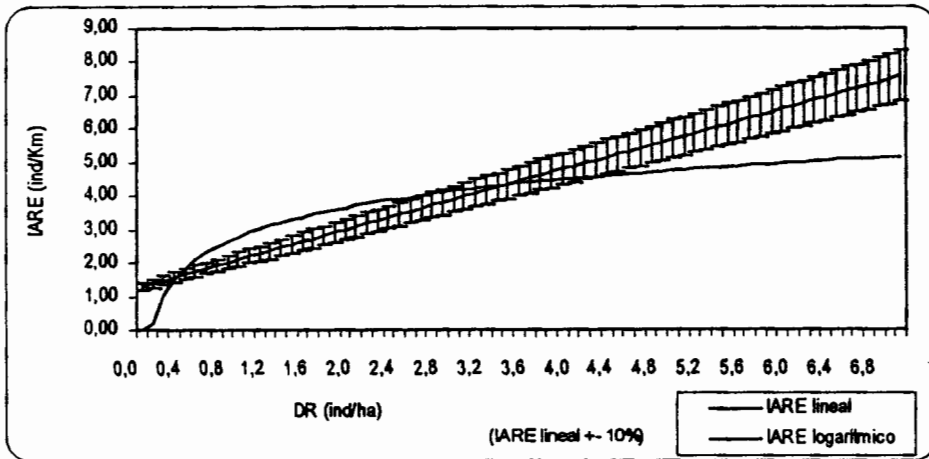


Figura 4.21 Estimación de DR con un modelo lineal y uno logarítmico. FORCO. Evaluación Extensiva.

En la Figura 4.22 se muestra el diagrama de dispersión para la evaluación extensiva de FORCO habiéndose señalado las líneas de regresión correspondientes a los modelos lineal y potencial. Ambos modelos se muestran muy similares hasta una DR de alrededor de 3,5 ind/ha punto éste en el que el modelo lineal estaría sobreestimando a la DR con relación al modelo potencial.

De otro lado, conviene recordar que ya se señaló que el modelo lineal es un descriptor apropiado de la relación DR / IARE hasta una densidad de 4,5 ind/ha. Por tanto, sólo queda por verificar, para densidades superiores a la señalada, la posible existencia de una relación potencial. Esto se describe en la Figura 4.23, en la que es posible ver que para densidades superiores a 4,8 ind/ha (equivalente a IAREs del orden de 5 ind/Km) el IARE potencial se ubica fuera del intervalo de confianza del IARE lineal. Este sería el punto a partir del cual se puede caer en problemas de sobreestimación por la existencia de una relación potencial entre DR e IARE.

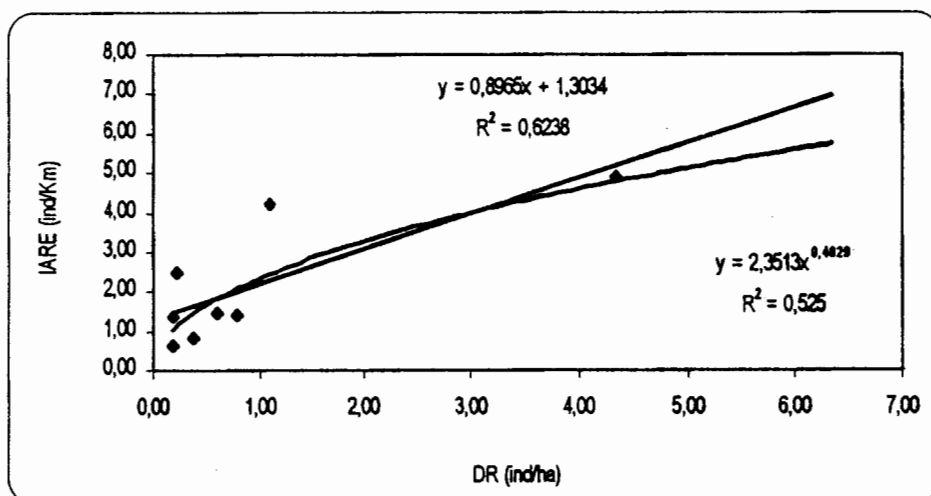


Figura 4.22 Relación DR / IARE. FORCO. Evaluación Extensiva. Modelos Lineal y Potencial.

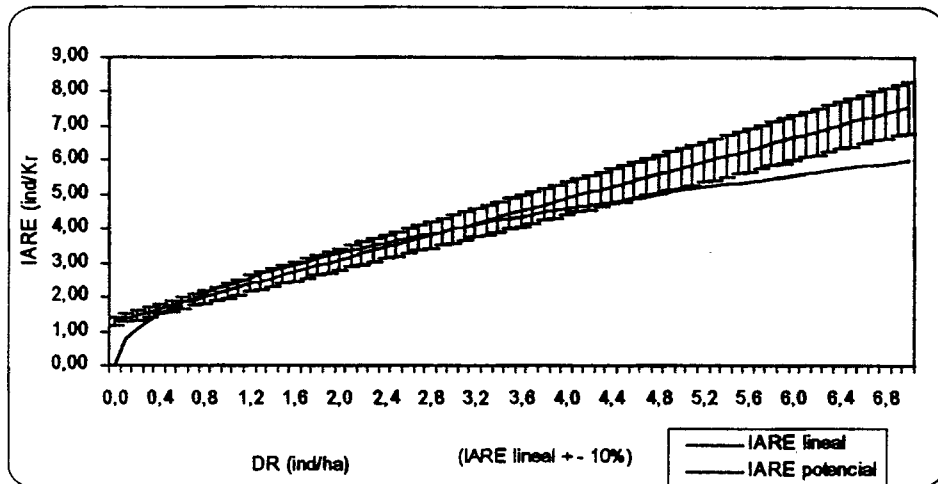


Figura 4.23 Estimación de DR con un modelo lineal y uno potencial. FORCO. Evaluación Extensiva.

En el caso de MILO, además del modelo lineal ($r = 0,6129$, $p < 0,05$) los modelos potencial ($r = 0,6783$, $p < 0,01$) y exponencial ($r = 0,6447$, $p < 0,01$) alcanzan significación estadística y son candidatos a explicar la relación entre DR e IARE. En la sección 4.5 se explicó por qué resulta razonable escoger el modelo lineal a pesar de tener el valor de r más bajo pero con significación estadística.

El modelo lineal (Figura 4.16) sugería que esta relación era válida para densidades reales de entre 0 y 1,3 ind/ha (equivalentes a IAREs de entre 0 y 4 ind/Km). Si la relación no fuese lineal sino más bien potencial (Figura 4.24) el DR a partir del cual los resultados de ambos modelos difieren corresponde a 1,8 ind/ha (equivalente a un IARE de 3,5 ind/Km). Por encima de este límite el modelo lineal entraría en problemas de **sobreestimación** de la densidad. No obstante, el mensaje que se desprende de una posible relación exponencial (Figura 4.25) es exactamente el opuesto. En efecto, a partir de una densidad real de alrededor de 1,8 ind/ha (similar al límite sugerido por el modelo potencial) existe una diferencia entre el modelo lineal y exponencial que conduce a errores de estimación pero que a diferencia del modelo potencial, en este caso corresponden a errores de **subestimación**.

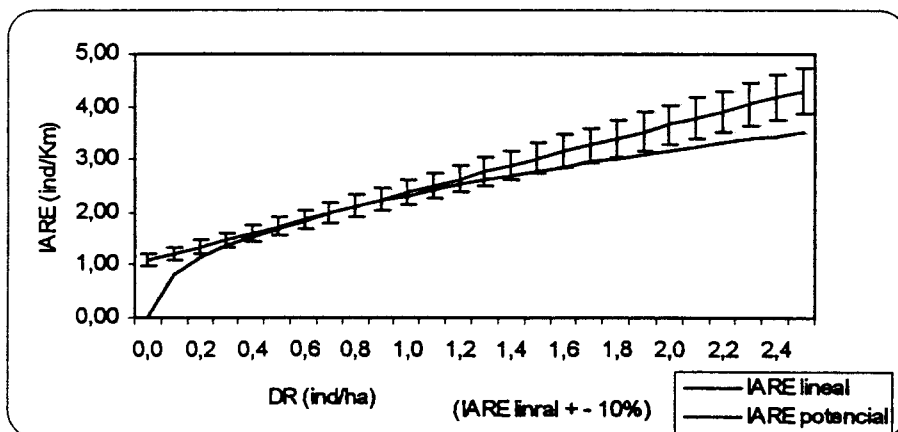


Figura 4.24 Estimación de DR con un modelo lineal y uno potencial. MILO. Evaluación Extensiva.

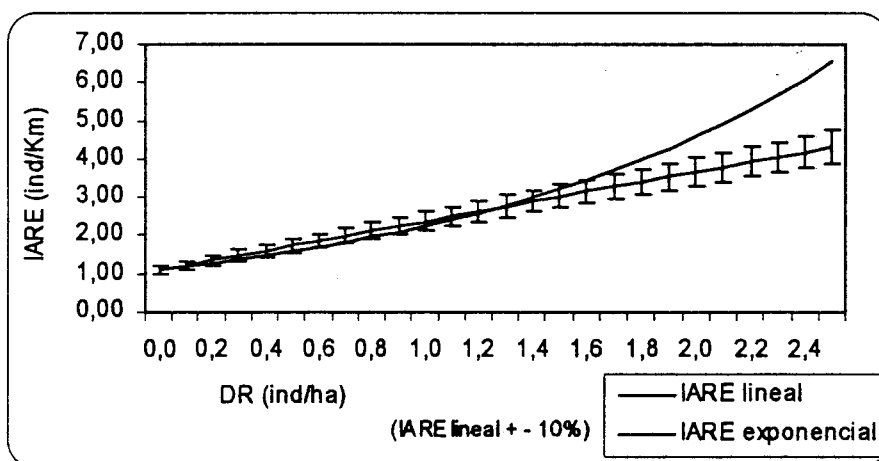


Figura 4.25 Estimación de DR con un modelo lineal y uno exponencial. MILO. Evaluación Extensiva.

Por tanto, la densidad de 1,8 ind /ha equivalente a un IARE de 3,5 ind/Km, marca un límite por encima del cual se podría incurrir tanto en errores de sobreestimación como de subestimación. La recomendación que de esto se deriva es que si en una evaluación se encuentran IAREs superiores al límite mencionado será necesario realizar un ejercicio de calibración que permita identificar el tipo de relación entre DR e IARE evitando así errores de estimación.

4.6.2 Evaluación Intensiva

En el caso de FORCO el mejor modelo no lineal alternativo es el logarítmico (Figura 4.26) ($r = 0,7048$, $p < 0,01$). De acuerdo al diagrama de dispersión las diferencias con el modelo lineal comienzan a partir de una DR de 60 ind/ha. De otro lado, si se usa el criterio de comparar lo predicho por el modelo logarítmico con el modelo lineal ($\pm 10\%$ de intervalo de confianza) como se hace en la Figura 4.27, este punto se incrementa hasta un DR de 75 ind/ha (equivalente a un IARE de 100 ind/Km). Adicionalmente, conviene tener presente que como se mostró en la Figura 4.18, el intervalo de validez del modelo lineal (cuyo r es de $0,7215$, $p < 0,01$) va de 0 a 100 ind/ha de DR. Esto equivale a un rango de IARE de 0 a más de 120 ind/Km. Por tanto, si se comparan los tres criterios resulta que podemos estar razonablemente confiados en la validez del modelo lineal hasta IAREs del orden de 120 ind/km; por encima de este límite sería necesario un proceso de calibración de la relación DR / IARE para descartar la existencia de relaciones logarítmicas.

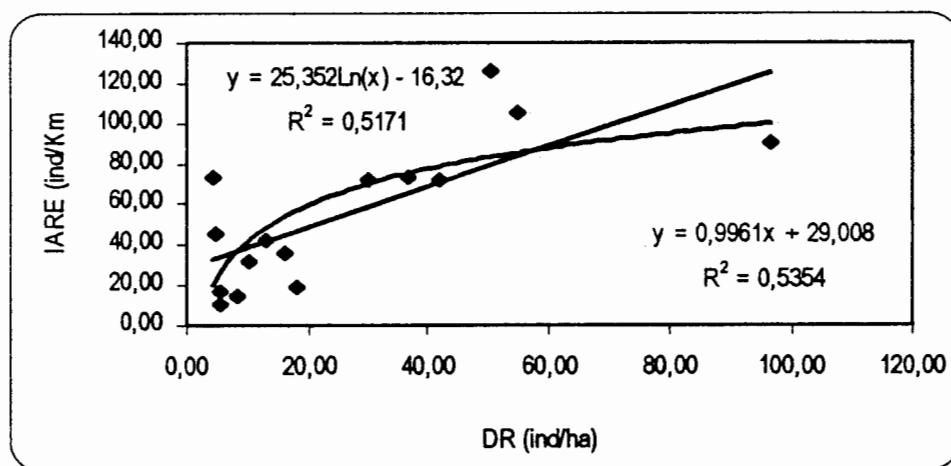


Figura 4.26 Relación DR / IARE. FORCO. Evaluación Intensiva. Modelos Lineal y Logarítmico.

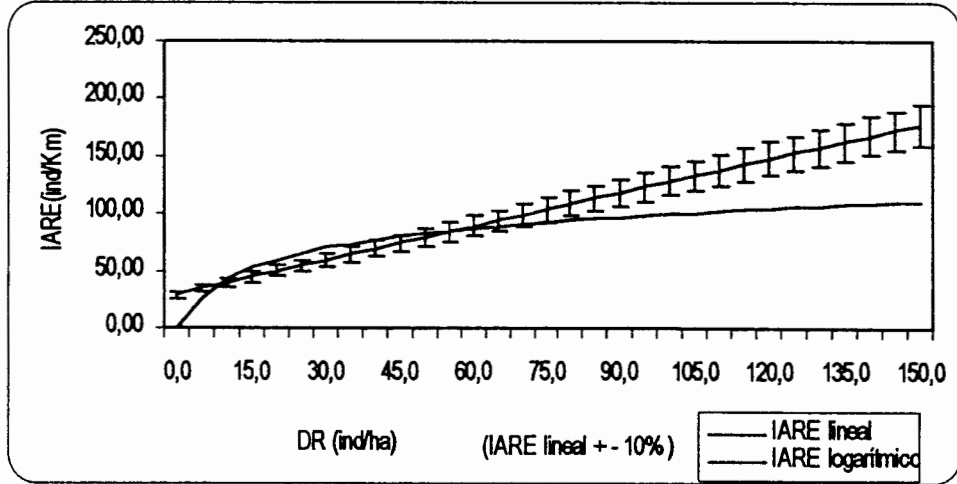


Figura 4.27 Estimación de DR con un modelo lineal y uno logarítmico. FORCO. Evaluación Intensiva.

Con relación a COCRU además del modelo lineal ($r = 0,6113$, $p < 0,05$), el modelo exponencial es el modelo no lineal que alcanza más alta significación estadística en la descripción de la relación DR / IARE ($r = 0,6288$, $p < 0,05$) por lo que es este modelo el que se usará para comparar con el modelo lineal.

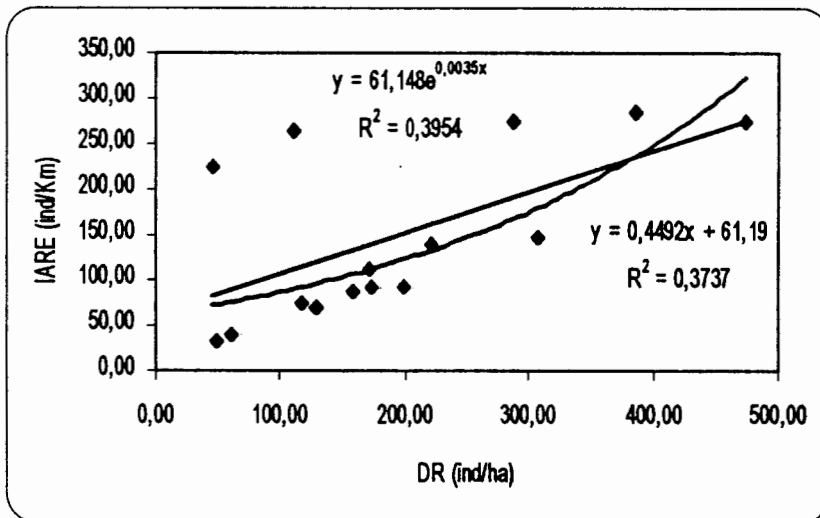


Figura 4.28 Relación DR / IARE para COCRU. Evaluación Interna.

De acuerdo al diagrama de dispersión (Figura 4.28) la relación lineal tiene validez para un intervalo de densidades que va desde 0 ind/ha hasta 470 ind/ha, lo que equivale a IAREs entre 0 y 250 ind/Km. Si se toma en cuenta el criterio de la comparación con el modelo lineal ($\pm 10\%$) (Figura 4.29), el modelo exponencial comienza a diferir significativamente del modelo lineal a partir de un DR de 450 ind/ha. Por tanto, si tomamos en cuenta ambos criterios será posible afirmar que sólo a partir de 470 ind/ha (equivalente a 250 ind/Km) existe la posibilidad de que surjan problemas de subestimación. Entonces, es a partir de esta densidad que serán necesarios estudios de calibración que garanticen que la linealidad se mantiene.

A modo de resumen de todo lo mencionado se puede indicar que el modelo lineal es el mejor descriptor para las relaciones DR / IARE cuando las densidades son bajas; en densidades altas surge la posibilidad de que modelos no lineales reemplacen al modelo lineal. De este modo es en estas condiciones que se requeriría una calibración previa que asegure la vigencia del modelo lineal. En caso contrario habría que realizar las transformaciones correspondientes que permitan linealizar estos modelos.

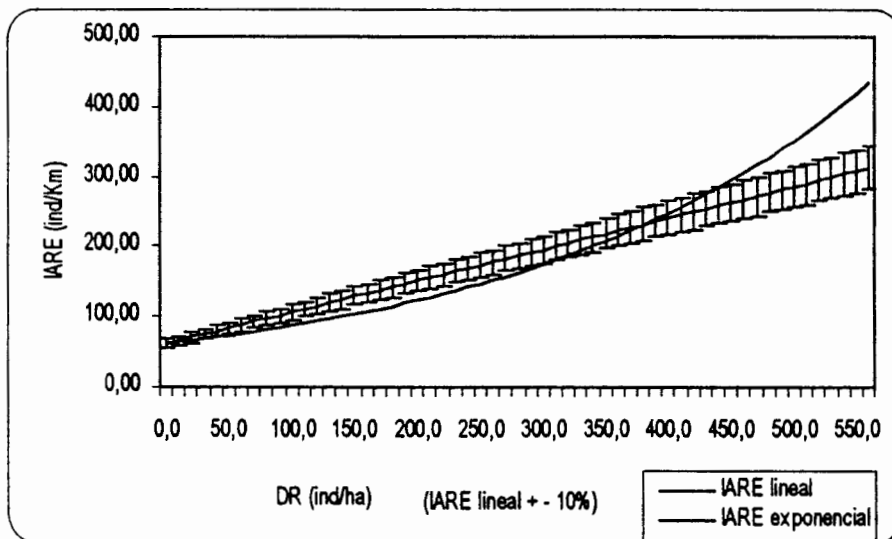


Figura 4.29 Estimación de DR con un modelo lineal y uno exponencial. COCRU. Evaluación Intensiva.

En el espacio en el que se ha desarrollado el presente estudio resulta frecuente sentir los efectos del Evento El Niño (Torres y La Torre, 1994) los mismos que generan fuertes modificaciones en las densidades y distribuciones de las poblaciones de psitácidos en particular y de aves en general (Sánchez *et al*, 1998). La presencia de un ENSO puede desencadenar explosiones poblacionales (hot spots) que se traducen en densidades muy altas aunque sea de manera local.

De otro lado, la impredecibilidad en la oferta de agua asociada al ENSO puede obligar a que ciertas poblaciones se refugien en algunos lugares de hábitats favorables, cosa que también tiene como efecto un incremento local de la densidad poblacional. En ambas situaciones estamos frente a densidades altas y por tanto podríamos caer en los problemas de sobre y subestimación derivados de la existencia de relaciones no lineales entre DR e IARE. Esto plantea la necesidad de contar con estudios similares al presente justamente en los momentos en los que como consecuencia de un ENSO las densidades poblacionales se ven fuertemente afectadas. En todo caso, y sobre la base de la información recogida en el presente estudio se ha elaborado el Cuadro 4.13 en la que para las tres especies evaluadas y para las dos modalidades de evaluación se han indicado los rangos de densidad (y sus IAREs correspondientes) en los cuales funciona el modelo lineal. Al mismo tiempo, se han indicado los modelos no lineales que con más probabilidad aparecerían por encima del rango anteriormente señalado y el tipo de problema (sobreestimación o subestimación) en el que se estaría incurriendo de usar un modelo lineal.

Se espera así contar con una guía que indique – sobre la base de la información disponible – cuáles son los valores límite por encima de los cuales se podrían registrar no linealidades.

Cuadro 4.13 Límites de validez para la linealidad entre DR / IARE; modelos alternativos y problemas de estimación correspondientes.

Especie	Límites para la linealidad		Modelo no lineal alternativo	Efecto sobre la estimación
FORCO, Eval. Extensiva	5 ind/Km	4.5 ind/ha	Logarítmico	Sobreestimación
	5 ind/Km	4.5 ind/ha	Potencial	Sobrestimación
MILO, Eval. Extensiva	3.5 ind/Km	1.8 ind/ha	Potencial	Sobreestimación
	3.5 ind/Km	1.8 ind/ha	Exponencial	Subestimación
FORCO, Eval. Intensiva	120 ind/Km	100 ind/ha	Logarítmico	Sobreestimación
COCRU, Eval. Intensiva	250 ind/Km	470 ind/ha	Exponencial	Subestimación

4.7 Efecto de la inclusión de datos extremos en el tipo de relación entre DR e IARE.

Aunque no se había planificado de antemano se tuvo que hacer frente a un problema derivado de la inclusión de individuos que se encontraban por encima de la distancia de truncamiento en la evaluación extensiva de FORCO, problema que no sólo alteró los parámetros de los modelos de ajuste sino los modelos mismos, sugiriendo una relación parabólica entre DR e IARE con graves problemas de estimación como se verá luego.

Durante la evaluación extensiva de FORCO en el tramo Sauce Grande – El Angolo se registró un número de 28 individuos a una distancia de 60 metros y que por tanto excedían la distancia de truncamiento establecida en 50 metros. Inicialmente se incluyeron estos individuos en los análisis calculándose tanto el DR como el IARE respectivos. Para el cálculo del DR se asumió que estos individuos se encontraban a 50 metros.

Calculados el DR y el IARE y elaborado el correspondiente diagrama de dispersión (Figura 4.30) el punto correspondiente a los individuos de la distancia extrema (punto que se ha marcado con una flecha) se ubica de tal manera que sugiere que el mejor modelo no lineal es un polinomio de segundo grado generándose así la parábola que aparece en el gráfico.

Esta parábola sin embargo, genera un problema cuando se considera por ejemplo cuál es el valor de DR que se corresponde con un IARE de 5 ind/Km. Como puede verse en el gráfico existen dos valores de DR que se corresponden con el citado IARE, los mismos que se encuentran alrededor de los valores de 1,3 y 4,2 ind/ha. Resulta evidente que carece de lógica y de utilidad un IARE que esté indicando al mismo tiempo dos DRs, por lo que, los resultados de la Figura 4.30 carecen de utilidad.

Teniendo en cuenta la circunstancia mencionada se procedió a recalculuar la DR del tramo Sauce Grande – El Angolo pero esta vez sin incluir los registros extremos anteriormente mencionados. De este modo se retiraron los 28 individuos. El efecto de esta extracción se deja sentir en el IARE que pasa de 6,39 ind/Km a 4,23 ind/Km. Por su parte la DR sufre una disminución pero de menor magnitud.

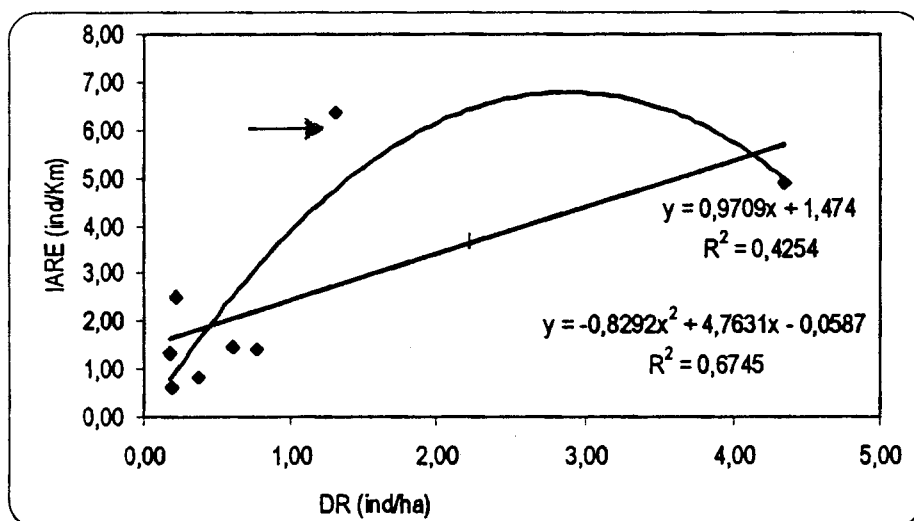


Figura 4.30 Comparación entre un modelo lineal y polinomial de 2º grado. FORCO. Incluye registros extremos.

En efecto pasa de 1,31 a 1,09 ind/ha; esto es consecuencia de que al eliminar los individuos extremos si bien disminuye el número total de individuos(n), también aumenta la probabilidad $f(0)$ de detección de los individuos con lo que el efecto de la disminución anterior se atenúa. Esto queda claro si se recuerda que la fórmula para la densidad establece que:

$$D = n f(0) / 2L$$

La longitud L del transecto no sufre modificaciones.

El nuevo diagrama de dispersión con la corrección del punto extremo (Figura 4.31) sigue sugiriendo que un polinomio de segundo grado es el mejor modelo no lineal para estos datos. Sin embargo, para el abanico de densidades consideradas no existe más el problema evidenciado en la Figura 4.30 de que un valor de IARE se corresponde con dos valores DR. Más aún el comportamiento de la parábola de la Figura 4.31 puede igualmente ser explicado por un modelo potencial que nos libra definitivamente de la posibilidad de tener un IAR ambivalente.

Por tanto, estos resultados indican que conviene ser cuidadoso con el tratamiento de individuos que está por fuera de la distancia de truncamiento ya que su inclusión en la estimación de la DR puede generar problemas que incluso llegan a la modificación de los modelos no lineales alternativos al lineal incorporando problemas como la ambivalencia ya mencionada del IARE.

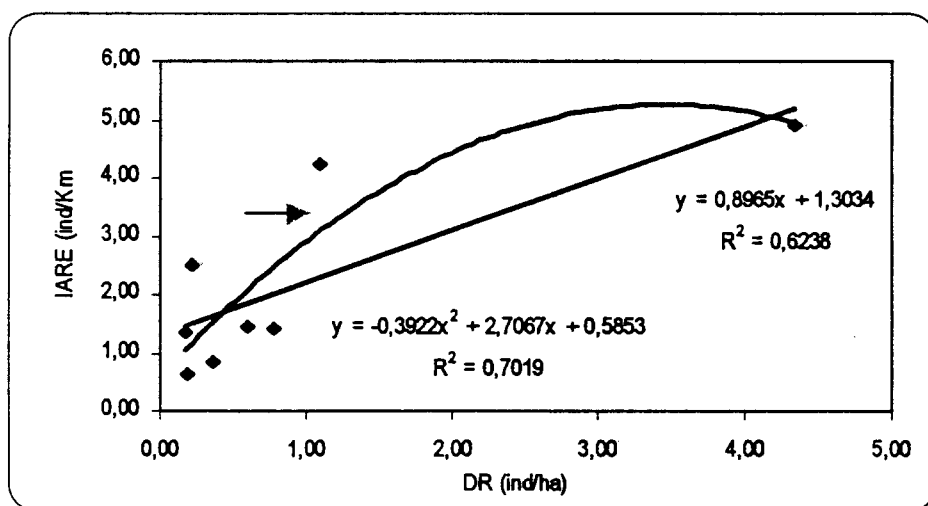


Figura 4.31 Comparación entre un modelo lineal y polinomial de 2º grado. FORCO. No incluye registros extremos.

V. CONCLUSIONES.

- 5.1 Se han registrado un total de 87 especies de aves de importancia económica las que incluyen especies de las familias Psittacidae, Columbidae, Mimidae, Fringillidae, Corvidae, Icteridae, Furnaridae, Troglodytidae y Cuculidae. De este total se han seleccionado a tres especies para el análisis de la relación DR / IARE. Estas tres especies son: *Forpus coelestis* "perico esmeralda" (Psittacidae), *Mimus longicaudatus* "chisco o soña" (Mimidae) y *Columbina cruziana* "tortolita" (Columbidae). La selección obedece a su importancia económica y al rango de densidades que muestran.
- 5.2 La abundancia relativa en el caso de la evaluación extensiva para *Forpus coelestis* (FORCO) permitió encontrar que los tramos extremos en mayor y menor abundancia correspondían a Sauce Grande – El Angolo (6,77 ind/Km) y Quebrada Seca – La Noria (0,17 ind/Km), respectivamente. Esta especie muestra una distribución unimodal con centro en El Angolo y con valores cero (0) en el área desértica entre Talara y Sullana. En el caso de *Mimus longicaudatus* (MILO) los tramos con mayor y menor abundancia fueron San Jacinto – Casa Blanqueada (3,45 ind/Km) y El Muerto – Pasul (0,2 ind/Km). La distribución de esta especie es multimodal y más compleja que la de FORCO, y en ambos casos es notoria la escasez de tramos con alta abundancia relativa de individuos y la gran cantidad de tramos con baja abundancia relativa, existiendo incluso espacios sin individuos. Estos patrones de abundancia son similares a patrones encontrados en estudios previos.
- 5.3 Con relación a la evaluación intensiva, desarrollada en el Coto de Caza El Angolo, FORCO mostró abundancias que fueron desde 11,1 ind/Km hasta 126,7 ind/Km; COCRU por su parte mostró valores de abundancia que fueron desde 32,7 hasta 285 ind/Km. Se repiten los patrones de concentración de la abundancia

registrados a nivel extensivo. Al mismo tiempo hay lugares que no tienen individuos de estas especies.

- 5.4 La densidad real se ha estimado haciendo uso de las series de Fourier y estableciendo como distancias de truncamiento 50 metros para la evaluación extensiva y 30 para la evaluación intensiva.
- 5.5 Los histogramas de distribución de individuos en relación a la línea de transecto permitieron verificar el supuesto del método de Fourier de que las probabilidades de observación de un individuo son máximas sobre la línea del transecto disminuyendo conforme la distancia se incrementa. Este comportamiento se ha verificado para las tres especies estudiadas y para las modalidades extensiva e intensiva.
- 5.6 La densidad real en la evaluación extensiva mostró valores mayores, para FORCO, en los tramos Fernández – Chicama (4,34 ind/ha) y Sauce Grande – El Angolo (1,093 ind/ha) y valores menores en el tramo La Peñita – La Cancha (0,181 ind/ha). Para MILO la mayor abundancia se dio en el tramo Jaguay Negro – Corral de Vaca (1,354 ind/ha) y el menor valor en Casa Blanqueada – Rica Playa (0,3095 ind/ha). La distribución de las densidades sugieren el mismo comportamiento que el de las abundancias relativas para ambas especies, unimodal en FORCO y multimodal en MILO.
- 5.7 La evaluación intensiva de la DR mostró valores que para FORCO van de 96,46 a 4,28 ind/ha y para COCRU van de 285,0 a 32,73 ind/ha. La distribución espacial de estas densidades se muestra similar a la que corresponde a las abundancias relativas.
- 5.8 Al analizar las relaciones existentes entre la Abundancia Relativa y la Densidad Real, se encontró en la evaluación extensiva que tanto para FORCO como para MILO dicha relación fue lineal por lo

menos para los rangos de densidad empleados en el estudio. Esto sugiere que para estas condiciones, la Abundancia Relativa es un buen estimador de la Densidad Real. Los modelos con los que se comparó el modelo lineal fueron el exponencial, el potencial y el logarítmico.

- 5.9 Con relación a la evaluación intensiva, los resultados sugieren que para los rangos de densidad estudiados, el modelo lineal se constituye en una buena descripción de la relación existente entre la Abundancia Relativa y la Densidad Real, de modo que para estas condiciones, aquella puede ser usada como una estimadora apropiada de esta. Esto vale para FORCO y para COCRU. También en este caso se comparó el modelo lineal con los modelos exponencial, potencial y logarítmico.
- 5.10 En la evaluación extensiva de FORCO, se ha encontrado que dos modelos no lineales podrían describir la relación IARE-DR de mejor manera que un modelo lineal. Se trata de los modelos logarítmico y potencial. Ambos modelos podrían presentarse a partir de IAREs mayores a 5 ind/km (equivalentes a una DR de 4,5 ind/ha) generando problemas de sobreestimación de la DR. Estos son por tanto los puntos (IARE o DR) a partir de los cuales se debería tener especial cuidado para descartar la existencia de relaciones logarítmicas o potenciales.
- 5.11 En la evaluación extensiva de MILO, los análisis sugieren que una densidad de 1,8 ind/ha (equivalente a un IARE de 3,5 ind/Km) marca el límite por encima del cual dos modelos no lineales (potencial y exponencial) podrían describir de mejor manera la relación entre DR e IARE. Si el modelo fuese potencial, el uso de un modelo lineal implicaría una sobrestimación de la densidad, en tanto que si el modelo fuese exponencial, caeríamos más bien en una subestimación. Por tanto 1,8 ind/ha marca un límite por encima del cual será necesario verificar primero la linealidad de la

relación entre DR e IARE si se quiere utilizar a esta como estimadora de aquella.

- 5.12 El análisis de la información de la evaluación intensiva de FORCO sugiere que para densidades inferiores a 100 ind/ha (equivalentes a 120 ind/Km) la relación entre DR e IARE se mantiene lineal. Para densidades mayores el modelo lineal podría dar paso a un modelo logarítmico y por consiguiente a problemas de sobreestimación de la densidad.
- 5.13 Con relación a la evaluación intensiva de COCRU la densidad de 470 ind/ha (equivalente a 250 ind/Km) marca el punto por encima del cual el modelo lineal podría ser reemplazado por un modelo exponencial generando problemas de subestimación de la densidad real.
- 5.14 En general, para condiciones de densidades bajas la relación DR / IARE se ha mostrado lineal, en tanto que para densidades altas (de acuerdo a los límites citados en los puntos anteriores) surge la posibilidad de que modelos no lineales describan mejor la mencionada relación, generando así problemas de sobre y subestimación. Esto obliga a que por encima de estos límites, antes de usar al IARE como indicador de la DR, sea necesario comprobar experimentalmente la linealidad de la relación DR / IARE.
- 5.15 La inclusión de individuos que se encontraban por fuera de la distancia de truncamiento (FORCO, evaluación extensiva) tuvo como efecto la alteración de la relación DR / IARE especialmente por una significativa modificación del IARE. Esta alteración hizo surgir un modelo no lineal (polinomio de segundo grado), que a los problemas de sobre o subestimación, sumó el problema – mucho más grave – de asociar un valor de IARE con dos valores de DR. Esto obliga a ser extremadamente cuidadoso con la fijación de la

distancia de truncamiento evitando la inclusión en el análisis de individuos registrados fuera de esta.

VI. RECOMENDACIONES.

- 6.1 Sobre la base de los resultados obtenidos resulta recomendable el empleo del estimador de las series de Fourier como una opción para la determinación de la densidad real de las especies señaladas y probablemente del resto de especies de importancia económica de la Región Grau.
- 6.2 En los ejercicios de evaluación extensiva (recorridos en camioneta) resulta recomendable usar una distancia de truncamiento de 50 metros. Por su parte en la evaluación intensiva (recorridos a pie) esta distancia se reduce a 30 metros. Conviene tener presente estas distancias durante el registro de los individuos.
- 6.3 Dado que para densidades altas se presentan modificaciones a la relación lineal entre DR e IARE, es recomendable verificar experimentalmente la validez de esta relación a partir de los siguientes valores de densidad real: 4,5 ind/ha para FORCO, evaluación extensiva; 1,8 ind/ha para MILO, evaluación extensiva; 100 ind/ha para FORCO, evaluación intensiva y 470 ind/ha para COCRU, evaluación intensiva.
- 6.4 Si se detecta la existencia de un modelo no lineal convendría realizar las transformaciones que correspondan (las que están en función del modelo no lineal específico) y que permitan linealizar la relación.
- 6.5 Tomando en cuenta las modificaciones que genera un evento como El Niño sería recomendable repetir el presente estudio durante uno de estos eventos. Las alteraciones en las condiciones del hábitat, hacen esperable un incremento de la densidad de las aves

formando hot spots. Al mismo tiempo es posible que otras especies se muestren refugiadas de ordinario y sólo durante un ENSO incrementen su dispersión. En este caso las densidades locales muy altas se darán en ausencia de ENSO. Ambas situaciones requieren un análisis similar al presente, por que nos ponen frente a poblaciones con altas densidades.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

- Aguilar, P.; I. Ceballos y A. Brack. 1977. Vertebrados importantes en la agricultura peruana. Rev. Per. Ent. 20(1):25 - 31.
- Brack, A. 1982. Esbozo de un Plan para la Conservación del Medio Ambiente Humano en el Perú. Bol. De Lima, 4(21):21-30.
- Brack, A. 1986. Las Ecorregiones del Perú. Boletín de Lima 44 : 57 - 70.
- Brack, A. y M. Falero. 1988. Fauna Silvestre. Plan Nacional de Acción Forestal 1988-2000. Anexo III. Informe temático 8. República del Perú. Ministerio de Agricultura. Lima. Mimeografiado.
- Bodmer, R.; R. Aquino; P. Puertas; C. Reyes; T. Fang y N. Gottdenker. 1997. Manejo y uso sustentable de especies en la amazonía peruana. Comisión de Supervivencia de Especies. University of Florida, INRENA, CITES, UICN. Quito, Ecuador.
- Burnham, K. ; D. Anderson and J. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monograph No. 72.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons. New Dehli.
- Daniel, C. and F. Wood. 1980. Fitting equations to data. John & Sons. New York.
- Dolbeer, R. 1980. Blackbirds and corn in Ohio. GPO: 1980 , 677-990.
- Dourojeanni, M. y C. Ponce. 1978. Los Parques Nacionales del Perú. INCAFOCIC. 224 pp.
- Earls, J. 1989. Planificación agrícola andina. Bases para un manejo cibernético de sistemas de andenes. Ediciones COFIDE. Lima.
- Falero, M. y E. Sánchez. 1987-1988. Comportamiento alimentario del Zorro Andino (*Dusicyon culpaeus*) en la Reserva Nacional de Lachay. Zonas Aridas (5):99-125.
- Falero, M. y E. Sánchez. 1989-1990. El comercio de exportación de aves silvestres de la costa y sierra del Perú en el periodo 1982-1986. Zonas Aridas (6): 109 - 134.
- FANPE, 1996. Diversidad Biológica del Perú – Zonas Prioritarias para su Conservación. Editado por Lily Rodríguez. GTZ – INRENA, Lima.

- Flores, A. 1980. Aves dañinas a los cultivos agrícolas en el Departamento del Cusco. Cantua. Revista de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UNSAAC (7-8): 17 -24.
- Hofmann, R., K. Otte y C. Ponce. 1983. El Manejo de la Vicuña Silvestre. Publicación técnica GTZ. Eschborn. Tomos I y II.
- Hutchinson, G. 1981. Introducción a la Ecología de Poblaciones. Editorial Blume. Barcelona.
- INRENA. 1994. Evaluación poblacional de vicuñas a nivel nacional. Instituto Nacional de Recursos Naturales. Ministerio de Agricultura. Lima.
- Krebs, C. 1989. Ecological Methodology. University of British Columbia. Harper Collins Publishers. USA. 654 p.
- McArdle, B.H.; K. Gaston and J. Lawton. 1990. Variations in the size of animal populations: patterns, problems and artifacts. *Journal of Animal Ecology* 59: 439 – 454.
- Murdoch, W. 1994. Population regulation in theory and practice. *Ecology* 75: 271 – 287.
- Norton-Griffiths, M. 1978. Counting animals. Handbook N° 1. Serengeti Ecological Monitoring Programme. Nairobi, Kenya.
- Norton-Griffiths, M. y H. Torres. 1981. Evaluation of ground and aerial census work of vicuña in Pampa Galeras, Perú. WWF, IUCN. Gland, Switzerland.
- Parker, T.; T. Parker and M. Plengue. 1982. An annotated checklist of peruvian birds. Buteo Books. Vermillion, South Dakota. USA.
- Parker, T.; D. Stotz and J. Fitzpatrick. 1006. Ecological and Distributional Databases. Pp 115 - 471 in: Neotropical Birds. Ecology and Conservation. D. Stotz; J. Fitzpatrick, T. Parker III and D. Moskovitz. The University of Chicago Press. Chicago.
- Perevolotsky, A. 1984. Goat herding in Piura. The environmental context and the human factor. Ph. Thesis Disertation. Davis. University of California.
- Perú. 1987. Ley N° 26821. Ley Orgánica para el Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales. Lima.
- Perú. 2000. Ley N° 27308. Ley Forestal y de Fauna Silvestre. Lima

- Pimm, S. 1991. The balance of nature? Ecological Issues in the conservation of species and communities. The University of Chicago Press. Chicago.
- Pimm, S. and A. Redfearn. 1988. The variability of population densities. *Nature* 334: 613 – 614.
- QUINTEROS, Z. 1992. Determinación de los patrones de uso temporal y espacial de los cultivos de maíz por las aves granívoras en el campus de la UNALM. Tesis-Bióloga, Lima-Perú.
- QUINTEROS, Z. y E. Sánchez. 1989-1990. Aves silvestres en campos de mostaza (*Brassica nigra*) de la UNALM: Patrones de comportamiento y evaluación del daño. *Zonas Aridas* (6): 135 - 145.
- Ridgely, R. 1980. The current distribution and status of mainland neotropical parrots. In : Conservation of New World Parrots. pp: 233-284. Proceedings of the ICBP Parrots working Group Meeting. St. Lucia 1980. R. Pasquier, Editor.
- Rosales, M. 1999. Análisis y alternativas de control de la comercialización de Psittacidos del Noroeste del Perú. Tesis M.Sc. UNALM. Lima.
- Sánchez, E. ; J. Riveros ; M. Falero. 1988. Desarrollo de técnicas de evaluación de Psittacidos (loros y pericos) en el Departamento de Piura. Primer informe de avance. Centro de Investigaciones de Zonas Aridas - CIZA- Dirección General Forestal y Fauna. Lima.
- Sánchez, E.; J. Riveros; M. Falero y Z. Quinteros (en prensa). Manejo de la avifauna terrestre peruana : acerca de su variabilidad poblacional y la evaluación de la misma. *Boletín de Lima* s/f.
- Sánchez, E. Quinteros y Falero (1998) Avances en la evaluación y manejo poblacional de Psitácidos (loros y pericos) en la Región Grau. Pp: 381 – 395 en: Bosques Secos y Desertificación. Memorias del Seminario Internacional. Proyecto Algarrobo INRENA. Lambayeque.
- Sánchez, E.; Z. Quinteros y M. Falero (s/f). Estimación de la pérdida debida a la acción de las aves granívoras en un campo de maíz en la UNALM, mediante Cuadros de longitud-peso. Informe de avance. Laboratorio de Ecología Animal - UNALM, Programa Nacional de Acción Forestal- Ministerio de Agricultura. Lima.
- Sánchez, E. y Z. Quinteros. 1997. El desarrollo rural sustentable en el Perú desde la teoría ecológica. Pp 527 – 550 en: Perú el Problema Agrario en Debate. SEPIA VI. E. Gonzales de Olarte, B. Revesz y M. Tapia (Editores). Lima.

- Sánchez, E.; Z. Quinteros y J. Sarabia. 1992 a. Proyecto: Desarrollo de metodologías para la evaluación y manejo poblacional de psitácidos (loros y pericos) en la Región Grau. Informe correspondiente al trabajo decampo de Febrero de 1992. Laboratorio de Ecología Animal - UNALM, CEPESER, Direcciones Regionales Forestales y de Fauna de Piura y Tumbes. Lima.
- Sánchez, E.; Z. Quinteros y J. Sarabia. 1992 b. Proyecto: Desarrollo de metodologías para la evaluación y manejo poblacional de psitácidos (loros y pericos) en la Región Grau. Informe correspondiente al trabajo decampo de Octubre de 1992. Laboratorio de Ecología Animal - UNALM, Direcciones Regionales Forestales y de Fauna de Piura y Tumbes. Lima.
- SINANPE. 1989 - 1990. Plan Operativo del Parque Nacional Cerros de Amotape. Dirección General Forestal y de Fauna. 1- 139.
- Sinclair, A. 1981. Environmental carrying capacity and the evidence for overabundance. pp: 247-257. In : Problems in management of Locally Abundant Wild Animals. P.A. Jewell and S. Holt (Editor). Academic Press, New York. NY.
- Sinclair, A. R. E. and R. P. Peach. 1996. Density dependence, stochasticity, compensation and predator regulation. *Oikos* 75: 164 - 173
- Steel, R. y J. Torrie. 1985. Bioestadística: Principios y procedimientos. McGraw - Hill. Bogotá.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raíces. Madrid.
- Torres, J, y M. La Torre 1994. Sinopsis del impacto El Niño en ecosistemas terrestres naturales y artificiales. En: Seminario Taller Impacto Biológico de los Eventos El Niño en el Perú: Un reto para la ciencia y la tecnología. Mollendo, Arequipa.
- Velásquez, D. 1992. Aves de importancia económica en los algarrobales de Piura, Región Grau, Perú. Casos: Sechura (Caserío de Belizario) y Tambogrande (Cooperativa Agraria Malingas Alto). Tesis - Bióloga. Lima, Perú.

A N E X O S

Anexo I .- Lista de especies registradas en la evaluación poblacional de aves de importancia económica de la Región Grau en 1992.

Anexo II.- Registro del número de individuos de FORCO y sus distancias de observación. Evaluación Extensiva.

Anexo III.- Registro del número de individuos de MILO y sus distancias de observación. Evaluación Extensiva.

Anexo IV.- Registro del número de individuos de FORCO y sus distancias de observación. Evaluación Intensiva.

Anexo I. Lista de aves registrada en la evaluación poblacional de aves de importancia económica de la Región Grau en 1992.

Nombre científico	Nombre común	Clave
<i>Crypturellus sp.</i>	perdiz	CRYPSP
<i>Phalacrocorax brasilianum</i>	cushuri	PHABRA
<i>Ardea cocoi</i>	garza	ARCO
<i>Egretta alba</i>	Garza blanca grande	EAL
<i>Egretta thula</i>	Garza blanca pequeña	ETHU
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza bueyera	BUIBI
<i>Butorides striatus</i>	Garza	BUSTRI
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Huaco	NYCNY
<i>Mycteria americana</i>	Manchaco	MYAM
<i>Sarcoramphus papa</i>	cóndor de selva	SARPA
<i>Coragyps atratus</i>	Gallinazo cabeza negra	COATRA
<i>Cathartes aura</i>	Gallinazo cabeza roja	CAAU
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Gavilán	GECA
<i>Buteo albicaudatus</i>		BUAL
<i>Parabuteo unicinctus</i>		PAUNI
<i>Buteogallus anthracinus</i>		BUAN
<i>Morphus guianensis</i>		MOGUI
<i>Herpetotheres cachinans</i>	Halcón	HERCA
<i>Polyborus plancus</i>		POPLA
<i>Gampsonix swainsonii</i>		GASWA
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	FALSPA
<i>Falco femoralis</i>	Halcón perdiguero	FALFE
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	FALPE
<i>Ortalis erythroptera</i>	Pava	ORERY
<i>Charadrius vociferus</i>	Chorlo gritón	CHAVO
<i>Tringa solitaria</i>	Pata amarilla	TRISO
<i>Actitis macularia</i>	Playero manchado	ACMA
<i>Calidris minutilla</i>	Playerito	CAMI
<i>Himantopus himantopus</i>	Cigüeñela	HIMA
<i>Zenaida auriculata</i>	Rabiblanca	ZEAU
<i>Zenaida asiatica</i>	Cuculí	ZEAS
<i>Leptotyla verreauxi</i>	Palomita	LEVE
<i>Columbina cruziana</i>	Tortolita	COCRU (*)
<i>Columbina minuta</i>	Alfalferita	COMI
<i>Claravis petriosa</i>	Paloma azul	CLAPE
<i>Aratinga erythrogonis</i>	Loro cabeza roja	ARERY
<i>Forpus coelestis</i>	Perico esmeralda	FORCO (*)
<i>Brotogeris pyropterus</i>	Perico macareño	BROPY
<i>Pionus chalcopterus</i>	Loro alas bronceadas	PIOCHA
<i>Piaya minuta</i>	Cuco	PIAMI
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Guarda caballo	CROSUL
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Paca paca	GLABRA
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Chotacabras	CHORA
<i>Chaetura brachyura</i>	Vencejo	CHABRA
<i>Phaetornis spp.</i>	Picaflor	PHAESPP
<i>Amazilia amazilia</i>	Picaflor	AMA
<i>Trogon melanurus</i>	Trogón	TROME
<i>Trogon collaris</i>	Trogón	TROCO

Anexo I. Continuación.

Nombre científico	Nombre común	Clave
<i>Ceryle torquata</i>	Martín pescador	CETO
<i>Chloroceryle amazona</i>		CHLOAMA
<i>Chloroceryle americana</i>		CHLOAME
<i>Celeus torquatus</i>	Carpintero	CETOR
<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero	DRYLI
<i>Veniliornis fumigatus</i>		VEFU
<i>Veniliornis callonotus</i>		VECA
<i>Campephilus rubricollis</i>		CARU
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	Trepador	GLYSPI
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador	LESOU
<i>Fumarius leucopus</i>	Homero	FURLEU
<i>Sakesphorus bernardii</i>	Hormiguero	SABER
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Pepite	TYRME
<i>Pitangus lictor</i>		PILI
<i>Myiodynastes bairdii</i>	atrapamoscas	MYBAI
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Turtupilín	PYRU
<i>Progne tapera</i>	Golondrina	PROTA
<i>Cyanocorax mystacalis</i>	Urraca	CYAMY
<i>Campylorhynchus fasciatus</i>	Choqueco	CAMFA
<i>Mimus longicaudatus</i>	Chisco, Zoña	MILO (*)
<i>Turdus fuscater</i>	Zoña	TURFU
<i>Polyptila plumbea</i>	viejita	POPLU
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo fino	MOBO
<i>Cacicus cela</i>	Paucar	CACE
<i>Cacicus holocericeus</i>	Paucar	CAHO
<i>Icterus mesomelas</i>	Calandria	ICME
<i>Icterus graceanae</i>	Chiroca	ICGRA
<i>Stumella belicosa</i>	Huanchaco	STURBE
<i>Parula pitiayumi</i>	Párula	PAPI
<i>Conirostrum cinerium</i>	Mielerito	COCI
<i>Euphonia lanirostris</i>		EULA
<i>Thraupis episcopus</i>	Violinista	THRAEPI
<i>Piranga flava</i>		PIFLA
<i>Saltator albicollis</i>	Pepitero	SALAL
<i>Pheucticus crysopeplus</i>		PHECRY
<i>Atlapetes torquatus</i>		ATO
<i>Volatinia jacarina</i>	Saltapalito	VOLJA
<i>Sicalis flaveola</i>	Botón de oro	SIFLA
<i>Phrygilus alaudinus</i>		PHRYAL

(*) Especies objeto de análisis en el presente trabajo de tesis.

Anexo II. Registro del número de individuos de FORCO y sus distancias de observación. Evaluación Extensiva.

Jahuay Negro - Corral de vaca			Pampas de Hospital - El Caucho			Fernández - Chicama			Encuentros - Bejucal		
Fecha: 10-02-92			Fecha: 16-02-92			Fecha: 19-02-92			Fecha: 10-02-92		
UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.
Km	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)
1	0	0	1	0		1	0	0	1	0	0
2	1	1	2	2	30	2	0	0	2	0	0
3	3	3		1	50	3	0	0	3	0	0
4	2	2	3	2	30	4	0	0	4	0	0
5	2	1		1	35	5	0	0	5	1	20
	1	7	4	0		6	2	20		21	30
	1	60	5	0		7	1	3		2	50
6	0	0	6	2	2					1	45
7	2	30	7	0		8	0	0	6	0	0
8	3	10	8	0		9	0	0	7	0	0
	2	110	9	0					8	0	0
9	0	0	10	2	2	10	0	0	9	0	0
10	0	0	11	1	5	11	0	0	10	0	0
11	2	3	12	3	1	12	0	0			
	2	20	13	1	5	13	0	0			
12	0	0	14	0		14	3	2			
13	0	0	15	0		15	27	2			
14	3	25	16	0		16	2	2			
15	0	0	17	2	15		14	2			
16	1	25	18	0		17	10	10			
17	0	0	19	0							
			20	0							
			21	0							
			22	0							
			23	0							
			24	0							
			25	0							
			26	0							
			27	0							
			28	0							
			29	0							
			30	0							
			31	0							
			32	0							
			33	0							

Anexo II. Continuación.

Sauce Grande - El Angolo			Salados - La Peñita			Lancones - Encuentros			La Peñita - La Cancha		
Fecha: 08-02-92			Fecha: 08-02-92			Fecha: 09-02-92			Fecha: 08-02-92		
Hora: 08:00 - 10:02			Hora: 08:00 - 08:50			Hora: 07:15 - 09:03			Hora: 09:06 - 09:31		
UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.
(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)
1	0		1	0	0	1	0	0	1	0	0
2	1	10	2	8	2	2	0	0	2	4	40
	2	5		2	1	3	0	0		2	20
	6	4		1	25	4	3	40		2	25
3	1	12	3	0	0	5	0	0		2	1
	5	10	4	0	0	6	0	0	3	4	0
	4	15	5	0	0	7	0	0	4	0	0
	2	40	6	4	60	8	18	10	5	0	0
	2	12		1	50	9	2	30	6	0	0
4	3	60		1	20	10	0	0	7	0	0
	25	60	7	1	10	11	0	0	8	0	0
	12	3		1	11	12	0	0	9	0	0
5	2	40	8	0	0	13	0	0	10	0	0
	1	30	9	2	5	14	0	0	11	2	10
6	6	8	10	0	0	15	0	0	12	2	25
7	0		11	2	40	16	0	0	13	0	0
8	0		12	0	0	17	0	0	14	3	20
9	0		13	0	0	18	0	0		2	50
10	0		14	0	0	19	2	2	15	0	0
11	2	9	15	0	0	20	0	0	16	0	0
	5	10	16	0	0	21	0	0	17	0	0
12	2	25				22	0	0			
	1	35				23	0	0			
	1	2				24	0	0			
13	0					25	0	0			
						26	0	0			
						27	0	0			
						28	0	0			
						29	2	8			
						30	4	0			
						31	0	0			
						32	0	0			
						33	0	0			
						34	0	0			
						35	0	0			

Anexo III. Registro del número de individuos de MILO y sus Distancias de observación. Evaluación Extensiva.

Jahuay Negro - Corral de Vaca			San Jacinto - Casa Blanqueada			Máncora - Barrancos			Pampas de Hospital - El Caucho		
Fecha: 10-02-92			Fecha: 12-02-92			Fecha: 19-02-92			Fecha: 16-02-92		
Hora: 09:45 - 11:29			Hora: 17:03 - 17:57			Hora: 16:15 - 16:34			Hora: 08:38 - 10:36		
UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.
(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)
1	4	10	1	0	0	1	1	0	1	0	0
	1	4	2	1	12	2	1	0	2	0	0
2	0	0		3	5	3	1	30			
3	1	15		1	30		1	10	3	2	15
4	1	2	3	2	30	4	1	10			
5	1	15	4	1	30	5	3	2	4	1	25
	1	25		3	40		1	3		1	30
			5	2	5		1	5		2	3
6	1	30		1	8		1	15	5	2	4
	1	60	6	1	15		1	8		1	5
7	0	0		1	1	6	1	10	6	0	0
8	1	10	7	1	10	7	1	5	7	1	5
	1	2		3	2	8	1	1		2	1
9	2	20	8	2	10		2	5	8	1	1
10	2	3		2	5	9	2	4		4	25
	2	1		2	15	10	1	4	9	1	5
11	1	20	9	1	20				10	1	10
	2	4		1	5					1	5
	3	2	10	1	30					1	0
	1	3		2	5				11	0	0
	1	4	11	3	5				12	0	0
12	1	2		1	2				13	0	0
	2	20		1	1				14	0	0
13	1	15		1	10				15	0	0
	2	2		1	20				16	0	0
	1	1							17	0	0
14	1	5							18	0	0
15	1	10							19	0	0
	1	2							20	0	0
16	1	5							21	0	0
	2	1							22	0	0
17	2	30							23	0	0
									24	0	0
									25	0	0
									26	0	0
									27	0	0
									28	0	0
									29	0	0

Anexo III. Continuación.

Barrancos - Qda. Fernández			Bendito - Pizarro			Sullana - Jahuay Negro			Femández - Chicama		
Fecha: 11-02-92			Fecha: 18-02-92			Fecha: 10-02-92			Fecha: 19-02-92		
Hora: 08:32 - 09:09			Hora: 12:20 - 14:42			Hora: 09:22 - 09:46			Hora : 09:32 - 11:30		
UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.
(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)	(Km)	Ind.	Obs.(m)
1	1	3	1	1	7	1	0	0	1	0	0
	1	25		1	0	2	2	30	2	0	0
2	1	10		1	5		1	5	3	0	0
3	1	2		1	10		1	2	4	1	2
4	1	50		2	2		1	5	5	0	0
5	1	2	2	1	30		1	15	6	5	0
	1	15		1	3		1	20		1	5
	1	0		1	5		1	80	7	1	5
	1	1		2	10	3	2	2		1	1
6	1	1		1	4	4	0	0	8	1	5
7	0	0	3	0	0	5	0	0	9	1	0
8	1	20	4	1	20	6	0	0		1	10
	3	2	5	1	2	7	1	2	10	0	0
9	0	0	6	1	20		1	10	11	2	10
10	0	0		2	25		1	12	12	0	0
11	3	30		1	8	8	2	3	13	0	0
	2	2		1	3		1	2	14	0	0
12	0	0	7	1	5		1	10	15	0	0
13	1	2		1	2		1	1	16	1	20
14	0	0	8	1	3		1	40		2	10
15	1	1		1	10		2	40	17	1	10
	1	0		2	15						
16	1	3		1	5						
	2	25		1	8						
17	0	0	9	2	8						
18	0	0		2	15						
19	1	0		1	5						
			10	3	15						
				2	10						
				1	20						
			11	1	35						
				1	10						
			12	0	0						

Anexo IV. Registro del número de individuos de FORCO y sus distancias de observación. Evaluación Intensiva.

Sauce Grande - El Angolo						Sauce Grande - C. El Viento			Sauce Grande - La Tigra		
Fecha: 17-08-93						Fecha: 18-08-93			Fecha: 19-08-93		
Hora 08:00 - 10:02						Hora: 08:28 - 10:30			Hora: 09:15 - 11:20		
UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.	UM	Núm.	Dist.
	Ind.	Obs.(m)		Ind.	Obs.(m)		Ind.	Obs.(m)		Ind.	Obs.(m)
1	3	4	5	3	2	10	1	2	12	2	4
	2	3		4	10		3	10		1	3
	1	2		2	4		10	30		5	10
	2	10		7	3		6	5		2	6
	2	1		2	15		2	0		2	5
	2	5		20	8		2	4		2	10
	2	6	6	5	6		3	2	13	2	7
	2	10		2	10		2	5		6	5
	5	0		2	5	11	1	25		10	3
	2	2		6	10		1	10		4	10
	2	3		2	5		5	30		6	10
	2	3		2	4		2	3		10	3
2	2	10		2	5		4	5		4	10
	2	15		6	10		2	4	14	2	2
	4	10		2	10		1	3		6	5
	2	15	El Espino - Barbacobas				2	0		7	10
	2	20	Fecha: 23-08-93				3	5		5	6
	2	25	Hora: 08:05 - 10:16							12	8
	2	10	7	2	5					2	5
	17	5		3	30					4	30
	1	5		6	0				15	2	4
	1	30		1	2					2	2
3	2	5		2	30					2	2
	12	2		6	4					6	5
	10	3	8	4	7					2	10
	5	1		6	7					2	6
	2	6		4	15					4	8
	2	4		7	3					2	5
	1	3		7	30					4	30
	2	10		6	10					6	5
4	2	20		16	3						
	2	5		5	0						
	2	2	9	2	2						
	2	10		7	7						
	6	4		5	5						
	3	5		12	12						
	4	2		3	3						
	2	2									