

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**



**“CALIDAD DE HÁBITAT A PARTIR DE ÍNDICES DE
HABITABILIDAD EN EL PERÚ – CASO: *Simosciurus neboxii*
(RODENTIA: SCIURIDAE)”**

Presentada por:

ROSARIO LETICIA LAJO SALAZAR

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**

Lima - Perú

2017

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**

**“CALIDAD DE HÁBITAT A PARTIR DE ÍNDICES DE
HABITABILIDAD EN EL PERÚ – CASO: *Simosciurus neboxii*
(RODENTIA: SCIURIDAE)”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

ROSARIO LETICIA LAJO SALAZAR

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Mg.Sc. Jorge Chávez Salas
PRESIDENTE

Mg.Sc. Pedro Vásquez Ruesta
PATROCINADOR

Dra. María de los Ángeles La Torre Cuadros
MIEMBRO

Ph.D. Carlos Reynel Rodríguez
MIEMBRO

*“Nada es perfecto,
nada es permanente,
nada está completo.”*

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todos aquellos quienes contribuyeron a la conclusión de esta tesis:

A mi patrocinador, Pedro Vásquez, por su asesoría. Aunque sé que no todo el tiempo tuvo confianza en mí y que en algún momento lo hice sufrir por motivos que aun no entiendo, estoy muy agradecida por haberlo tenido de profesor, espero continuar aprendiendo de él.

Al Fondo Lende Simmons por el financiamiento del trabajo de campo y la publicación este trabajo.

A Romy Macher por su apoyo para la colecta de datos tanto en Sauce Grande como en el campus de la PUCP, aunque el trabajo de campo fuera duro para ella en algunos momentos. Del mismo modo agradezco a los guías Sebastián Peña, Sadot Ruiz y Carlos Ruiz por toda su ayuda en el Coto de Caza El Angolo y sus aportes sobre la especie con la que trabajé.

A Robin Fernández por su importante contribución identificando especies vegetales y sus pertinentes comentarios sobre esta investigación.

A Fernando Roca quien otorgó el permiso para realizar el trabajo en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú, y también a Amparo Gómez por su disposición a ayudarme y su tiempo.

Al Club de Caza Pesca y Turismo de Piura por el apoyo logístico durante el trabajo de campo en el CCEA.

A Martha Williams y a Luis Alza, quienes me animaron a realizar investigación en los inicios de mi carrera, siempre voy a estar agradecida con ambos. También a CORBIDI y sus colaboradores, por inspirarme y permitirme aprender de ellos.

A toda mi familia y muy especialmente a mi madre por su constante apoyo.

A Sarah Landeo, Marli Echaccaya y Patricia Montes por sus palabras de aliento para poder completar este proceso. Y finalmente, a Gisella Basso por brindarme su ayuda con la difusión de este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1.	HÁBITAT.....	4
2.2.	EVALUACIÓN DE CALIDAD DE HÁBITAT	4
2.2.1.	IMPLICANCIAS DE LA EVALUACIÓN DE HÁBITATS EN EL PERÚ	5
2.2.2.	PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE HÁBITAT (HABITAT EVALUATION PROCEDURES)	6
2.2.3.	ÍNDICE DE HABITABILIDAD (HABITAT SUITABILITY INDEX)	7
2.2.4.	CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD (IH).....	9
2.2.5.	VALIDACIÓN DEL MODELO	11
2.3.	ARDILLA DE NUCA BLANCA	14
2.3.1.	GENERALIDADES	14
2.3.2.	POBLACIÓN URBANA DE <i>Simosciurus neboxii</i>	17
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
3.1	MATERIALES Y EQUIPOS	19
3.1.1.	MATERIALES.....	19
3.1.2.	EQUIPOS	19
3.2	MÉTODOS.....	19
3.2.1.	ELABORACIÓN DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA <i>Simosciurus neboxii</i> EN UN ÁREA NATURAL.....	21
3.2.2.	ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA <i>Simosciurus neboxii</i> EN UN ÁREA URBANA	33
3.2.3.	DOCUMENTACIÓN DEL PROCESO DE ELABORACIÓN DE LOS ÍNDICES	42
3.2.4.	ANÁLISIS DEL PROCESO	43
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	44
4.1	ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA <i>Simosciurus neboxii</i> EN EL CCEA	44
4.1.1.	REVISIÓN DE INFORMACIÓN	44
4.1.2.	LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN BÁSICA.....	48
4.1.3.	MODELO CONCEPTUAL	59

4.1.4.	MODELO MATEMÁTICO.....	61
4.1.5.	CALIBRACIÓN Y VERIFICACIÓN.....	61
4.2	ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA <i>Simosciurus neboxii</i> EN UN ÁREA URBANA.....	68
4.2.1.	REVISIÓN DE INFORMACIÓN	68
4.2.2.	MODELO CONCEPTUAL	70
4.2.3.	MODELO MATEMÁTICO.....	71
4.2.4.	CALIBRACIÓN Y VERIFICACIÓN.....	72
4.3	ANÁLISIS DEL PROCESO Y CONSIDERACIONES ADICIONALES	76
4.3.1.	PLANTEAMIENTO Y ELABORACIÓN DE MODELO CONCEPTUAL.....	77
4.3.2.	TRABAJO DE CAMPO Y COLECTA DE DATOS.....	80
4.3.3.	PROCESAMIENTO DE DATOS Y GENERACIÓN DE LOS ÍNDICES.....	83
4.3.4.	CONSIDERACIONES PARA EL USO DE MODELOS DE ÍNDICES DE HABITABILIDAD	85
V.	CONCLUSIONES.....	89
VI.	RECOMENDACIONES.....	92
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

ÍDICE DE FIGURAS

Figura 1. Relación lineal entre el IH y la capacidad de carga.....	8
Figura 2. Construcción de un modelo de habitabilidad	11
Figura 3. Riesgo involucrado al usar un modelo de hábitat a diferentes niveles de prueba	14
Figura 4. Rango de distribución de la especie <i>Simosciurus neboxii</i>	15
Figura 5. Esquema de trabajo	20
Figura 6. Ubicación del Sector Sauce Grande, Coto de Caza El Angolo.....	22
Figura 7. Modelo conceptual teórico.....	27
Figura 8. Mapa de ubicación de los transectos evaluados para la calibración y verificación en el Sector Sauce grande del CCEA	32
Figura 9. Ubicación del campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú.....	34
Figura 10. Mapa de ubicación de parches y parcelas de evaluación en el campus de la PUCP	38
Figura 11. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de las áreas circundantes a las madrigueras de <i>S. neboxii</i> en el CCEA.....	50
Figura 12. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de los árboles con madrigueras de <i>S. neboxii</i> en el CCEA	52
Figura 13. Frecuencia de especies de árboles que sostienen madrigueras de <i>S. neboxii</i> en el CCEA.....	53
Figura 14. Frecuencia relativa de especies utilizadas para el establecimiento de madrigueras en las tres evaluaciones realizadas.....	54
Figura 15. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de la posición de la madriguera de <i>S. neboxii</i> en el árbol que la sostiene	56
Figura 16. Frecuencia de orientación cardinal de la madriguera y de la apertura de la misma	57
Figura 17. Frecuencia de árboles disponibles para establecimiento de madrigueras en las Quebradas Tacones y El Espino	58

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Categorización inicial de las áreas evaluadas para calibración del Índice de Habitabilidad en el CCEA	30
Tabla 2. Variables y método de evaluación para obtener los datos utilizados en la calibración del Índice de Habitabilidad en el CCEA.....	31
Tabla 3. Puntaje de evidencias de presencia de ardillas para el desarrollo de Índice de Abundancia en el CCEA.....	33
Tabla 4. Categorización inicial de áreas evaluadas para calibración del Índice de Habitabilidad en la PUCP	39
Tabla 5. Variables y método de evaluación para obtener los datos usados en la calibración del Índice de Habitabilidad en la PUCP.....	40
Tabla 6. Puntaje de evidencias de presencia de ardillas para desarrollo de Índice de Abundancia en la PUCP.....	42
Tabla 7. Información disponible sobre la ecología de la ardilla de nuca blanca en el CCEA45	
Tabla 8. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de las áreas circundantes a las madrigueras de <i>S. neboxii</i> en el CCEA.....	49
Tabla 9. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de los árboles que sostienen las madrigueras de <i>S. neboxii</i> evaluadas en el CCEA	51
Tabla 10. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de ubicación de las madrigueras de <i>S. neboxii</i> en los árboles que las sostienen, en el CCEA.....	55
Tabla 11. Valores que tomaron las variables seleccionadas en las áreas destinadas a calibración en el CCEA.....	62
Tabla 12. Resumen y variables utilizadas para el IH en el CCEA	64
Tabla 13. Valores máximos y calculados para cada área evaluada durante el proceso de calibración.....	65
Tabla 14. Valores que tomaron las variables e IH calculado en las áreas utilizadas para la verificación en el CCEA	66
Tabla 15. Valores de Índice de Abundancia e Índice de Habitabilidad calculados para cada área de verificación en el CCEA.....	67

Tabla 16. Información disponible sobre la ecología de la ardilla de nuca blanca en la PUCP	69
Tabla 17. Valores que tomaron las variables seleccionadas en las áreas destinadas a calibración en el campus de la PUCP.....	73
Tabla 18. Resumen y variables utilizadas para el IH en el campus de la PUCP.....	74
Tabla 19. Valores máximos y calculados para cada área evaluada durante el proceso de calibración en el campus de la PUCP.....	75
Tabla 20. Valores que tomaron las variables e IH calculado en las áreas destinadas para la verificación en el campus de la PUCP	75
Tabla 21. Valores de Índice de Abundancia e Índice de Habitabilidad calculados para la verificación en el campus de la PUCP	76
Tabla 22. Resumen del análisis de las etapas de planteamiento y elaboración del modelo conceptual de los índices presentados.....	78
Tabla 23. Resumen del análisis de la etapa de campo realizada para la obtención de los índices presentados	81
Tabla 24. Resumen del análisis de la etapa procesamiento de los datos realizada para obtener los índices presentados	84
Tabla 25. Comparación de datos indicadores de biodiversidad entre Perú y Estados Unidos de América	86

ÍNDICE DE ANEXOS

- ANEXO 1 DATOS COMPLEMENTARIOS
- ANEXO 2 ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA LA ESPECIE *Simosciurus neboxii*
EN EL COTO DE CAZA EL ANGOLO
- ANEXO 3 ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA LA ESPECIE *Simosciurus neboxii*
EN LA PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ
- ANEXO 4 LINEAMIENTOS PARA LA ELABORACIÓN DE ÍNDICES DE
HABITABILIDAD EN EL PERÚ
- ANEXO5 REGISTRO FOTOGRÁFICO

RESUMEN

La relación de una especie con su hábitat es sumamente compleja, sin embargo, los aspectos más importantes pueden ser descritos a partir de un modelo, pudiendo ser este recurso de utilidad en diferentes campos. En el presente estudio se propone los modelos de índice de habitabilidad como metodología válida para su uso en el Perú. Para ello, se analiza el caso de la ardilla de nuca blanca *Simosciurus neboxii* en dos hábitats diferentes, uno donde la especie es nativa y otro donde ha sido introducida. La elaboración de los índices para cada caso contempla algunas modificaciones al método, las mismas que incluyen la colecta de datos para llenar vacíos de información, y el uso de datos de campo para los procesos de calibración y verificación del modelo. Mostrando finalmente que no solo se trata de un método lo suficientemente flexible para ser aplicado en condiciones muy distintas, sino también que es una alternativa práctica que brinda datos para poder tomar decisiones respecto a las medidas de manejo de fauna para su conservación o aprovechamiento. Así, el presente trabajo entrega como productos dos documentos donde se describen los modelos de índices de habitabilidad para la especie en los dos espacios mencionados y uno adicional con las modificaciones y recomendaciones para la aplicación del método para la elaboración de modelos de índices de habitabilidad tomando en consideración algunos puntos relacionados a la realidad del Perú.

Palabras clave: Ardilla de nuca blanca, *Simosciurus neboxii*, calidad de hábitat, índices de habitabilidad, Coto de Caza El Angolo, áreas verdes urbanas

SUMMARY

The species-habitat relation is very complex, but the main aspects can be described through a model that can be useful in different fields. Here we propose the habitat suitability index models as a valid methodology for their use in Peru. In this study the case of white-naped squirrel *Simosciurus nebouxii* is analysed in two different habitats. One of them is a natural area where the species is native, and the other is an urban area where it has been introduced. The elaboration process of each one include some modifications in comparison to the original method. This modifications are the new data collection to fill gaps in the basic information of the species, and the use of field data to calibrate and verify the model. In this way it is demonstrated that the method is flexible enough to be applied in different conditions, and also that it is a good and practical alternative that provide data to make decisions regarding fauna management actions for conservation or sustainable use. As products of this study, it provides three documents, the first two are the habitat suitability indexes documentation of both cases, and the other contains some modifications and recommendations to apply the method of habitat suitability index models in the Peruvian context.

Keywords: White-naped squirrel, *Simosciurus nebouxii*, habitat quality, habitat suitability index, Coto de Caza El Angolo, urban green areas

I. INTRODUCCIÓN

Este documento describe el proceso de elaboración índices que miden la calidad de hábitat de una especie de interés en base a la metodología desarrollada por el Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos de América demostrando que no solo es un metodología válida, sino que es aplicable en el contexto peruano. La metodología original se describe en el manual para la construcción de un modelo de Índice de Habitabilidad (Habitat Suitability Index Model) que forma parte de los Procedimientos para la Evaluación de Hábitat (Habitat Evaluation Procedures). La especie elegida como ejemplo es la ardilla de nuca blanca *Simosciurus neboxii*, y los espacios en los que se aplicó fueron el Coto de Caza El Angolo, área natural donde la especie es nativa, y el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú, un área urbana donde la especie fue introducida.

La motivación principal para el desarrollo del estudio fue que en la actualidad aún existen deficiencias en el manejo de fauna en el Perú. Una de ellas es la falta de herramientas técnicas que permitan su evaluación y la obtención de información para la toma de decisiones relacionadas con el aprovechamiento o la conservación de especies de interés. A menudo los estudios para la colecta de datos y el análisis del estado de los recursos se considera un desafío debido a la falta de recursos y los altos costos para llevar a cabo investigación relacionada a ellos. Además, si bien la investigación y la producción de conocimiento científico son de suma importancia, las técnicas prácticas que brinden información rápida son a veces suficientes para avanzar con acciones de conservación o aprovechamiento en algunos ámbitos. Los índices de habitabilidad son una alternativa que puede resultar útil en este campo y, debido a que ha sido desarrollada en el extranjero, se puede pensar que no es aplicable en el Perú, pero realmente se trata de una herramienta muy flexible y adaptable a diferentes contextos.

Para demostrar la factibilidad de la aplicación de la metodología para la construcción de índices de habitabilidad en el contexto nacional, se seleccionó a la especie *Simosciurus neboxii* y dos áreas diferentes en las que se esta especie presenta. La selección de la especie se hizo debido a que, como muchas otras en el ámbito nacional, ha sido muy poco estudiada

aun cuando se trata de una especie común. Mientras que las áreas elegidas fueron el Coto de Caza El Angolo, como área donde se presenta de forma natural y que además forma parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SINANPE); y el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú, que es un espacio urbano en el que la especie ha sido introducida y parece haber formado una población permanente, que además se encuentra alejada del rango de distribución original de la especie. La construcción de los índices para cada área contempló las características particulares de cada una, y también la relación específica entre la especie y los recursos que utiliza en cada una. De modo que por medio de dicho ejercicio se identificó algunos puntos clave que pueden significar diferencias entre la aplicación de método en el contexto peruano y el de su país de origen, para así brindar algunas recomendaciones y modificaciones a la metodología para su uso. Es así que, como productos de este estudio, se presentan los índices de habitabilidad para la especie *Simosciurus neboxii* en el Coto de Caza el Angolo y en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú; y un documento con recomendaciones y algunas modificaciones al método original para su aplicación en el Perú.

Los procedimientos para la ejecución del presente estudio incluyen la colecta de datos en campo para poder salvar los vacíos de información que son comunes en el trabajo con especies de fauna. Así como también la incorporación de etapas recomendadas para la mejora de la metodología base, las mismas que se valen de la colecta de datos de campo para poder calibrar y verificar el índice construido. Por lo que el trabajo de campo resultó de suma importancia para la obtención de un índice confiable, sin necesidad de ser un proceso costoso ni muy prolongado, lo cual contrasta en gran medida con lo que se espera del tipo de estudios dirigidos a obtener información relevante y confiable.

En los siguientes capítulos se podrá ver una revisión de literatura que introduce al tema de la evaluación con enfoque de hábitat, así como información de la metodología para la elaboración de índices de habitabilidad e información de la especie en estudio. También se detallan los procedimientos seguidos para la elaboración de los índices y la realización del análisis. Seguidamente se describen los resultados de cada fase considerada según el contexto de ambos casos, así como un detalle de los puntos importantes identificados a lo largo del procedimiento. Para concluir el cuerpo principal del documento se presentan las conclusiones y recomendaciones generales del estudio. Finalmente, como parte de los anexos, se presentan los tres productos mencionados anteriormente (IH de *S. neboxii* en el CCEA, IH de *S. neboxii* en el campus de la PUCP y Lineamientos para la elaboración de

Índices de Habitabilidad en el Perú) con la finalidad de que puedan ser utilizados de forma independiente si así se requiere. Los anexos restantes contienen información adicional compuesta por matrices de datos, mapas adicionales, pruebas estadísticas y registros fotográficos.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. HÁBITAT

Existe un nivel de discrepancia en el uso del término hábitat por parte de los estudiosos de las ciencias naturales, por lo que es posible y recomendable dar una definición a la que se haga referencia cada vez que se utilice el término en cualquier investigación (Hall *et al.*, 1997; Di Bitetti, 2012). Por consiguiente, la definición de hábitat que será utilizada en este estudio será la dictada por Krausman (1999) tal como figura a continuación:

«Hábitat es el conjunto de recursos y condiciones presentes en un área, tal que produce ocupación por parte de un organismo, incluyendo tanto supervivencia como reproducción. El hábitat implica más que solamente vegetación o estructura vegetal. Es la suma de los recursos específicos, que requiere un organismo (Thomas, 1979). Estos recursos incluyen comida, cobertura, agua y otros factores particulares que necesita una especie para su supervivencia y éxito reproductivo (Leopold, 1933). Cualquiera que sea el lugar que provea a un organismo con recursos que le permitan sobrevivir, ese es su hábitat. Por lo tanto, los corredores de migración y dispersión y la tierra que un animal ocupa durante las épocas reproductiva y no reproductiva también son hábitat.»

También cabe recordar que el hábitat es específico para una especie, y que depende de la escala a la cual cada una de ellas opera (Wiens, 1989), el hábitat de un depredador carnívoro es mucho más grande en extensión que la de un anfibio, por ejemplo. Además, los factores que influyen las preferencias de la fauna por un determinado espacio se encuentran limitados por la presencia humana y el uso que le da a estas zonas (García, 2009).

2.2. EVALUACIÓN DE CALIDAD DE HÁBITAT

La evaluación de hábitats hecha de manera adecuada es la base de cualquier plan de manejo de una especie de fauna silvestre, y la habilidad de hacerlo con la mayor exactitud posible es esencial para dicha tarea (Van Horne, 1983). Por ello es necesario tomar en cuenta tanto la calidad como la extensión del hábitat del que dispone la especie, y también identificar los

factores limitantes que determinan la presencia de la especie en estudio (Nelson y Hooper, 1974).

La extensión del hábitat se refiere a un espacio físico cuyas dimensiones pueden ser medidas de manera relativamente simple, sin embargo, la calidad del hábitat es un concepto no tan sencillo de imaginar, y menos aún de medir. La calidad de hábitat se define como la capacidad del ambiente de proveer las condiciones apropiadas para la prevalencia de un individuo y de su población (Krausman, 1999). Una aproximación útil para la comprensión de este concepto es la entregada por Hall *et al.* (1997) quien planteó que la calidad de hábitat es una variable continua que puede ser baja (por ejemplo, basada en recursos disponibles para la supervivencia), mediana (recursos disponibles para la reproducción) y alta (recursos disponibles para la persistencia de la población). Sin embargo, al haber definido el concepto de hábitat como un espacio con los recursos necesarios para que una especie pueda vivir y reproducirse, es necesario ligar la calidad de hábitat a aspectos demográficos y no solamente vegetativos, para que sea una medida útil, tal como lo propone Krausman (1999).

Por otro lado, Peek *et al.* (1982) y Cooke *et al.* (1998) discutieron y demostraron la dificultad asociada con la determinación de los requisitos del hábitat a partir de observaciones empíricas de uso de hábitat. Ellos también demostraron la necesidad de estudios científicos dentro de un marco conceptual claro con un adecuado y riguroso muestreo, por lo que el estudio del hábitat de una especie es un tema complejo que debe ser abordado con especial cuidado.

Adicionalmente, es necesario reconocer que existen espacios que a pesar de cumplir con los requisitos de la especie no son ocupados por la misma. Este hábitat no utilizado o no ocupado es útil cuando, por ejemplo, se trata de especies amenazadas, en peligro o raras, las mismas que poseen un número reducido al punto de que no pueden usar algunas áreas del hábitat. En el caso de que sus poblaciones fueran mayores utilizarían el hábitat no ocupado (Krausman, 1999). De modo que dichos espacios toman importancia en la conservación de especies de interés (ya sea especies en peligro, o especies a manejar para producir beneficios económicos).

2.2.1. IMPLICANCIAS DE LA EVALUACIÓN DE HÁBITATS EN EL PERÚ

La evaluación de la calidad del hábitat es un enfoque muy diferente al utilizado tradicionalmente para la evaluación de fauna. Cuando se quiere evaluar qué tan conservada

esta un área en base a especies de importancia, lo que usualmente se hace es realizar censos o conteos de los individuos pertenecientes a la especie, o las especies, de interés. Y si se requiere un monitoreo, se lleva a cabo también utilizando censos seriados a lo largo del tiempo. El problema de este tipo de evaluación es que a menudo se realiza el conteo de los individuos sin considerar los factores que llevan a la población a cambiar a lo largo del tiempo. Se asume que la disminución en la población de una especie puede deberse a los impactos directos de alguna actividad, o el aumento a la protección del área en que se realiza, sin tener la certeza de que sea así.

El análisis de la calidad del hábitat se basa en la premisa de que la presencia y prevalencia de una especie en una determinada área se debe a que dicha área la provee de los recursos necesarios. De modo que cualquier impacto sobre los recursos se verá reflejado en la abundancia de la especie.

Ya que en el Perú existen muchas carencias en temas relacionados al manejo de fauna y monitoreo de impactos de las actividades de toda índole, la evaluación de hábitats de las especies de interés (de importancia económica, en peligro, especies clave, etc.) puede brindar una alternativa de relativo bajo costo siempre que se obtenga la información de base para ello. Un ejemplo previo de ello es el desarrollado por Regal (2013) para el venado de cola blanca en El Coto de Caza el Angolo, el cual es manejado y aprovechado desde hace varias décadas, constituyéndose como una herramienta más para su manejo. De modo que proponer este tipo de evaluación no solo significa ofrecer una metodología, sino también realizar un ordenamiento de los esfuerzos para la obtención de información básica, señalando el tipo de investigación prioritaria para obtener datos útiles para la correcta aplicación de dicha metodología.

2.2.2. PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE HÁBITAT (HABITAT EVALUATION PROCEDURES)

El procedimiento de evaluación de hábitat (HEP, por sus siglas en inglés) es un método desarrollado por el Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos de América (USFWS, 1980) el cual puede ser usado para documentar la calidad y cantidad del hábitat disponible para una especie de fauna seleccionada. El HEP genera información para dos tipos de comparación de hábitat de fauna silvestre: (1) El valor relativo de dos áreas distintas en un mismo periodo de tiempo y (2) El valor relativo de una misma área en momentos

distintos en el futuro. Al combinar ambos tipos de comparaciones, el impacto de los cambios propuestos o anticipados en un hábitat puede ser cuantificado.

La aplicabilidad de este procedimiento debe ser determinada por el usuario considerando el tiempo y los costos que implica. Algunos factores que determinan los costos finales de la aplicación del procedimiento son: el tamaño del área de estudio, el número de tipos de vegetación, el número de especies en evaluación, el número de acciones propuestas. Por lo que se debe considerar las necesidades o los objetivos iniciales para ajustar el nivel de la aplicación del procedimiento al que se quiera llegar.

2.2.3. ÍNDICE DE HABITABILIDAD (HABITAT SUITABILITY INDEX)

El HEP se basa en la asunción de que el hábitat de una especie puede ser descrito por el Índice de Habitabilidad (IH) que se define como un índice numérico que representa la capacidad de un determinado hábitat para mantener una especie en particular (USFWS, 1981).

El índice (que va de 0.0 a 1.0) es multiplicado por el área de hábitat disponible para obtener las Unidades de Hábitat (UH), que son usadas para las comparaciones entre dos áreas distintas del hábitat, o el mismo hábitat en tiempos distintos. La confiabilidad del método HEP y la significancia de las UH dependen directamente de la habilidad del usuario para asignar un IH preciso y bien definido a la especie seleccionada para su evaluación. La confiabilidad se incrementa en gran medida cuando se dispone de la documentación sobre los criterios necesarios para determinar los IH.

Un índice, como lo define Inhaber (1976), es la relación entre un valor de interés y un estándar de comparación. Para los propósitos del HEP, el valor de interés es el estimado o la medida de las condiciones del hábitat en el área de estudio, y el estándar de comparación son las condiciones óptimas de hábitat para la especie en evaluación:

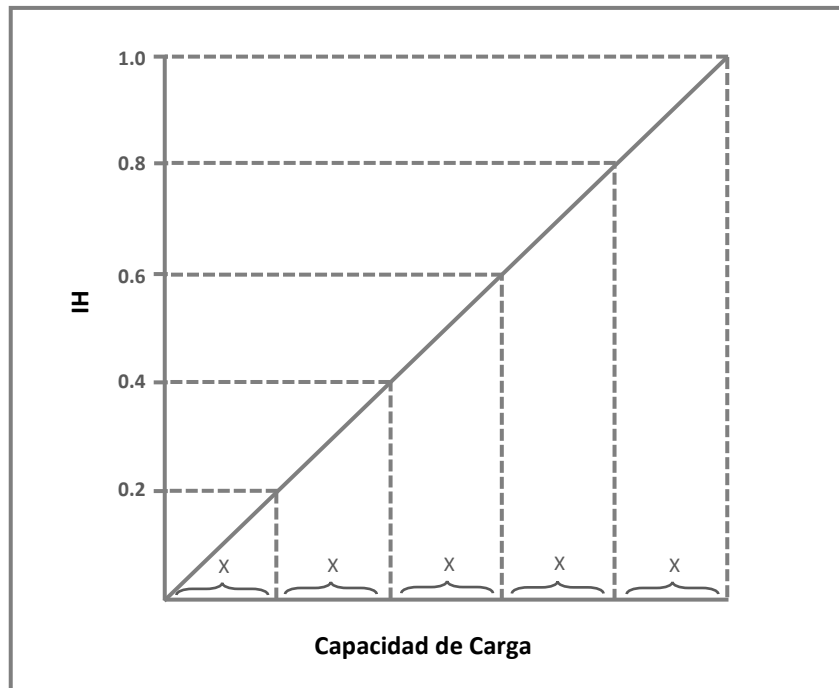
$$\text{Valor del índice} = \frac{\text{Valor de interés}}{\text{Estándar de comparación}}$$

$$IH = \frac{\text{Condición del área en estudio}}{\text{Condición óptima del hábitat}}$$

Este índice tiene un valor mínimo de 0.0, el cual representa un hábitat totalmente inadecuado y un valor máximo de 1.0 que representa el hábitat óptimo. En el caso de que no se tenga

disponible un estándar de comparación, se utiliza el mayor valor observado durante la evaluación.

Un modelo de HSI produce un índice con rango de 0.0-1.0 con la asunción de que existe una relación lineal entre el valor del IH y la capacidad de carga (Figura 1). Lo que significa que un cambio en la unidad en un IH siempre tendrá la misma significancia.



Fuente: USFWS, 1981

Figura 1. Relación lineal entre el IH y la capacidad de carga

La asunción de linealidad no es tan restrictiva como lo puede parecer porque cualquier relación conocida entre el IH y la capacidad de carga debe poder ser convertida a una relación lineal. Cuando no se conoce la relación entre el IH y la capacidad de carga para una especie en evaluación particular, se debe asumir una relación lineal si es que se quiere usar el modelo con el HEP.

Los modelos de habitabilidad son usados frecuentemente en estudios de impacto ambiental para evaluar la calidad del hábitat para la vida silvestre. Debido a que los modelos IH son generalmente construidos para ser usados en todo el rango de distribución de una especie, los modelos deben ser modificados frecuentemente para que se ejecuten adecuadamente en el área a evaluar (O'Neal *et al.*, 1988).

2.2.4. CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD (IH)

De manera general la construcción de un modelo de habitabilidad posee cinco etapas (Figura 2): (1) Fijar objetivos del modelo, (2) Identificar las variables del modelo, (3) Estructurar el modelo, (4) Documentar el modelo, y (5) Verificar y validar modelo (USFWS, 1981).

(1) Fijar objetivos del modelo

El establecimiento de los objetivos del modelo implica definir tres aspectos: el resultado esperado, el área geográfica sobre la cual puede ser aplicado y la estacionalidad.

El primer aspecto se refiere a qué tan preciso debe ser el modelo que se obtendrá. Idealmente un modelo de índice de habitabilidad debe tener un rango de entre 0 y 1, que tiene una relación directa con la capacidad de carga. En el caso de que no se pueda producir un modelo ideal, se debe producir un modelo más simple pero aceptable, que describa la relación de la especie con su hábitat. La complejidad y nivel de confiabilidad del modelo que se desee alcanzar, dependerá de la cantidad de tiempo, información y fondos disponibles, así como el contexto en que puede ser aplicado.

La definición del área geográfica sobre la cual el modelo puede ser aplicado es importante, pues todo modelo debe ser aplicable a un área determinada en donde se espera proporcione de manera consistente valores confiables de índice de habitabilidad. El área geográfica debe ser definida para cada especie y puede incluir el rango total de las especies. El área de aplicabilidad del modelo debe estar referida a algunas unidades estándar como cuencas, límites políticos o ecorregiones. Sin embargo no está restringido a unidades extensas como las mencionadas, puede aplicarse a unidades ambientales más pequeñas, con límites arbitrarios siempre que se cumplan los objetivos de manejo; como ejemplos se pueden mencionar los publicados por Mitchell *et al.* (2002) para oso negro en un santuario de 23 500 ha de área, y por McPherson y Nilon (1987) para ardilla gris en un cementerio urbano de tan solo 15 ha.

Finalmente, definir la estacionalidad del modelo implica identificar el estatus de residente o no de la especie, pues ello determinara la época del año en que el modelo puede ser aplicado. De igual manera se debe considerar las variaciones climáticas estaciones (época de lluvias versus época seca) ya que estas afectan el resultado del modelo.

(2) Identificar las variables del modelo

Las variables de hábitat son la base de un modelo de habitabilidad. Esta etapa de la construcción del modelo responde a la interrogante ¿Qué variables ambientales, si modificadas, se espera que afecten la capacidad del hábitat de mantener a la especie en evaluación? En términos generales la identificación de las variables debe cumplir con los siguientes criterios

- La variable se relaciona con la capacidad del hábitat para mantener a la especie
- Existe por lo menos un entendimiento básico de la relación de la variable con el hábitat (es decir, ¿Cuáles son las mejores y peores condiciones para la variable y como esta interactúa con otras variables?)
- La variable es fácil de medir dentro de los límites de la aplicación del modelo

(3) Estructurar el modelo

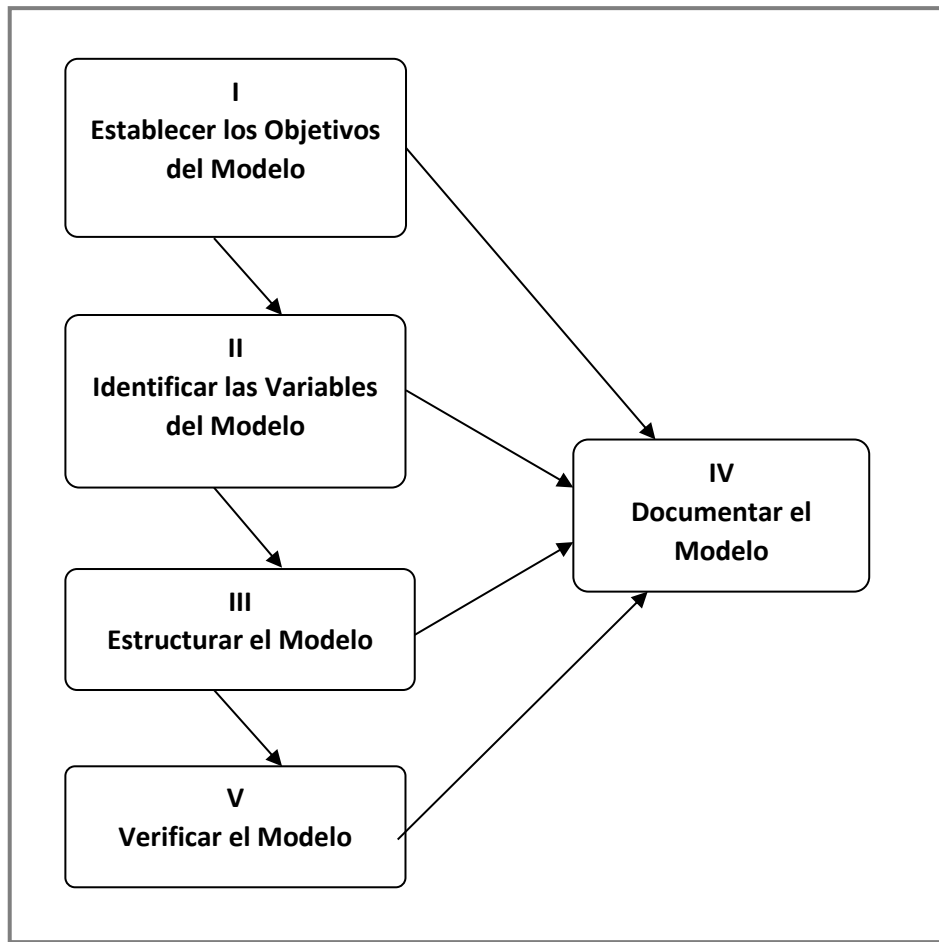
En esta fase se determina la relación de las variables con la calidad del hábitat. Cada variable identificada debe combinarse con las otras variables del modelo para producir el Índice de Habitabilidad. La relación entre las variables debe establecerse en forma de un gráfico, de un enunciado o de una ecuación matemática, de modo que se pueda trabajar en base a dicha relación para la construcción del modelo.

(4) Documentar el modelo

Al documentar el modelo se debe tomar en cuenta la estructura, sus supuestos y la secuencia completa de los pasos necesarios para implementar el modelo. La documentación permite que el usuario comprenda el modelo, sus objetivos, las asunciones biológicas básicas y las bases para su construcción; de modo que también sepa que esperar del modelo. Es importante porque contribuye al entendimiento de cómo el hábitat es utilizado por la especie evaluada, y como puede ser adaptado para ser usado en otras condiciones.

(5) Verificar y validar el modelo

La verificación del modelo cumple el propósito de asegurar que se obtenga un resultado acorde con lo establecido en la primera etapa (definición de objetivos). La verificación sirve como un control de calidad del modelo y puede ser usada para definir el modelo.



Fuente: USFWS, 1981

Figura 2. Construcción de un modelo de habitabilidad

2.2.5. VALIDACIÓN DEL MODELO

La quinta etapa de construcción del modelo contempla su verificación y validación, la cual implica todo un diseño en sí misma. Debe ser correctamente planteado, tomando todas las consideraciones que sean necesarias para obtener un modelo adecuado, ya que se observan muchos modelos disponibles en la literatura que no han sido validados, evidenciando deficiencias en la aplicación de la metodología.

En el país de origen del método se han dado casos de manejo sin una etapa de verificación adecuada, al no pasar los filtros de las revistas *peer-reviewed*, por ejemplo, los resultados no han podido ser publicados (Brooks, 1997). Por lo tanto, el hecho de que gran parte de ellos no hayan sido validados pone en duda su utilidad. Es por ello que se sugiere someter los modelos a un proceso de validación que permite elevar su confiabilidad para poder ser utilizados.

Brooks (1997) propone una serie de etapas de desarrollo y validación de un modelo IH que pueden seguirse para obtener modelos confiables. Señala también que se puede incrementar la mejora de los modelos publicándolos aunque no hayan sido completamente validados, puesto que estarán disponibles para la evaluación por parte de otros especialistas, y así podrán ser nutridos con sus aportes. Además, afirma que todo modelo, en cualquier etapa de validación es por sí mismo un aporte valioso, puesto que un modelo IH bien planteado puede estar a la altura de cualquier nota descriptiva sobre la historia natural de una especie publicada en literatura *peer-reviewed*.

Las etapas mencionadas por Brooks se describen a continuación:

(a) Desarrollo

El desarrollo del modelo sigue los lineamientos del HEP tal y como se describe líneas arriba.

(b) Calibración

Para la calibración del índice es necesario que los puntajes del mismo abarquen todo el rango de valores de 0 a 1. Desde un sitio que represente hábitat de excelente calidad (0.7-1.0), hasta sitios de pobre calidad (0-0.3). Si el índice no puede expresar el estado de sitios con los puntajes extremos entonces no serán de gran utilidad para describir diferencias entre sitios. Los modelos HSI que no son calibrados a menudo generan puntajes en el rango medio de 0.3-0.7. Si se da el caso de obtener estos rangos, es necesario cambiar la forma en asignar puntajes a las variables individuales y las ecuaciones utilizadas para obtener puntaje total de HSI. Los lugares escogidos para la etapa de calibración deben abarcar un amplio valor de condiciones para la especie en cuestión. Pero es necesario prestar atención durante la calibración para no sesgar los requisitos reales en el hábitat. Esta fase puede tomar varias repeticiones hasta alcanzar la calibración final.

Otra forma de realizar la calibración es simular el impacto propuesto o la actividad de manejo utilizando un criterio profesional y analizando detenidamente el modelo completo así como las variables internas. Esto imita una típica aplicación del HEP, en el que los hábitats son evaluados antes de la aprobación de un proyecto y las probables condiciones futuras después de su finalización son simuladas. Si los mayores impactos o actividades no significan un cambio en los puntajes de HSI, sean estos positivos o negativos, entonces o la especie seleccionada fue inapropiada para los impactos esperados, o las ecuaciones del modelo no

produjeron puntajes que cubran el rango completo de condiciones del hábitat encontradas antes y después del manejo.

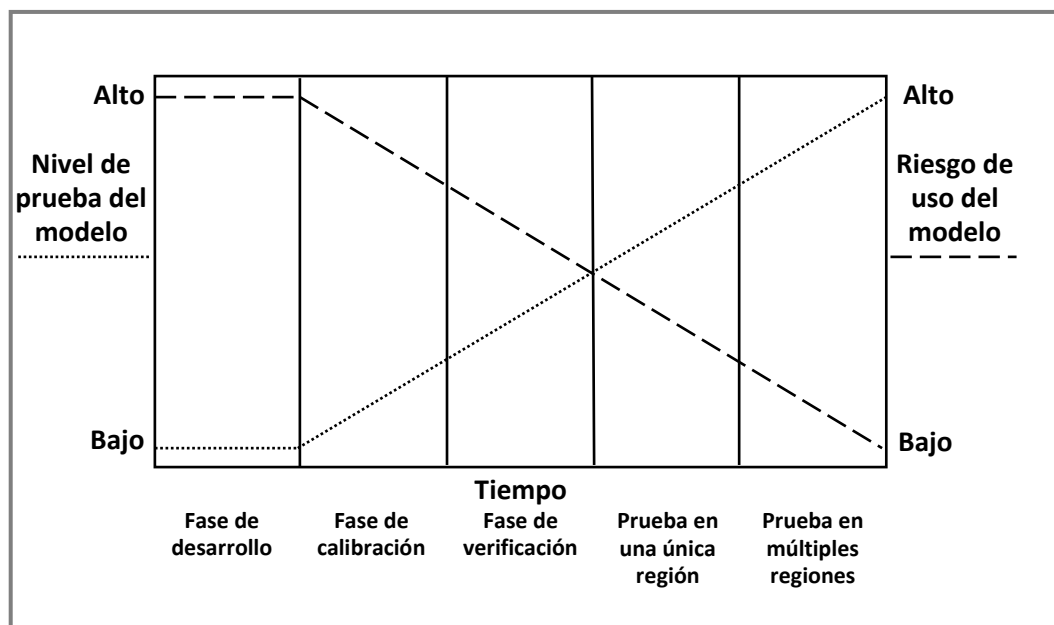
(c) Verificación

Después de la calibración, se deben seleccionar otro grupo de lugares. La calidad del hábitat de dichos lugares debe ser clasificada en rangos, individualmente usando otro método. Si se dispone de estimados de población confiables (lo que es raro), entonces esta fase de verificación se convierte en una forma aceptable de validación. De forma alternativa, los nuevos lugares son clasificados por uno o varios métodos, listados a continuación en orden de prioridad: (1) calificar por datos de ocurrencia o un índice de abundancia; (2) cuando se conoce una relación confiable con la calidad de hábitat a partir de conocimiento previo, hacer una medición más detallada, si es posible cuantitativa, de las condiciones del hábitat en cada lugar; o (3) aplicar el juicio profesional de un segundo grupo de observadores (O'Neil *et al.*, 1988). El grado de similaridad puede ser determinado entre los dos grupos de puntajes asignados utilizando una o varias pruebas estadísticas (por ejemplo la prueba por rangos de Mann-Whitney). Si los puntajes son similares, entonces el modelo debería ser razonablemente confiable para el uso en la región. El usuario debe definir un nivel aceptable, pero se sugiera una correlación mínima de 0.8.

(d) Validación

Como el objetivo de la evaluación de un hábitat es la de determinar cómo las diferencias en nuestra percepción de calidad de hábitat se traducen en un uso diferencial por una especie en particular, el comportamiento del modelo debería ser contrastado con datos poblacionales, preferentemente estimados de densidad, como número de machos cantores/ha, o éxito reproductivo, como número de polluelos con plumas/nido (Cole y Smith, 1983; Van Horne, 1983). Estos datos pueden ser colectados para algunas especies, pero asumir que datos comparables para todas las especies de fauna de una variedad de ecorregiones estarán disponibles no es realista. Es necesario hacer un esfuerzo para encontrar datos disponibles para la región de interés a partir de estudios no relacionados. Aunque otros estudios pueden no ser concurrentes o cubrir precisamente el área geográfica deseada, cualquier dato poblacional confiable debería ser considerado para ser incluido en una prueba colaborativa del modelo. Los proyectos de investigación de estudiantes graduados o los datos colectados por entidades estatales en áreas cercanas son también opciones a considerar.

El autor también menciona que siempre existe un riesgo moderado al usar un modelo que ha sido calibrado y verificado, pero es preferible a usar un modelo recién construido (Figura 3).



Fuente: Brooks, 1997

Figura 3. Riesgo involucrado al usar un modelo de hábitat a diferentes niveles de prueba

2.3. ARDILLA DE NUCA BLANCA

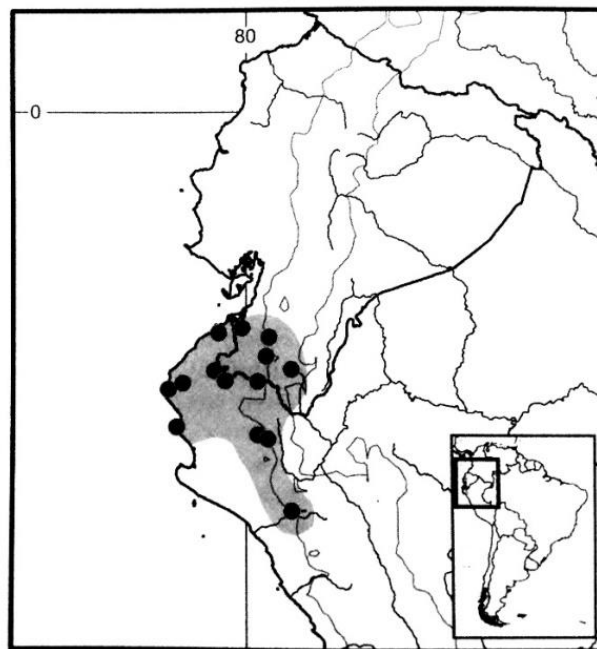
2.3.1. GENERALIDADES

La reciente revisión de la taxonomía de la familia Sciuridae en Sudamérica realizada por De Vivo y Carmignotto (2015) propone una reasignación de géneros para las ardillas de esta región, así como una división de la especie conocida como *Sciurus stramineus*. El rango de distribución de dicha especie, según la información previa, se extendía desde el extremo noroeste de Perú hasta la parte central del este de Ecuador (Emmons y Feer, 1997; Tirira 2007; Pacheco *et al.*, 2009), sin embargo ahora se reconocen dos especies de morfología similar que ocupan el área mencionada: *Simosciurus stramineus* y *Simosciurus neboxii*.

Ambas especies son ardillas relativamente grandes que habitan bosques secos y áreas de bosques húmedos adyacentes, desde el nivel del mar hasta los 2300 m, y pueden distinguirse de otros géneros de ardilla por su pelaje jaspeado. Aunque su morfología es muy similar, es posible distinguir las una de otra por la presencia (*S. neboxii*) o ausencia (*S. stramineus*) de un parche blanco en la parte posterior de la cabeza, por lo que el nombre común de “ardilla

de nuca blanca” sería adecuado para la primera y “ardilla de Guayaquil”, un nombre utilizado más recientemente, para la restante. Además, a partir del análisis de 140 especímenes, se observó una clara separación geográfica (De Vivo y Carmignotto, 2015).

Simosciurus neboxii (I. Geoffro St.-Hilaire, 1855), o ardilla de nuca blanca, se distribuye desde el extremo sudeste de Ecuador, provincias de El Oro y Loja, hasta Perú, Departamentos de Tumbes, Piura y Lambayeque (Figura 4). Una población introducida también está presente en la ciudad de Lima, en parques, calles arboladas y zoológicos (Jessen *et al.*, 2010; Montes, 2009; Montes *et al.*, 2011; Merrick *et al.*, 2012; Thorington *et al.*, 2012).



Fuente: De Vivo y Carmignotto, 2015

Figura 4. Rango de distribución de la especie *Simosciurus neboxii*

Hábitat

Según Pacheco *et al.* (2009) las ardillas de nuca blanca habitan áreas correspondientes a 4 de las 10 ecorregiones propuestas por Brack-Egg (1986) presentes en el Perú: Bosque Pluvial del Pacífico, Bosque Seco Ecuatorial, Desierto Costero y Serranía Esteparia. Dichas áreas comprenden sabanas, matorrales desérticos y bosques estacionalmente secos del norte el Perú. Haciendo una superposición de la Figura 4 con el Mapa de Ecorregiones WWF-CDC (CDC-UNALM, 2006) encontramos que la especie se estaría distribuyendo en las ecorregiones correspondientes a Bosques Secos de Piura y Tumbes, Bosques Montanos Occidentales de los Andes del Norte y Bosques Secos del Marañón; aunque dicha área

también cubre zonas de Páramos y Bosques Húmedos de la Cordillera Real Oriental no se espera que la especie se encuentre presente en estas últimas.

Las ecorregiones mencionados se encuentran representadas en algunas Áreas Naturales Protegidas donde se ha registrado la presencia de la especie, como son el Santuario Histórico Bosque de Pómac, el Parque Nacional Cerros de Amotape y el Coto de Caza El Angolo. Todas ellas son áreas con escasa precipitación, poseen matorrales espinosos, cobertura vegetal de densidad variable y plantas que pierden sus hojas una vez al año.

A continuación se describen brevemente las áreas mencionadas:

El SH Bosque de Pómac se ubica en la parte baja de la cuenca del río La Leche. Durante los meses de febrero y marzo alcanza una temperatura promedio de 33.1 °C, mientras que en julio y agosto pueden descender a 11.5 °C. La precipitación promedio anual es de 107.8 mm. Solo en años con presencia de un fenómeno del Niño las precipitaciones pueden alcanzar 1449.5 mm como ocurrió en 1983. El área corresponde a la ecorregión de Bosque Seco Ecuatorial (Brack-Egg, 1986), y en ella se han descrito tres tipos de bosque (bosque seco denso, bosque seco semi denso y bosque seco ralo), así como cuatro formaciones vegetales (chaparral, matorral, cactáceas y vegetación ribereña o bosque de galería). Debido a las particularidades del área, en ella habitan numerosas especies endémicas (SERNANP, 2011).

El PN Cerros de Amotape se ubica entre los 120 y los 1538 metros sobre el nivel del mar. La vegetación está constituida principalmente por bosques altos y sabanas (INRENA, 2001). Se puede distinguir tres tipos principales de bosques: Bosque Seco Ecuatorial, Bosque Lluvioso de Tropical del Pacífico y un bosque de transición; la temperatura se mantiene por encima de los 24 °C a lo largo de todo el año y la precipitación media anual es de 610.9 mm (Cadenillas, 2010). La más reciente evaluación de mamíferos medianos y grandes reportó 22 especies, incluyendo a la especie en estudio (Hurtado y Pacheco, 2015).

Una descripción del sector sureste del Coto de Caza El Angolo señala cuatro asociaciones vegetales, basadas en la composición florística, estructura de la vegetación, factores físicos del suelo y fisiografía. Dichas asociaciones son Bosque de terraza baja o aluvial, de húmedo a seco; Bosque de terraza alta a ondulada, seco; Bosque de colina baja, seco; y Bosque de colina media-alta, seco (Ríos, 1989). La ardilla de nuca blanca utiliza las zonas ubicadas en las quebradas para la construcción de sus nidos (Pulido y Yockteng, 1986), y es posible que use los cuatro tipos de asociaciones para forrajear.

Alimento

La ardilla de nuca blanca se alimenta principalmente de semillas, hojas, ramas tiernas de especies como el vichayo (*Capparis avincenniifolia*) y el cerecillo (*Mutingia calabura*), pero sobre todo de frutos de algarrobo (*Prosopis* sp. – Gómez, 2011). También se ha registrado el consumo de huevos de aves, insectos, corteza de árboles y hongos (Pulido y Yockteng, 1986.). Información reportada para la especie *Sciurus stramineus* señala que forrajea en todos los niveles del dosel, pero que también baja de los árboles en busca de alimento (Emmons y Feer, 1997; Tirira, 2007; Thorington *et al.*, 2012). No hay razones para creer que estos hábitos sean exclusivos de *Simosciurus stramineus*, por lo tanto es muy probable que *Simosciurus neboxii* presente también este comportamiento de forrajeo.

2.3.2. POBLACIÓN URBANA DE *Simosciurus neboxii*

Las ardillas arborícolas constituyen parte de la fauna urbana en numerosas ciudades alrededor del mundo. En muchos casos, el compartir espacio con poblaciones humanas provoca conflictos de diversa índole, tales como depredación de las cosechas (Tirira, 2007), daño a la propiedad privada (Jackson, 1994), accidentes de tránsito (Yanagawa, 2005), apagones (Hamilton *et al.*, 1987; Hamilton *et al.*, 1989), entre otros. Aunque existe un buen número de publicaciones enfocados en estos problemas, sus implicancias y control para especies comunes de Norteamérica y Europa (Chamberlain *et al.*, 1981; Hadidian 1991; Virchow *et al.*, 1999; Bruemmer *et al.*, 2000; Steele y Koprowski, 2001; Long, 2003; Rotherham y Boardman, 2006) es poco lo que se puede encontrar para especies de Sudamérica (Thorington *et al.*, 2012).

La especie *Simosciurus neboxii* fue introducida a la ciudad de Lima en la década del 70, primero en el área del Zoológico Parque de Las Leyendas (Jessen *et al.*, 2010) y desde entonces su población ha aumentado hasta convertirse en una especie común en parques y calles arboladas de los distritos de Surco, Miraflores, San Isidro, entre otros (Jessen *et al.*, 2010; Merrick *et al.*, 2012).

Los escasos estudios realizados en ardillas nuca blanca en la ciudad de Lima por Montes (2009), Montes *et al.* (2011) y Díaz y Tantaleán (2012), concluyen que podrían constituir un riesgo para la salud pública. Otros estudios realizados por Suarez-Dávalos *et al.* (2010) determinaron que las madrigueras de la especie ecuatoriana del mismo género (*S. stramineus*) son refugios de triatómicos selváticos, los mismos que funcionan como vectores

de la enfermedad de chagas, demostrando que se tratan de especies que por su cercanía con los humanos pueden significar, aunque de manera indirecta, amenazas para la salud.

En cuanto a su ecología, se ha registrado hasta el momento un gran número de especies vegetales utilizadas, tanto nativas como introducidas, en el área donde se presentan. Los árboles frutales y las especies con semillas como la *Tipuana tipu* y algunas fabáceas son importantes en su dieta. El consumo intensivo de larvas del género *Golopha* parece ser importante durante la primavera (Lajo y Landeo, 2012) y la depredación de nidos de aves puede ser un comportamiento común.

A partir de un estudio llevado a cabo en la el campus de la Pontifica Universidad Católica del Perú y de algunos registros anteriores en otros distritos de Lima. Se puede afirmar que *Sciurus stramineus* (ahora *Simosciurus neboxii*) selecciona los árboles en los que anida. Con una aparente preferencia por las especies *Tipuana tipa*, *Spathodea campanulata*, *Fraxinus* sp. y *Casuarina* sp. (García *et al.*, 2012; Lajo, 2015). Además parece ser que la selección de lugares de anidamiento se da en base a la especie y otras características del árbol y no tanto al área circundante próxima (25 m de radio – Lajo, 2015).

No existe información disponible en cuanto al espacio o el tamaño de parche de vegetación necesario para la supervivencia de esta especie. Pero es de esperarse que el tamaño del parche de vegetación en el que residen, o la proximidad a uno, que posea características adecuadas para su supervivencia y reproducción sean de importancia.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 MATERIALES Y EQUIPOS

3.1.1. MATERIALES

- Imágenes satelitales de las zonas de evaluación
- Planos y mapas y de las zonas de evaluación
- Planillas de colecta de datos
- Útiles de escritorio
- Cinta flaggin

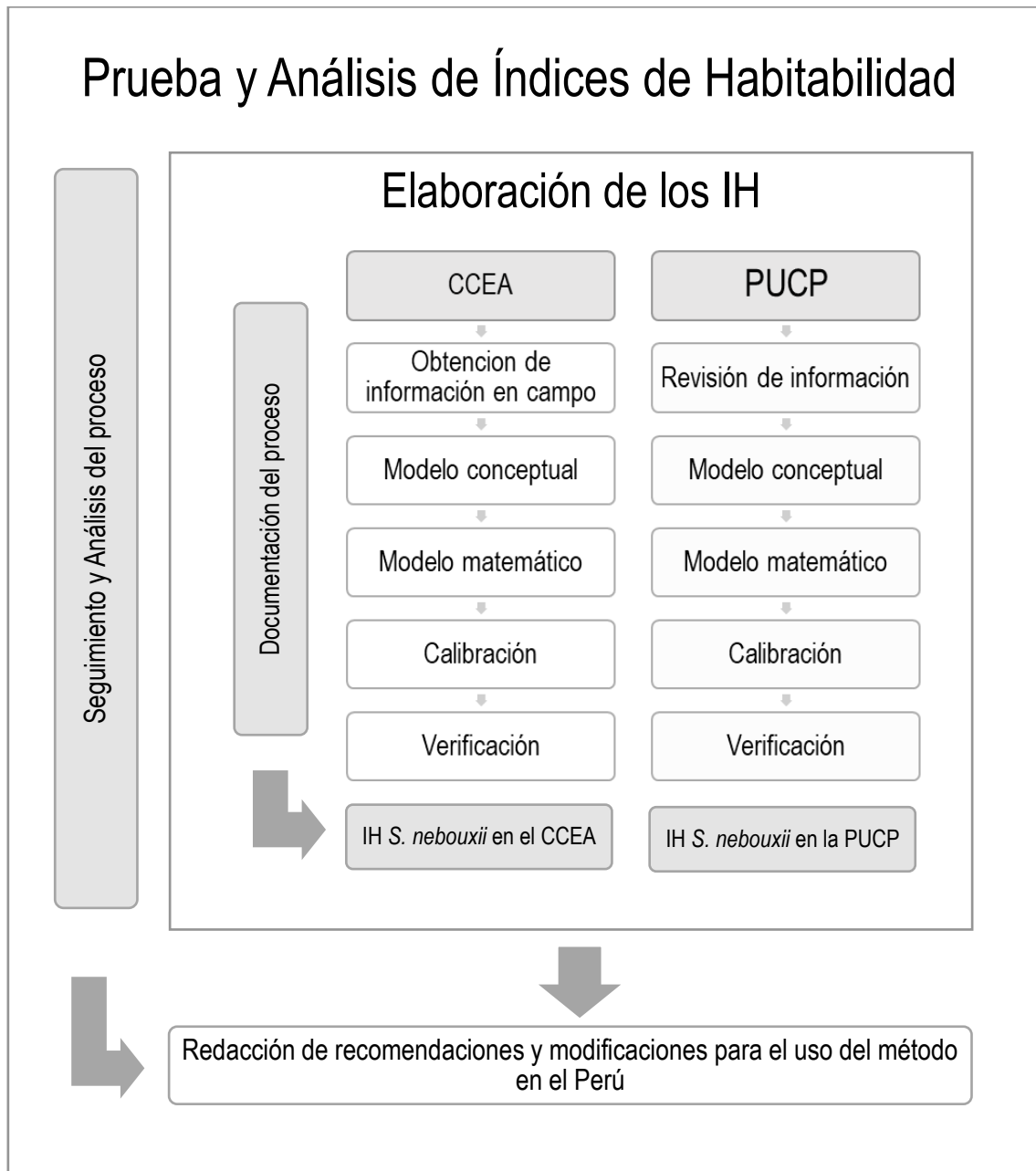
3.1.2. EQUIPOS

- Cinta métrica 30 m
- Densiómetro tipo telescopio de elaboración propia con base en instrumentos descritos por Robinson (1947) y Johansson (1985)
- Clinómetro Suunto PM-5
- Binoculares GAMO 10x25
- Cámara digital Sony Cyber-Shot HX-100v
- GPS Garmin Map64s
- Computadora personal

3.2 MÉTODOS

Con la finalidad de demostrar la factibilidad del desarrollo de Índices de Habitabilidad en el Perú según el manual de la metodología HEP (USFWS, 1981), se desarrollaron dos ejemplos para la especie *Simosciurus neboxii*, uno en medio urbano donde la especie fue introducida en las décadas pasadas y uno en su hábitat natural. El análisis de ambos procesos se desarrolló de tal manera que pudiera dar luces a los problemas que podrían presentarse al aplicar una metodología desarrollada en un país con características diferentes al Perú, en el que el conocimiento de los ecosistemas y sus especies es más completo.

La elaboración de los índices incluye las recomendaciones de Brooks (1997), quien señala que se debe realizar un proceso de calibración con datos del área de interés, que contenga todo el rango de valores de habitabilidad de la especie; así como una verificación, con un grupo de datos independiente a los de calibración.



Fuente: Elaboración propia

Figura 5. Esquema de trabajo

En la Figura 5 se puede ver el esquema general de los métodos utilizados, el cual muestra cómo la elaboración de los índices se encuentra contenida en el análisis del proceso y cómo las diferentes etapas del mismo no se dan de una forma secuencial sino que se llevan de

forma simultánea hasta lograr generar las recomendaciones y modificaciones que permitan la aplicación del método en el contexto nacional.

La descripción de cada parte del proceso y los métodos que se utilizaron se describen a continuación.

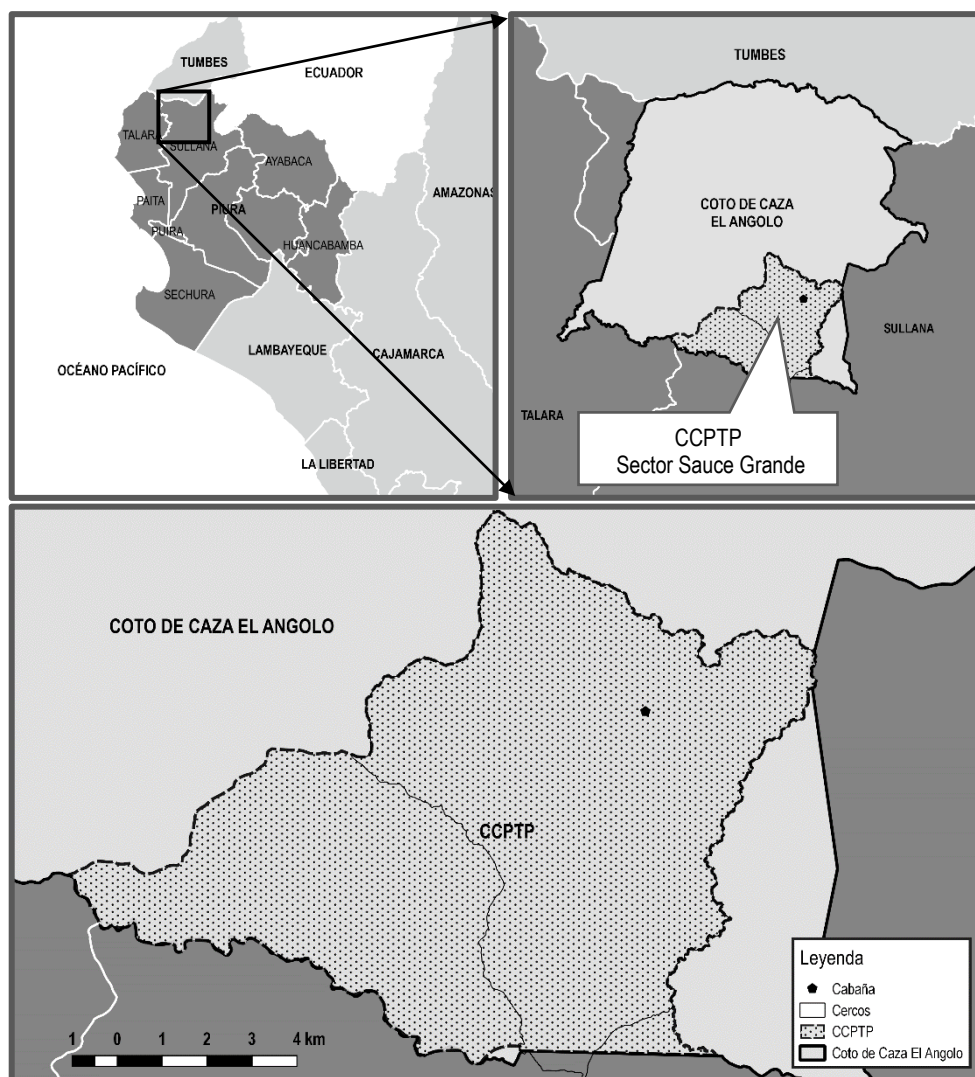
3.2.1. ELABORACIÓN DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA *Simosciurus neboxii* EN UN ÁREA NATURAL

a. Área de estudio

El área de estudio corresponde al sector Sauce Grande del Coto de Caza El Angolo (CCEA – Ver Figura 6). El CCEA fue creado en el año 1975 y posee en total 65 000 ha, formando actualmente parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas del Estado Peruano. El Sector Sauce Grande se encuentra bajo la administración del Club de Caza, Pesca y Turismo de Piura (CCPTP), desde 1992, para la práctica de la cacería deportiva regulada. En 2002 el contrato fue renovado bajo la figura de administración parcial por 20 años. El mismo cubre una extensión de 9 980 ha y se encuentra cercado para evitar el ingreso de ganado caprino para evitar la degradación de la vegetación como forma de garantizar la conservación de la cobertura adecuada para la existencia del venado de cola blanca, especie aprovechada para la caza.

En este sector, la Universidad Nacional Agraria La Molina viene realizando investigaciones en flora y manejo de fauna silvestre desde 1985, como parte de los ejercicios de campo y tesis de maestría a cargo de la especialidad de Conservación de Recursos Forestales de la Escuela de Posgrado, por lo que se cuenta con información de algunos componentes y procesos del ecosistema.

La vegetación presente corresponde a la de bosque estacionalmente seco del norte del Perú. Se conforma de árboles caducifolios, matorral arbustivo, en su mayoría espinoso, y algunas especies de cactáceas. En la estación lluviosa los árboles y matorrales se cubren de hojas, mientras que el herbazal puede alcanzar hasta un metro de altura, cubriendo las áreas disponibles (Vásquez *et al.*, 2007).



Fuente: Elaboración propia

Figura 6. Ubicación del Sector Sauce Grande, Coto de Caza El Angolo.

En un inventario florístico realizado en el área cercada del coto se han clasificado e identificado 179 especies, pertenecientes a 151 géneros y 60 familias; de las cuales 44 especies son arbóreas y 47 arbustivas. Asimismo, se señalan cuatro asociaciones vegetales, Bosque de terraza baja aluvial, Bosque de terraza alta a ondulada, Bosque de colina baja y Bosque de colina media-alta (Ríos, 1989). Sin embargo esta información está siendo actualizada, considerándose hasta 12 unidades de vegetación¹.

Sobre las especies vegetales que se pueden encontrar, las principales especies arbóreas presentes en la parte sur son el algarrobo (*Prosopis pallida*), el charán (*Caesalpinia paipai*), el sapote (*Capparis scabrida*) y el hualtaco (*Loxopterygium huasango*), también predominan arbustos como la borrachera (*Ipomaea carnea*) y el cardo maderero (*Armatocereus*

¹ Vásquez, P. 2015. Mapa de cobertura vegetal (entrevista). Lima, Perú, CDC-UNALM.

cartwrightianus). Un poco más al norte se pueden encontrar árboles más altos como el polopolo (*Cochlospermum vitifolium*), el palo santo (*Bursera graveolens*) y el porotillo (*Erythrina smithiana*), además de un matorral compuesto por especies arbustivas como la aserrilla (*Mimosa myriadena* y *Mimosa acantholoba*) y ña de gato (*Byttneria glabrescens*). En los alrededores del albergue Sauce Grande la asociación dominante está constituida por el pasallo (*Eriotheca ruizii*) y el ceibo (*Ceiba trischistandra*), este último cubierto por epífitas como achupallas (*Vriesea espinosae*) y salvajina (*Tillandsia usneoides*); otras especies presentes son el almendro (*Geoffroea striata*) y el huarapo (*Terminalia valverdeae*). En las partes altas, el relieve y la presencia de neblinas permiten una mayor humedad, favoreciendo el desarrollo de otras especies como el lanche (*Myrcianthes discolor*), el guayabo (*Psidium guajava*), sapote montaño (*Capparis prisca*) y el huairuro (*Fulcaldea lurifolia* – Regal, 2013).

La fauna propia del área a pesar de no ser muy diversa, tiene una composición particular debido a su ubicación y condiciones climáticas, estas últimas determinan un ambiente cambiante debido a la condición de la vegetación en las temporadas seca y lluviosa. Entre los mamíferos presentes más comunes se encuentran el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el puma (*Puma concolor*), el sajino (*Pecari tajacu*), la ardilla de nuca blanca (*Simosciurus neboxii*), el zorro costeño (*Lycalopex sechurae*) y el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), así como un número importante de especies de murciélagos. El grupo de aves es el de mayor diversidad en el área, se han registrado 165 especies, considerando todo el CCEA (INRENA, 2005, entre las que destacan la perdiz serrana (*Tinamotis pentlandi*), la pava pacharaca (*Ortalis erythroptera*), el carpintero ecuatoriano (*Picumnus sclateri*) el loro cabeza roja (*Psittacara erythrogenys*), el perico esmeralda (*Forpus coelestis*), la chiroca (*Icterus graceanae*), el gorrión de tumbes (*Rhynchospiza stolzmanni*) y los picaflores (*Myrmia micrura* y *Leucippus baeri*). Mientras que los reptiles y anfibios están representados por unas pocas especies, entre las que se puede mencionar la serpiente jergón (*Bothrops barnetti*), la serpiente coral (*Micrurus bocourti*) y los anfibios rana cabeza de casco (*Trachycephalus jordani*) y la ranita (*Phisalaemus pustulatus*).

b. Revisión de información

Se realizó una recopilación de la información disponible sobre la especie *Simosciurus neboxii* en el área, la mayor parte de la misma se extrajo de los informes de prácticas de campo de la Maestría en Conservación de Recursos Forestales. Esta se compone de algunos

datos de dieta, preferencia por especies arbóreas para anidar, densidad de nidos y áreas donde se encontró la especie; así como observaciones de comportamiento.

c. Levantamiento de información

Descripción de lugares utilizados para el establecimiento de madrigueras

Para lograr tener una descripción detallada de los lugares utilizados por la ardilla para establecer sus madrigueras (cobertura reproductiva), se procedió a la evaluación de las ubicaciones de las mismas en tres escalas: área circundante, árbol que la sostiene y ubicación dentro del árbol. De estas tres escalas, las primeras dos son relevantes para la construcción del modelo de habitabilidad, la tercera es información adicional referencial.

La evaluación se realizó entre el 2 y el 8 de diciembre de 2015, fechas que corresponden al final de la temporada seca. Se evaluó la mayor cantidad de madrigueras dentro del tiempo que tomó la exploración de las principales zonas donde se ha registrado la presencia de ellas. Al final se obtuvo datos completos de un total de 52 madrigueras en 48 árboles y se tomaron datos de ubicación, condición y especie de árbol de otras 27 madrigueras que pudieron registrarse durante los trabajos de campo para la evaluación del hábitat. Estas madrigueras estuvieron situadas en las quebradas El Espino, La Tigra, Lodazal, Tacones, Sauce Grande, Barbacobas y Los Ceibos (Anexo 1, Figura 1-1).

A continuación se detallan los métodos que se utilizaron para obtener los datos que describen la ubicación de las madrigueras evaluadas en cada escala.

Medición de las variables de caracterización de área circundante a la madriguera:

El área se define como el espacio más próximo a la madriguera, y corresponde a una parcela circular de 10 metros de radio cuyo centro es el árbol que sostiene la madriguera en evaluación. El procedimiento para la colecta de datos de las variables correspondientes es el siguiente:

- (i) Densidad de árboles: se contaron los árboles dentro de la parcela que tuvieran un $DAP \geq 5$ cm, incluyendo al árbol central. El número fue dividido entre el área de la parcela circular (314.16 m^2) y multiplicado por 1000. El valor obtenido se expresa en número de árboles por hectárea (arb/ha).
- (ii) Árboles o arbustos con alguna parte comestible: se contaron los árboles o arbustos que poseían una o más partes que son utilizadas como alimento por parte de *S. neboxii*, incluyendo el árbol central. Se presenta en unidades.

- (iii) Cierre de dosel²: se midió con el densiómetro un punto cada dos metros en las direcciones norte, sur, este y oeste desde el centro de la parcela, lo que hace un total de 20 puntos evaluados, se anotó con 1, para ‘cobertura’, y 0 para ‘sin cobertura’. El porcentaje total de cobertura (%) se halló sumando los valores encontrados y dividiéndolo entre veinte.
- (iv) Cierre de sotobosque: se determinó de forma similar a la cobertura de dosel, a partir del porcentaje de suelo cubierto.

Medición de variables para la caracterización de árboles con madrigueras:

- (i) Especie: se trata de la especie a la que pertenece el árbol en evaluación, se determinó en el momento de la toma de datos. Cuando no fue posible hacerlo inmediatamente se tomaron fotografías y apuntes para ser determinadas en gabinete.
- (ii) Altura total: se define como la distancia entre el suelo y la rama más alta del árbol. Se halló con la ayuda de un clinómetro y una cinta métrica. Se presenta en metros (m).
- (iii) Diámetro a la altura del pecho (DAP): es una medida estándar del diámetro del tronco del árbol evaluado. Utilizando una cinta métrica se midió el contorno del tronco del árbol a una altura aproximada de 1.50 m del suelo y se dividió entre el valor π . Se expresa en centímetros (cm).
- (iv) Cierre de copa: se trata de la cobertura de follaje del árbol. Se estimó utilizando el densiómetro con 20 medidas en total, cinco en cada dirección (N, S, E y O) por debajo de la copa, tomando como punto central el tronco. Se realiza de forma similar a la utilizada para Cobertura de dosel de área. En los casos en los que no pudo ser medida una de las direcciones por inaccesibilidad o por asimetría de la copa, se tomaron medidas adicionales en otra dirección o se halló solamente a partir de las que fueron posibles medir. Se presenta en porcentaje (%).
- (v) Área de copa: es el área proyectada sobre un plano horizontal paralelo al suelo. Para hallar su valor se realizaron dos medidas de diámetro, en lo posible uno máximo (d_1) y uno mínimo (d_2), y se halló el área de la elipse con la siguiente fórmula: $A=\pi*(d_1*d_2)/4$. Los datos se presentan en metros cuadrados (m^2).

² La expresión «*cierre de*» se usa a lo largo del texto en lugar de «*cobertura de*» para poder diferenciar el método de medición que se emplea, refiriéndose en el primer caso a la cobertura en base al punto-intercepto y en el segundo a la cobertura en base a línea-intercepto o proyección de las áreas totales del follaje sobre un plano sin restar los espacios libres entre el follaje.

- (vi) Altura mínima de la copa: se define como la distancia entre el suelo y la parte más baja de la copa del árbol. Para medir la altura mínima de la copa, se siguió el mismo procedimiento utilizado para medir la altura total. Se presenta en metros (m).

Medición de variables de la posición de la madriguera en el árbol

- (i) Altura de la madriguera: se trata de la distancia perpendicular entre la madriguera y el suelo. La medida de esta altura se realizó de la misma forma descrita para medir la Altura total. Se presenta en metros (m).
- (ii) Distancia de la madriguera al eje del árbol: es la distancia horizontal entre la madriguera y el tronco principal. Se midió haciendo uso de la cinta métrica a nivel del suelo. Se presenta en metros (m).
- (iii) Distancia de la madriguera al borde de la copa: la medida se realizó trazando un radio imaginario que contenía a la madriguera, tomando como punto central al tronco, estableciendo un punto externo sobre el borde del área de la copa, y midiendo la distancia entre el punto externo y la madriguera con ayuda de la cinta métrica. Dicha medición se realizó proyectando los puntos al suelo. Se presenta en metros (m).
- (iv) Orientación cardinal: se tomó la orientación cardinal de la madriguera respecto al tronco con ayuda de una brújula. Se consideran las direcciones: N, NE, E, SE, S, SO, O y NO.
- (v) Orientación de la apertura de la madriguera: se tomó la orientación cardinal del orificio de entrada de la madriguera con ayuda de una brújula. Se consideran las direcciones N, NE, E, SE, S, SO, O y NO.

Anotaciones de campo adicionales

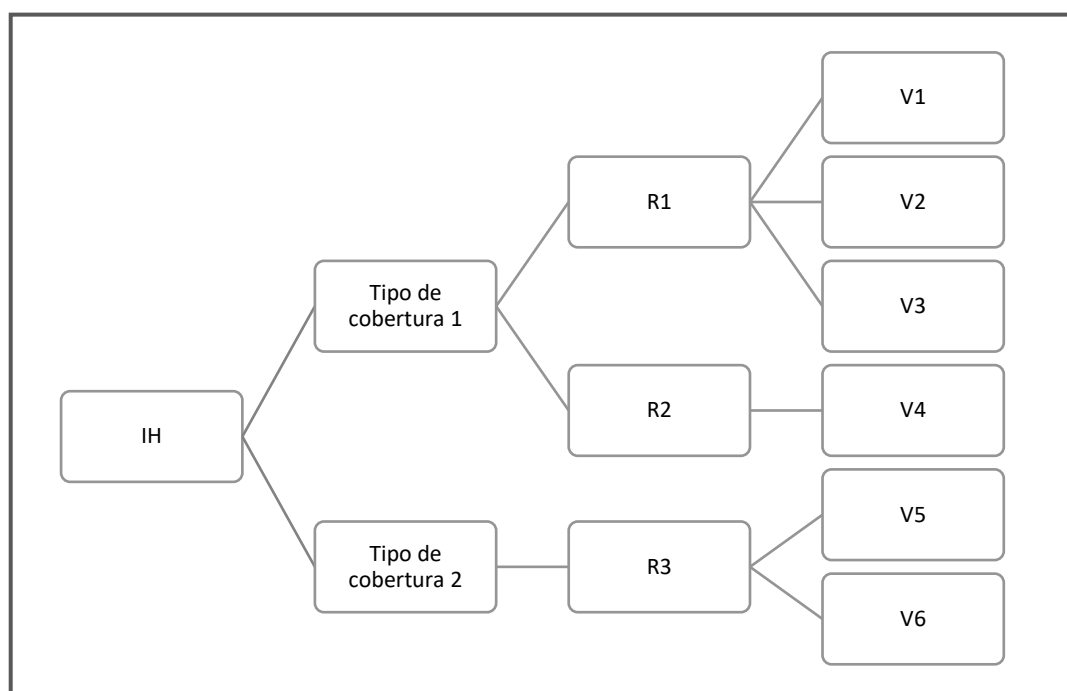
Durante el trabajo de campo se hicieron anotaciones que pudieran ser de relevancia para el presente estudio. Estas anotaciones fueron velocidad de desplazamiento, especies utilizadas como alimento y tiempo que utilizan para el consumo.

Adicionalmente se realizaron seis transectos de 1 kilómetro para la evaluación de disponibilidad de especies de árboles para el establecimiento de madrigueras (Anexo 1, Figura 1-2). Se trató de una evaluación rápida en la que se realizaron paradas cada 100 metros para registrar la especie de los dos árboles más cercanos que tuvieran una altura mínima de 6 metros, tratándose de una modificación del método del punto centro cuadrado (Mostacedo y Fredericksen, 2000). De los transectos realizados, únicamente se utilizaron

para el análisis dos de ellos puesto que los estantes incluían más de una unidad de vegetación pudiendo generar un sesgo muy grande en el número de especies disponibles.

d. Modelo conceptual

El modelo conceptual se trata de un esquema en el que se señalan los factores limitantes para la vida del organismo en estudio. En él se consideraron los tipos de cobertura vegetal en los que el modelo se aplica, los requisitos de vida (o factores limitantes) y las variables que sirvieron para describir cada factor limitante (Figura 7)



Fuente: USFWS, 1981

Figura 7. Modelo conceptual teórico

La cobertura considerada para este caso es la cobertura vegetal propia de los bosques secos de Piura y Tumbes (CDC-UNALM, 2006). Si bien en la zona del sector evaluado se encuentran diferentes tipos de bosque no se hizo distinción entre ellas a este nivel puesto que teóricamente dentro de todas es posible encontrar a la especie. Los factores limitantes fueron descritos por variables medibles que tomaron en consideración la cobertura reproductiva, el alimento y el suministro de agua, siguiendo ejemplos desarrollados en Norteamérica para otras especies de ardillas arborícolas (Allen, 1982a; Allen 1982b; Allen, 1987a; Allen 1987b; McPherson y Nilon, 1987)

El factor principal es el alimento, que para efectos de la elaboración del índice, solo se refiere a alimento de origen vegetal por ser éste el alimento principal en la mayor parte de especies arborícolas del mundo (Thorington *et al.*, 2012). Se tomaron en consideración las especies

productoras de semillas a lo largo del año que pudieran permanecer en el ambiente como fuente de alimento principal aun varios meses después de producidas. Así también se consideraron algunas especies de árboles que produzcan frutos con gran cantidad de alimento que pueda servir como alimento principal durante la temporada seca (aun si solamente se presentan al inicio de ésta). Otras especies utilizadas de forma complementaria no se consideraron puesto que de faltar las principales es poco probable que la especie subsista, ya que la temporada seca suele ser prolongada y muy acentuada; además se comprobó durante la calibración que las variables que describen alimento complementario no tomaban valores que describieran con precisión la habitabilidad. Para más detalles ver Anexo 2.

La cobertura vegetal se describió en base a la densidad de la vegetación a nivel de dosel, y a los arboles más utilizados para el establecimiento de madrigueras por parte de la especie, considerándose tanto especies a las que pertenecen como la tallas mínimas. Otras variables relacionadas a la cobertura también fueron consideradas, pero durante el proceso de calibración se descartaron.

Finalmente, se consideró una variable que describe la distancia a un cuerpo de agua. Esta variable fue incluida debido a que se cree que tiene influencia importante en la supervivencia de la especie, aunque no se trate de un factor limitante estrictamente. El motivo por el que no se puede considerar como tal es porque, de no existir un cuerpo de agua, la condensación de la humedad del aire en las hojas de los árboles durante la madrugada puede resultar suficiente para proveer a los individuos de la especie.

e. Modelo matemático

En el modelo matemático inicial se consideraron las variables correspondientes a los requisitos de vida descritos en el índice conceptual. Estas fueron alimento, cobertura y agua.

Cada requisito está representado por un factor constituido de las variables necesarias para ser descrito, en este caso. Se espera que cada factor contenga entre una y tres variables descriptoras. De modo que entre el alimento (A), la cobertura (C) y el agua (H), se tengan de 3 a 6 variables en total. Durante el proceso de calibración descrito más adelante se eligieron las variables finales.

Para el alimento se consideraron variables que reflejaran la abundancia así como la riqueza de especies. Para la cobertura se buscó describir tanto la densidad de árboles y el cierre de

dosel, como la presencia de árboles que pudieran servir de madriguera. Y para el agua la distancia al cuerpo de agua más cercano fue la única variable

El índice matemático inicial que se manejó tenía la siguiente estructura general:

$$IH_{CCEA} = A + C + H$$

Donde A era un factor que debía incluir uno o más variables que pudieran describir la condición del recurso alimento. Mientras que C debía estar formado de una o más variables que representaran la condición de la cobertura que utiliza la especie. Finalmente H debía ser una variable que representara al recurso agua. En principio se trabajaron los tres factores del índice como factores limitantes, sin embargo, en los resultados se podrá ver la relación final existente entre ellos y las variables internas de cada uno.

f. Calibración y verificación

Los procesos de calibración y verificación son parte de la validación propuesta por Brooks (1997). La calibración consistió en ajustar los valores y pesos de las variables a partir de valores reales, pero también sirvió para seleccionar la o las variables que describieran mejor el requisito o factor limitante que se seleccionó. Mientras que para la verificación, se utilizó un método alternativo para la evaluación de la presencia/abundancia de la especie en el área de estudio con el fin de compararlo con los valores de IH y determinar si el índice refleja la realidad.

Calibración

La evaluación de las áreas para la calibración consistió en describir áreas de diferente calidad de hábitat para la ardilla de nuca blanca dentro del Sector Sauce Grande. Esta se llevó a cabo entre los días 6 y 8 de diciembre de 2015. Para ellos, se eligieron 20 puntos que cumplieran con distintos valores de habitabilidad, cuyos valores fueron estimados a partir de la información contenida en los informes de trabajos de campo realizados en el área como parte de los ejercicios de campo de la Maestría en Conservación de Recursos Forestales (Calvimontes, 2001; Pulido y Yockteng, 1986), de la información brindada por los guías de campo, del mapa de vegetación preliminar (Anexo 1, Figura 1-3) y de las imágenes satelitales disponibles (Anexo 1, Figura 1-4). La ubicación de los mismos se puede ver en la Figura 8.

Los 20 puntos se eligieron de forma arbitraria, siempre que estuvieran dentro de las zonas de las que se conociera la presencia o ausencia de ardillas y que, además, fueran accesibles.

A partir de cada punto se trazó un transecto de banda de 25 m de largo x 4 m de ancho. El tamaño de los transectos responde a tipo de variables que se desea evaluar, más no a la diversidad o abundancia global del bosque seco o los tipos de vegetación presentes. Sin embargo, debido a que pueden considerarse muy pequeños para describir algunas características, se manejaron como repeticiones de categoría de habitabilidad para poder utilizar los valores promedio para la calibración. Además para la etapa de verificación se realizó una ampliación de las unidades dentro de las posibilidades de las que se disponía. En la Tabla 1 figuran los transectos evaluados y la categoría de calidad de hábitat que representan, la ubicación de los mismos se muestra en la Figura 8 y otros datos se detallan en la Tabla 1-1 del Anexo 1.

Tabla 1. Categorización inicial de las áreas evaluadas para calibración del Índice de Habitabilidad en el CCEA

Categoría Inicial de Hábitat	Transectos evaluados	Número de transectos por categoría
Baja	C1, C2, C9, C16, C17, C18	6
Media	C3, C4, C5, C8, C10, C13, C14, C15	8
Alta	C6, C7, C11, C12, C19, C20	6
Total		20

Fuente: Elaboración propia

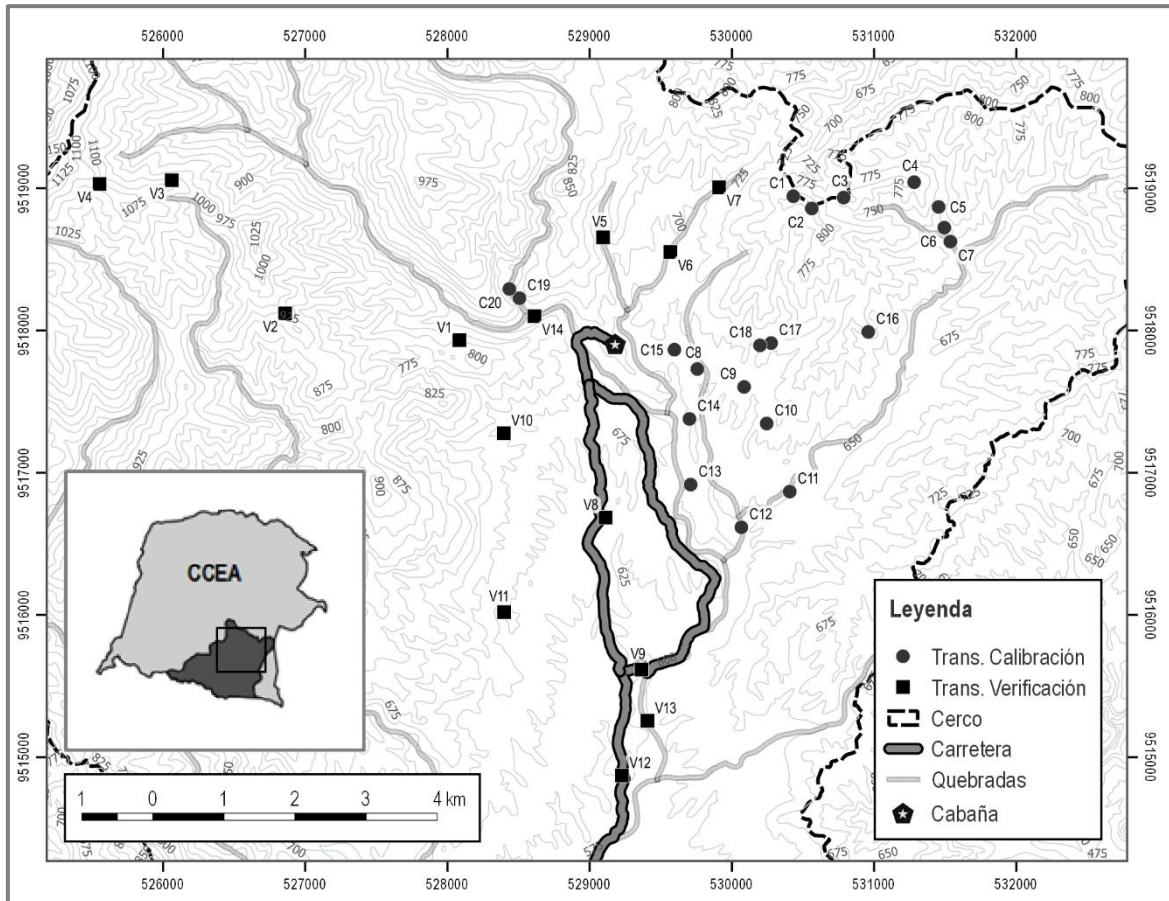
En cada uno de los transectos se realizó la evaluación de la vegetación presente a partir de las variables que pudieran ser utilizadas para calcular el índice de habitabilidad. Para ello, se estableció una línea central sobre la cual se midió cierre de dosel, cierre de sotobosque, y se realizó un inventario de las especies arbóreas y arbustivas presentes en el área de 25 m x 4 m, registrándose la especie y el DAP para el caso de los árboles. Se tomaron más variables de las que finalmente se utilizaron, de modo que durante el proceso de calibración se pudiera elegir las que describieran mejor la condición de habitabilidad de las áreas. En la Tabla 2 se muestran todas las variables consideradas inicialmente, el método de medición y si fueron seleccionadas para la construcción del índice.

Tabla 2. Variables y método de evaluación para obtener los datos utilizados en la calibración del Índice de Habitabilidad en el CCEA

Variable	Cod.	Unidades	Método	Utilizado
Cierre de dosel	c _t	Porcentaje (%) en base a puntos	Fueron distribuidos 25 puntos a lo largo de la línea central para medir la cobertura del dosel con ayuda de un densiómetro tipo telescopio.	Sí
Cierre de sotobosque	-	Porcentaje (%) en base a puntos	Fueron distribuidos 25 puntos a lo largo de la línea central y se verificaba si coincidía con alguna rama u hoja de las plantas del estrato arbustivo	No
Cobertura de todas las especies que producen alimento	a _{c1}	Porcentaje (%) de longitud	Se consideró la longitud en metros de la sombra de la copa de las especies productoras de alimento sobre la línea central.	No
Cobertura de las especies que producen alimento principal	a _{c2}	Porcentaje (%) de longitud	Se consideró la longitud en metros de la sombra de la copa de los árboles de las especies que constituyen alimento principal sobre la línea central.	Sí
Densidad de árboles grandes	c _{q1}	Árboles/ha	Se consideró todos los árboles que tuvieran como mínimo 6 metros de alto dentro del transecto de banda (a partir de inventario).	No
Densidad de árboles totales	c _{p1}	Árboles/ha	Se tomó registro del número de árboles (DAP \geq 5 cm) presentes en el área de 25 x 4m (a partir de inventario).	No
Densidad de árboles de especies preferidas	c _{q2}	Árboles/ha	Se consideró las especies pasallo, hualtaco, ébano, faique y almendro, sin restricción de tamaño (a partir de inventario)	No
Densidad de árboles preferidos para establecer madrigueras	c _{q3}	Árboles/ha	Se consideró las especies pasallo huarapo, hualtaco, ébano, faique y almendro que tuvieran DAP \geq 20 cm (a partir del inventario).	Sí
DAP promedio	c _{p2}	Centímetros (cm)	Se tomó la medida de DAP de todos los árboles presentes y se calculó el promedio aritmético (a partir del inventario)	No
DAP promedio de las especies que producen alimento principal	-	Centímetros (cm)	Se tomó la medida de DAP de los árboles que producen alimento principal y se calculó el promedio aritmético (a partir de inventario)	No
Número de especies que producen alimento todo el año	a _{s1}	Unidades	Se contó el número de especies que producen alimento todo el año presentes en el transecto (a partir de inventario).	No
Número de especies que producen alimento principal	a _{s2}	Unidades	Se contó el número de especies que producen alimento principal (a partir de inventario).	Sí
Distancia al cuerpo de agua más cercano	h	Metros (m)	Se calculó la medida desde el centro de la parcela hasta el cuerpo de agua más cercano haciendo uso del mapa digital.	Sí

Fuente: Elaboración propia

Una vez obtenidos los valores, se ordenaron en una hoja de cálculo a modo de base de datos para poder comparar las categorías de habitabilidad asignadas y los valores que tomaba cada variable. De esta manera se eligió aquellas que representaran valores que mostraran correlación con las categorías asignadas.



Fuente: Elaboración propia

Figura 8. Mapa de ubicación de los transectos evaluados para la calibración y verificación en el Sector Sauce grande del CCEA

Verificación

La colecta de datos para esta etapa se dio entre los días 8 y 11 de diciembre de 2015. Para ello se tomó en cuenta 14 transectos de banda de 50 x 4 metros. Estos se ubicaron en áreas que tuvieran todo el rango de habitabilidad posible, y que estuvieran alejados de los transectos de calibración. El detalle de la ubicación de los mismos se encuentra en la Figura 8 (datos adicionales se muestran en el Anexo 1, Tabla 1-2).

Se tomaron los mismos datos descritos anteriormente y además se consideró la colecta de datos de presencia de la especie. Esta colecta de datos consistió en una búsqueda intensiva

de indicios de la ardilla en los alrededores y dentro del transecto. Se consideró un radio de aproximadamente 50 metros y un tiempo de 20 minutos. Los indicios que se consideraron fueron madrigueras y comederos (ejemplos de ello se pueden apreciar en las Figuras 5-2 y 5-3 del Anexo 5, respectivamente), además de registrar los avistamientos de individuos de la especie (Tabla 3), con la finalidad de obtener un índice de abundancia similar al desarrollado por Boddicker *et al.* (2002).

Tabla 3. Puntaje de evidencias de presencia de ardillas para el desarrollo de Índice de Abundancia en el CCEA

Evidencia	Puntaje	Observaciones
Madriguera en uso	3	Señal inequívoca de presencia de la especie.
Madriguera en desuso o restos	0	No se consideran porque se podría estar sobreestimando la presencia de los individuos que las utilizaban.
Comedero reciente	2	Indicio de la presencia de la especie.
Comedero antiguo	0	No se consideran porque generalmente se tratan de almendros roídos, los cuales pueden permanecer en el ambiente más de un año.
Avistamiento directo	1	Los avistamientos fueron escasos, debido al horario en que se realizaron las evaluaciones. Son considerados debido a que pueden ser indicio de presencia del uso del área, aunque no tan importantes como otro tipo de indicios

Fuente: Elaboración propia

El índice de abundancia (IA_{CCEA}) se calculó sumando los productos del número de indicios por el puntaje que representan para cada una de las 14 áreas. Y, finalmente, la verificación consistió en comparar los valores de IA_{CCEA} con los valores de IH_{CCEA} para cada transecto mediante correlación por rangos de Spearman.

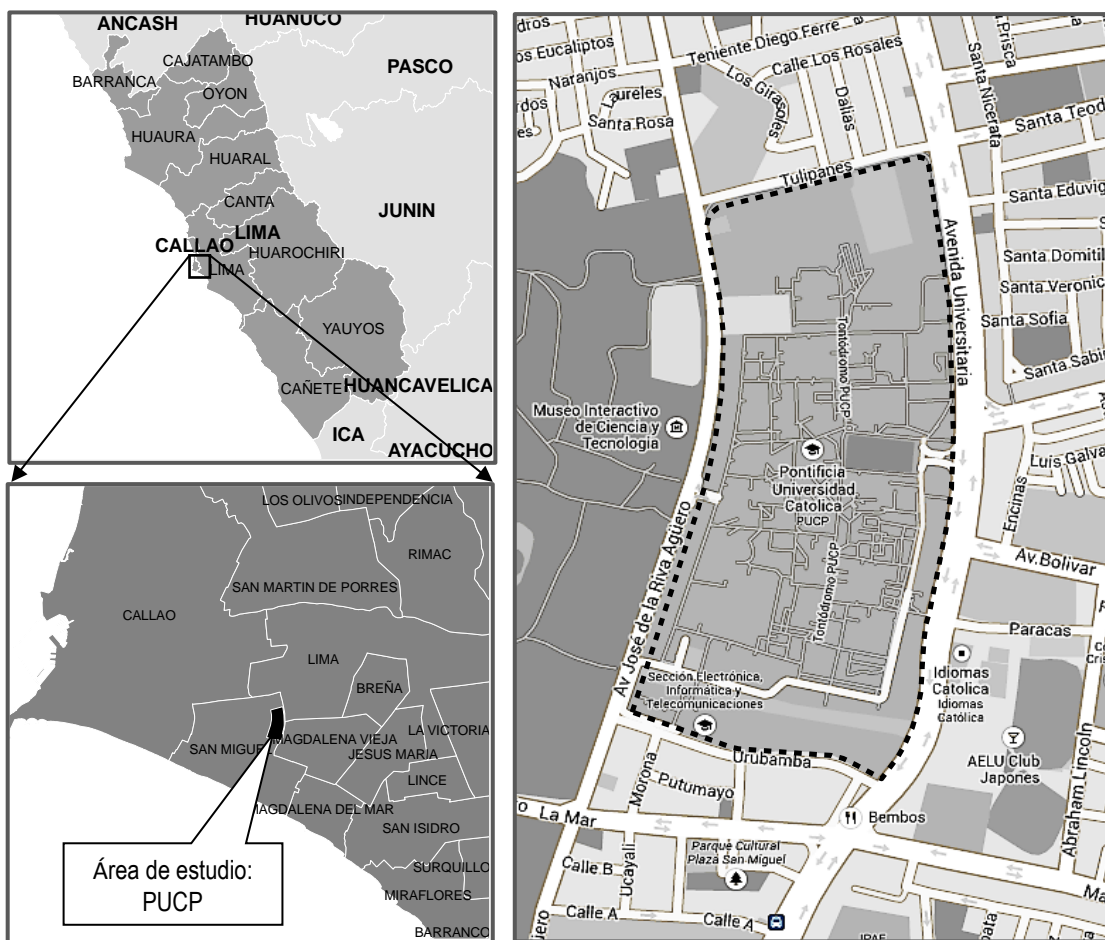
3.2.2. ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA *Simosciurus neboxii* EN UN ÁREA URBANA

a. Área de estudio

El área de estudio elegida fue el campus principal de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Dicho campus se ubica en el distrito de San Miguel de Lima Metropolitana, Departamento de Lima (Figura 9). El campus cuenta con 41 ha de las cuales alrededor de 15 corresponden a áreas verdes y 11 a zonas arqueológicas.

Las áreas verdes poseen gran diversidad de especies ya que en los últimos años se ha estado implementando el proyecto de jardín Botánico PUCP, el mismo que pretende convertir el

campus en un espacio que exhiba las familias vegetales de los principales ecosistemas de país. En él se pueden encontrar áreas con especies propias del bosque seco tropical, gran número de especies de palmeras, cactarios y zonas con especies propias de los bosques húmedos amazónicos. Se cuenta con inventario parcial de la flora del campus, y continuamente se está llevando a cabo la introducción de nuevas especies para alcanzar los objetivos del proyecto. Esto, sumado a la construcción de nuevos edificios en el campus para satisfacer las necesidades de infraestructura, crea un ambiente aun cambiante. Por tal motivo todas las descripciones que se hagan en cuanto a vegetación y espacio corresponden a lo observado únicamente durante el periodo de evaluación para el presente estudio.



Fuente: Elaboración propia

Figura 9. Ubicación del campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú

En el campus habitan distintas especies de aves entre las que se pueden mencionar al turtupilín (*Pyrrocephalus rubinus*), la amazilia costeña (*Amazilia amazilia*), la cuculí (*Zenaida meloda*), el loro cabeza roja (*Aratinga wagleri*), el cucarachero (*Troglodytes aedon*), el mielerito (*Coereba flaveola*), el botón de oro (*Sicalis flaveola*), el tordo parasito (*Molothrus bonaerensis*) y el violinista (*Thraupis episcopus*). Además se puede observar la

constante presencia del gavilán acanelado (*Parabuteo unicinctus*), el cual parece ser el principal depredador de la ardilla de nuca blanca en la ciudad y que utiliza los árboles y palmeras de mayor altura para anidar dentro del campus.

La PUCP también cuenta con un zoológico, que alberga 22 venados de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y 12 tortugas motelo (*Chelonoidis denticulata*). El origen de ambas especies en el campus es bastante incierta, pero su convivencia en el área asignada se encuentra monitoreada y bajo un control veterinario. Distinto es el caso de las ardillas de nuca blanca *Simosciurus neboxii*, cuya presencia se conoce desde la década de los 70s³. Se encuentran dispersas en el campus y su población no es controlada, pero parece variar a lo largo del tiempo, en ciclos correspondientes a las estaciones propias de la costa de Lima que afectan la disponibilidad de alimento y la presencia de depredadores.

b. Revisión de la información

La mayor cantidad de información de la especie en la ciudad de Lima con la que se cuenta es la extraída de los estudios realizados en el mismo campus. Estos corresponden a la descripción de la cobertura vegetal para la reproducción (Lajo, 2015), el seguimiento al número de madrigueras en el campus y el registro de especies utilizadas para alimentación (a partir de observaciones personales). Además, durante el trabajo de campo, se realizaron observaciones y registros que pudieran complementar la información previa.

La información brindada por el personal de la Oficina de Mantenimiento del campus también fue considerada para la elaboración del índice. Así mismo, algunos aspectos no estudiados específicamente para esta especie, pudieron ser aproximados con la utilización de información descrita para otras especies de la misma familia, proveniente de literatura básica (Gurnell, 1987; Thorington *et al.* 2012, Edwards *et al.*, 2003)

c. Modelo conceptual

El modelo conceptual es el esquema en el que se señalan los requisitos para la vida de la especie de interés (Figura 7). Se elaboró de modo similar al desarrollado para el área natural (CCEA).

En este caso, debido a que el tipo de cobertura vegetal es una sola (vegetación urbana), no se hace distinción a dicho nivel. Los requisitos de vida fueron descritos por variables medibles que tomaron en consideración la cobertura reproductiva y el alimento, siguiendo

³ Sotomayor, C. 2012. Presencia de ardillas en el campus de la PUCP (entrevista). Lima, PE, Pontificia Universidad católica del Perú.

los ejemplos previos de Índices de Habitabilidad elaborados para las especies *Sciurus niger* y *Sciurus griseus* en Norteamérica (Allen, 1987a; Allen, 1987b)

El requisito principal es el alimento y, al igual que en el caso del CCEA, solo se considera el alimento de origen vegetal. Inicialmente se asumió que este factor alcanzaba valores inferiores cuando se consideraba el alimento disponible únicamente durante la temporada seca, sin embargo, se dejó abierta la posibilidad de considerar el alimento a lo largo del todo el año para hacer una comparación y poder elegir cuál de las dos variables describía mejor la calidad del hábitat. Además, se determinó dos categorías para el alimento: principal y complementario, según diversas observaciones realizadas a lo largo de las evaluaciones concernientes a la ecología de la especie. Para más detalles ver Anexo 3 - Índice de Habitabilidad para *Simosciurus neboxii* en un área urbana

La cobertura vegetal general para la prevalencia de la especie, en el caso de ardillas, es la misma que la cobertura reproductiva. Comúnmente se trata de árboles de una altura igual o mayor a 6 metros (Lajo, 2015). Aunque hay especies preferidas para la construcción de madrigueras, al tratarse de una especie oportunista, puede utilizar otras especies siempre y cuando tenga otros recursos en los alrededores, principalmente alimento.

Otras variables frecuentemente utilizadas son la presencia o cercanía a fuentes de agua. Sin embargo, no se consideraron en este caso debido a que se trata de áreas verdes que son regadas con frecuencia, de modo que la provisión de agua es constante.

d. Modelo matemático

La construcción del modelo matemático inicial consideró las variables correspondientes a los requisitos de vida descritos en el índice conceptual, es decir alimento y cobertura.

En este caso se pudo realizar un modelo inicial más detallado, debido a que se contaba con mayor cantidad de información. Es así que el factor alimento (A) se disgregó en tres variables para lograr una caracterización más precisa de la disponibilidad del mismo. Estas variables fueron Cobertura de vegetación correspondiente a especies que proveen alimento principal (A_p), Número de especies que proveen alimento principal (A_n) y Número de especies que proveen alimento complementario (A_m). Sin embargo, se consideraron dos posibles juegos de variables, uno que describiera el alimento durante todo el año y otro que representara únicamente el alimento que estuviera presente la temporada de evaluación.

La cobertura solo estuvo compuesta de una variable llamada C, la misma que se describe la cobertura del dosel de los árboles, considerándose como tal la cobertura a partir de los 4 metros de alto. De este modo se resume los diferentes aspectos de vegetación, ya que considera únicamente los árboles suficientemente altos para albergar madrigueras y que puedan servir como áreas en las que las ardillas pueden movilizarse y que al mismo tiempo les sirvan de cobertura contra su depredador aéreo, *Parabuteo unicinctus*.

El índice matemático inicialmente tomo la siguiente configuración:

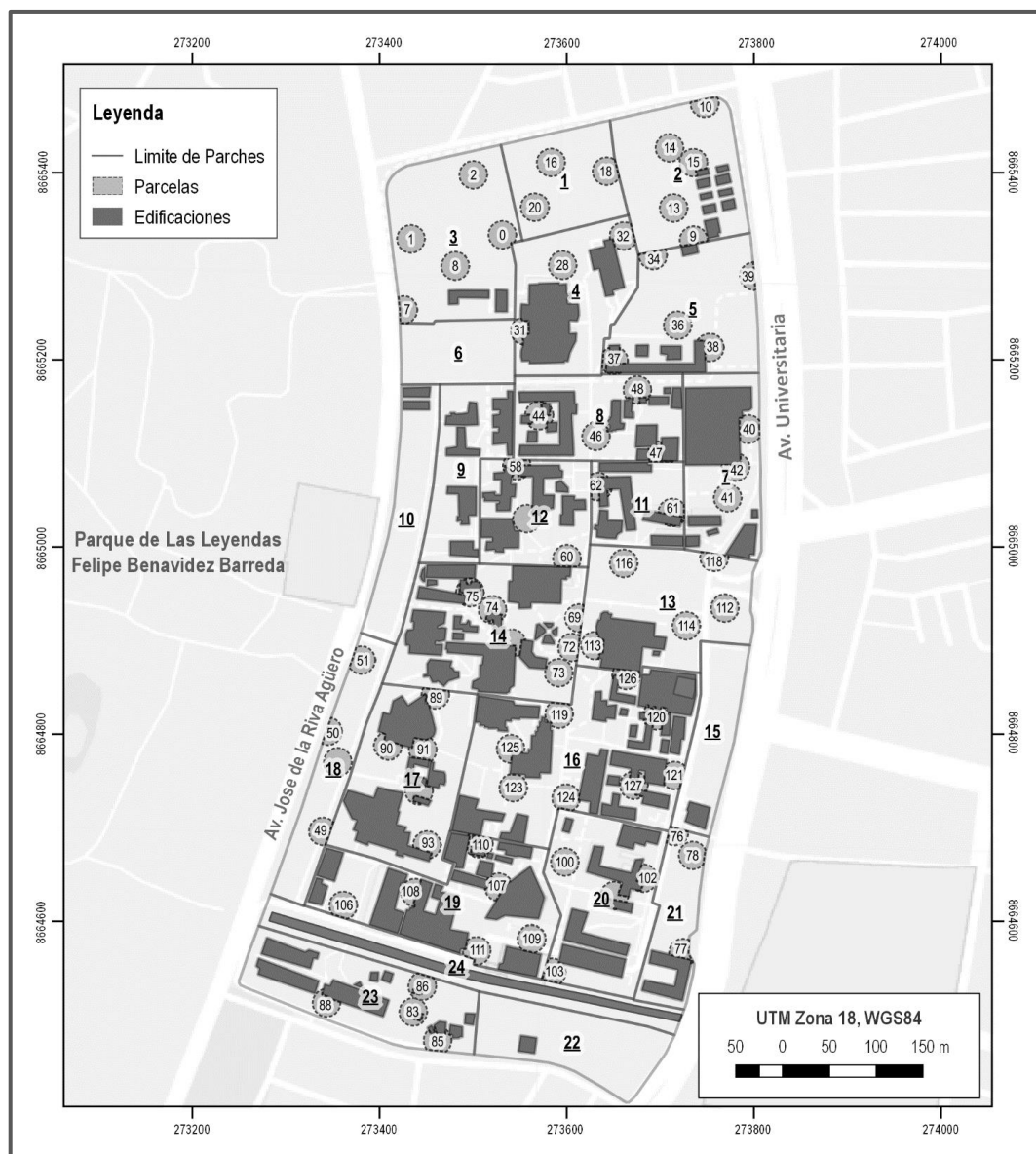
$$IH_{PUCP} = A + C$$

En este caso si fue posible estimar el número de variables para cada factor ya que se contaba con información suficiente. El factor alimento, A, tendría tres variables A_p , A_n y A_m , mientras que el factor cobertura, C, únicamente se describe a partir de una variable. Como no se conocen muy bien el uso de estos recursos por la especie, para este modelo se consideran todas las variables como compensatorias, debido a que la relación entre cobertura y alimento puede resultar muy estrecha.

e. Calibración y Verificación

Al igual que en el caso del modelo de IH de se llevaron a cabo los procesos de calibración y verificación propuestos por Brooks (1997), con la adición de variables alternativas para poder elegir las mejoras descriptoras de calidad de hábitat en base a los valores que éstas tomen. Para ello, se empezó dividiendo el campus en áreas que pudieran tener características diferentes entre ellas, considerando también algunas características que tuvieran influencia en el movimiento de las ardillas dentro del campus. Algunas de ellas fueron veredas muy transitadas que hacen de barreras temporales para las ardillas, conexión entre parches de vegetación, áreas recientemente intervenidas o modificadas y vegetación relativamente homogénea. Entre dichas áreas se consideraron también zonas de estacionamiento, veredas y áreas asfaltadas, dado que muchas de ellas, al tener cobertura de árboles, tienen el potencial de albergar ardillas; las áreas correspondientes a estructuras arqueológicas fueron consideradas dentro de áreas edificadas debido a que no son áreas que la ardilla pueda utilizar. Así, las áreas seleccionadas tuvieron extensiones más o menos similares, sin considerar las edificaciones (por tal motivo las áreas que aparentan mayor extensión son las que poseen más edificaciones), de modo que su tamaño es mayor que el *home-range* promedio estimado teóricamente (ver sección 4.2.1 Revisión de información, Capítulo 4 –

Resultados). Así se obtuvieron 23 áreas de espacios no edificados en el campus de la PUCP (Figura 10).



*Las edificaciones mostradas son las existentes durante el periodo de evaluación (2016)

Fuente: Elaboración propia

Figura 10. Mapa de ubicación de parches y parcelas de evaluación en el campus de la PUCP

Para la correcta caracterización de cada parche se determinaron, al azar y de forma estratificada, 127 puntos con la herramienta vectorial ‘Puntos aleatorios dentro de polígonos’ del programa QuantumGIS. Dichos puntos fueron utilizados como puntos centrales para el establecimiento de parcelas circulares de 15 metros de radio. Se excluyeron algunas parcelas que se traslapaban entre sí, eligiéndose solo una de ellas en cada caso, y en aquellas que ocupaban espacios que no correspondían al área que debían representar se realizaron cortes,

restandose de los cálculos los espacios excluidos (Figura 10). Al final, se establecieron un total de 75 parcelas.

El tamaño de los parches oscila entre 0.6 y 2.3 ha, y el área evaluada dentro de cada uno a partir de las parcelas representa entre 14 y 21% de la extensión que cubren, logrando una descripción aceptable de la vegetación presente. Los detalles de extensión de parches y número de parcelas se pueden ver en el Anexo 1, Tablas 1-3 y 1-4.

Finalmente, para poder llevar a cabo los procesos de calibración y verificación de forma independiente, se eligieron áreas cuya categoría de calidad de hábitat se conociera bien y las restantes se dejaron para realizar la verificación.

Calibración

La evaluación para esta etapa llevó a cabo entre el 9 y el 14 de mayo del año 2016 y, como ya señalo anteriormente, se consideró toda la gama de condiciones posibles de calidad de hábitat, de modo que los puntajes del índice abarcaron todo el rango de habitabilidad. Es decir, se eligieron desde áreas no adecuadas (IH igual o cercano a cero) hasta áreas muy adecuadas (IH igual o cercano a 1). En Tabla 4 se muestran los parches seleccionados para esta etapa y las categorías que se asignaron inicialmente, de modo que se tuviera una base con la que se pudieran hacer las comparaciones cuando se obtuvieran los valores.

Tabla 4. Categorización inicial de áreas evaluadas para calibración del Índice de Habitabilidad en la PUCP

Categoría Inicial de Habitabilidad	Áreas Calibración	Número de parches por categoría
Nula	Parche 3 Parche 18	2
Baja	Parche 5 Parche 7	2
Media	Parche 17 Parche 23 Parche 14	3
Alta	Parche 8 Parche 16	2
Total		9

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Variables y método de evaluación para obtener los datos usados en la calibración del Índice de Habitabilidad en la PUCP

Variable	Código	Unidades	Método	Utilizado
Cobertura de dosel	c	Porcentaje (%) en base a puntos	Se establecieron dos líneas formando una cruz en las parcelas circulares (orientación diagonal respecto al eje N-S). Sobre ellas se registró la presencia o ausencia de cobertura en 10 puntos distribuidos uniformemente en cada línea utilizando un densiómetro tipo telescopio. Se consideró el dosel a partir de los 4 metros.	Si
Cobertura arbustiva	-	Porcentaje (%) en base a puntos	Similar a la cobertura de dosel, pero se consideró la cobertura entre 0.5 y 4 metros.	No
Cobertura a nivel del suelo	-	Porcentaje (%) en base a puntos	Similar a la cobertura de dosel, pero se consideró el tipo de cobertura del suelo en categorías: suelo desnudo, cemento o asfalto, césped y herbáceas (hasta 0.5 m de altura).	No
Cobertura de las especies que constituyen alimento principal	a _{p1}	Porcentaje (%) en base a metros cuadrados	Se registraron dos diámetros de copa para los árboles y palmeras que constituyen alimento principal dentro de las parcelas; se a halló la cobertura en metros cuadrados. Se restó las áreas aproximadas que cayeran fuera de la parcela.	Si
Cobertura de las especies que constituyen alimento principal en el momento de la evaluación	a _{p2}	Porcentaje (%) en base a metros cuadrados	Se registraron dos diámetros de copa para los árboles y palmeras que presentaran la estructura utilizada como alimento al momento de la evaluación dentro de las parcelas; se a halló la cobertura en metros cuadrados. Se restó las áreas aproximadas que cayeran fuera de la parcela.	No
Número de especies alimento principal	a _{n1}	Unidades	Se consideraron todas las especies que constituyen alimento principal (a partir de inventario)	Si
Número de especies de alimento principal en el momento de la evaluación	a _{n2}	Unidades	Se consideraron las especies que presentaran la estructura utilizada para alimentarse al momento de la evaluación (a partir de inventario)	No
Número de especies de alimento complementario	a _{m1}	Unidades	Se consideraron las especies utilizadas como alimento complementario (a partir de inventario)	Si
Número de especies productoras de alimento complementario en el momento de la evaluación	a _{m2}	Unidades	Se consideraron las especies que presentaran la estructura utilizada para alimentarse al momento de la evaluación (a partir de inventario)	No

Fuente: Elaboración propia

Dentro de cada parche, se evaluaron las parcelas correspondientes a partir de las variables consideradas para llevar a cabo la calibración. En la evaluación se incluyó las variables alternativas de alimento que describieran condiciones diferentes. De modo que un grupo describían las condiciones del alimento durante todo el año, y las otras describían las condiciones del alimento en el momento de la evaluación, esto es, contando solo los árboles o arbustos que tuvieron la estructura utilizada como alimento en el momento de la evaluación. La descripción de los métodos para la colecta de datos se detalla en la Tabla 5.

Una vez obtenido los valores se procedió a calcular los valores IH para cada área en base a los valores hallados. Se consideraron ambos juegos de variables $a_{n1}-a_{m1}-a_{p1}$ y $a_{n2}-a_{m2}-a_{p2}$ y se comparó con los valores teóricos de calidad de hábitat para determinar cuál de los dos juegos se ajustaba mejor.

Así también se procedió a determinar los coeficientes de la ecuación construida, comparando diferentes modelos propuestos, hasta obtener el modelo más representativo.

Verificación

La colecta de datos para la verificación se realizó entre el 17 y el 26 de mayo de 2016. Para ello se evaluó las parcelas de los parches restantes (Anexo 1, Tabla 1-4) a partir de las variables c , a_{p1} , a_{n1} y a_{m1} . Pero también, de forma paralela se realizó una evaluación para determinar la abundancia de individuos en cada parche a partir de un Índice de Abundancia (IA_{PUCP}) de forma similar al utilizado para verificar el IH del CCEA. La evaluación para obtener el valor de IA consistió en una búsqueda intensiva de evidencias de presencia de ardillas y se registraron los avistamientos directos de ardillas. La búsqueda intensiva se realizó dentro de las parcelas de evaluación al momento del registro de los valores de las variables para la obtención del puntaje del índice de habitabilidad. Además, se realizaron recorridos rápidos dentro del parche, con una duración de entre 5 y 10 minutos, en los que se buscó presencia de ardillas, madrigueras y otros indicios.

Las evidencias consideradas fueron madrigueras en uso, madrigueras en desuso o restos, comederos recientes y huellas de rasguños (Figuras 5-6 y 5-8 del Anexo 5); mientras que los avistamientos directos fueron registrados según la actividad que realizaban los individuos. A cada tipo de evidencia se le asignó un puntaje de acuerdo a su significancia (Tabla 6). Además de los avistamientos en los que los individuos se estén alimentando, la presencia de madrigueras se considera las evidencias de mayor valor. Esto se debe a que otros avistamientos como en los que se observa a los individuos únicamente desplazándose pueden

generar falsa presencia debido a que las ardillas son especies que presentan lo que se conoce como en inglés como ‘*high vagility*’ lo que significa que los individuos están en constante movimiento en grandes áreas de hábitat que no necesariamente es adecuado (Hirzel *et al.*, 2004). Por ello Hirzel y Le Lay (2008) recomiendan utilizar datos relacionados al *fitness* de la especie como lugares utilizados para estableces madrigueras, comederos, etc., de modo que se reduzca la probabilidad de errores.

Tabla 6. Puntaje de evidencias de presencia de ardillas para desarrollo de Índice de Abundancia en la PUCP

Evidencia	Puntaje	Observaciones
Avistamiento – alimentación	3	Señal de presencia de la especie, uso de espacio (dentro de su <i>home-range</i>)
Avistamiento – interacción	2	Se consideran persecuciones y peleas que a menudo son señal de defensa de territorio.
Avistamiento – desplazamiento	0	Considerar desplazamiento puede generar falsa presencia.
Madriguera en uso	3	Señal de inequívoca de presencia de individuos.
Madriguera en desuso o restos	0	No se consideran pues se podría estar sobreestimando la presencia de los individuos que la utilizaban.
Comedero	3	Comederos recientes tienen mismo valor que el avistamiento de individuos alimentándose
Rasguños	1	No se consideran los árboles en los que se ubican las madrigueras.

Fuente: Elaboración propia

El número de cada tipo de evidencia dentro de cada área fue multiplicado por el puntaje y, posteriormente, sumados para obtener un valor de IA_{PUCP} . Finalmente, los valores de IA_{PUCP} fueron comparados mediante correlación por rangos de Spearman con los valores de Índice de Habitabilidad para cada área elegida.

3.2.3. DOCUMENTACIÓN DEL PROCESO DE ELABORACIÓN DE LOS ÍNDICES

La documentación se llevó a cabo tal como lo especifica el manual HEP (USFWS, 1981), de modo que se presente su estructura, las asunciones a partir de las cuales se elaboró y todos los pasos necesarios para implementar el modelo.

El manual señala dos niveles que deben ser considerados para la documentación: el primero debe presentar la información relacionada al uso del hábitat y los recursos por parte de la

especie, y el segundo corresponde a la descripción de cómo la información especie-hábitat es utilizada para construir el modelo de IH, así como como la forma de utilizar el modelo y las condiciones bajo las cuáles se debe utilizar.

- A. Documentación del uso del hábitat. Las relaciones que existen entre la especie y su hábitat y la historia natural son la base para desarrollar los IH. Por esto la información que se incluyó en esta sección fue:
 - i. Los requisitos generales: Distribución y tipos de cobertura
 - ii. Requisitos específicos del hábitat (cualitativos y cuantitativos): alimento, agua, reproducción, interacciones y requisitos de *home-range*.
- B. Documentación de la construcción del modelo y su uso. En él se incluyó información que sustenta el proceso de construcción del modelo y se presentaron las asunciones hechas.

3.2.4. ANÁLISIS DEL PROCESO

El análisis del proceso tuvo como finalidad identificar cuáles fueron los puntos en los que se presentan las mayores dificultades para la aplicación del método en cada etapa, y también las sugerencias para superar dichas dificultades.

Para este análisis, se tomaron en consideración tres etapas:

- Planteamiento y planificación: fue la etapa en la que se buscó información, se desarrollaron los modelos conceptuales y matemáticos preliminares, y se planificó la colecta de datos en campo.
- Trabajo de campo: comprendió las actividades de colecta información básica y datos para las fases de calibración y verificación.
- Procesamiento de datos: incluyó el procesamiento de los datos obtenidos en campo, el análisis del proceso, la redacción de los índices y la entrega de recomendaciones para el uso de la metodología.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA *Simosciurus nebouxii* EN EL CCEA

La elaboración del Índice de Habitabilidad para la especie en el Coto de Caza El Angolo fue documentada y es presentada en el Anexo 2, en él se entrega la información relevante para el entendimiento de su estructura, así como las relaciones entre los factores que componen el modelo y las variables seleccionadas. A continuación se detalla los procesos adicionales que fueron necesarios para obtener el modelo de IH final.

4.1.1. REVISIÓN DE INFORMACIÓN

Mucha de la información que se presenta es la que se pudo recopilar de los informes de trabajos realizados en los cursos de campo de la maestría. Estos trabajos incluyen algunos datos de dieta, especies de árboles utilizadas para el establecimiento de las madrigueras y zonas donde la especie se presenta con mayor frecuencia.

La información adicional empleada para estimar algunos datos faltantes fue tomada de la literatura especializada sobre la familia Sciuridae. En la Tabla 7 se resume la información que se pudo obtener y que fue relevante para la elaboración del índice.

Debido a que no se cuenta con información para las ardillas de nuca blanca se puede estimar un *home-range* según la información disponible para otras especies, las observaciones registradas en trabajos anteriores y las que se puedan realizar durante el trabajo de campo. Gurnell (1987) recopila información de varios estudios de ardillas arborícolas, principalmente de Norteamérica, con lo que evidencia la gran variación del tamaño del *home-range* para este tipo de animales, dependiendo de la temporada en evaluación, la disponibilidad de alimento, la densidad de la especie en el área, el sexo y la edad, etc. En general, los individuos adultos machos de todas las especies tienen un *home-range* mayor, mientras que los juveniles tienden a tener uno más cercano al de las hembras adultas. Y durante la temporada de apareamiento los machos aumentan su *home-range* hasta casi triplicarlo en algunos casos. Así, solo es posible estimar un *home-range* promedio que pueda servir para determinar unidades mínimas de evaluación, y éstas dependerán de la precisión

a la que se desea trabajar. Por este motivo, se propone el uso de un tamaño de 5 ha de *home-range* como mínimo en caso de que se quiera evaluar unidades de hábitat o se tenga que hacer análisis relacionados con dicha variable, para así evitar considerar unidades de evaluación demasiado pequeñas.

Tabla 7. Información disponible sobre la ecología de la ardilla de nuca blanca en el CCEA

Característica	Información	Fuente
<i>Home-range</i>	El <i>home-range</i> de la especie no se conoce. Se sabe que en las ardillas arborícolas puede variar enormemente, aun dentro de la misma especie, dependiendo del sexo, la calidad del hábitat, la temporada del año, la densidad poblacional, etc. Se tiene registros de < 1 ha hasta 20 ha, dependiendo de la especie.	Gurnell, 1987
Dispersión y uso de espacio	No se cuenta con esta información para la especie. La dispersión de los individuos de una población depende de las condiciones del hábitat, así como de la densidad de la población.	Gurnell, 1987
Densidad	En el CCEA se han registrado entre 1 y 10 individuos en transectos de conteo de 1.5 km (las áreas evaluadas correspondían únicamente a quebradas). En una evaluación en el santuario Histórico Bosque de Pomac se han encontrado entre 60 y 120 ardillas/km ² (1.5 y 2.4 ardillas por kilómetro lineal, respectivamente).	Calvimontes <i>et al.</i> , 2001 Gómez, 2011
Reproducción	Se observan crías durante los meses de marzo, abril y mayo, después de la temporada de lluvias. Las camadas son de 2 a 3 crías.	Pulido y Yockteng, 1986
Dieta y alimentación	Las semillas de huarapo parecen ser importantes en la dieta. También consumen semillas de ceibo, almendro, charán, pasallo, algarrobo, ébano y overo. Consumen semillas, hojas, ramas tiernas, cogollos de ceibo, almendro y hualtaco.	Calvimontes <i>et al.</i> , 2001 Pulido y Yockteng, 1986
Cobertura general y reproductiva	Las principales especies de árboles utilizados para establecer sus madrigueras son ébano, almendro y huarapo. Los árboles utilizados para el establecimiento de madrigueras tienen en su mayoría (hasta un 90%) alturas entre los 8 y 16 metros. Y las especies más utilizadas fueron huarapo, almendro y ceibo.	Pulido y Yockteng, 1986 Calvimontes <i>et al.</i> , 2001

Fuente: Elaboración propia

Para hablar sobre la dispersión y el uso de espacio es necesario tener datos precisos, con los cuales no aún no se cuenta. Se cree que las ardillas arborícolas una vez que se convierten en residentes, permanecen en la misma área de por vida, a menos que la escasez de alimentos las obligue a marcharse. Thompson (1978) señala que es posible que la dispersión sea el principal factor regulador del tamaño de la población de ardillas grises y que está mediado

por la disponibilidad de alimento. En el bosque seco, como en muchos ecosistemas, la disponibilidad de alimento no solo varía a lo largo del año, sino de un año a otro, influenciando el tamaño de la población de la ardilla de nuca blanca y su dispersión. Esto último se debe a que la distribución de las especies productoras de semillas a menudo se da en parches, y que además presentan tiempos de floración y fructificación diferentes entre sí. Si a esto le sumamos la calidad del alimento que produce (aun en la misma especie y la misma temporada diferentes individuos presentan diferente valor nutricional en las semillas o frutos) se tiene una dinámica sumamente compleja que requiere de datos y tiempos de estudio largos. Por esto, si se quiere realizar un seguimiento de los movimientos de la población, es recomendable únicamente tomar en cuenta el uso del espacio como la presencia de los individuos de la especie en un momento dado (temporada), de modo que se pueda realizar en base a evidencias físicas que puedan encontrarse durante las evaluaciones en campo. Siendo de este modo la presencia de madrigueras y los avistamientos de individuos las evidencias más fuertes. Sin embargo, se puede proponer un tamaño estimado de entre 1 y 5 ha de *home-range* para *S. neboxii* en el Sector Sauce Grande basado en datos de otras especies de ardillas de tamaño similar (Gurnell, 1987).

En cuanto a los datos de densidad registrados en el informe de Calvimontes *et al.* (2001) es necesario señalar que se refieren únicamente a las áreas de quebradas. No se tomaron en consideración otras zonas que pudieran tener vegetación adecuada para ser utilizada por la especie, por lo que se trata de resultados sesgado que solo representa zonas de establecimiento de madrigueras, donde se sabe que la especie presenta mayor actividad. Por otro lado, la evaluación realizada en el Santuario Histórico Bosque de Pómac (Gómez, 2011) no precisa el método por el cual se distribuyeron las unidades de muestreo, cuál fue el criterio para la selección de las áreas si estas fueron elegidas de forma arbitraria, ni tampoco se señala la características de la vegetación, por lo que los resultados que se presentan solo son referenciales.

Sobre la temporada de cría, si bien se conoce que hay un periodo marcado de reproducción, correspondiente al final de la temporada de lluvia, se pudo observar juveniles durante los trabajos de campo. Ya que los trabajos de campo se realizaron la primera quincena de diciembre, y que los juveniles observados tenían alrededor de tres meses, estos debieron haber nacido a finales de setiembre o principios de octubre, lo que corresponde a la temporada seca. Al respecto, Gurnell (1987) menciona que el clima y la disponibilidad de alimento afecta la duración y frecuencia de la temporada reproductiva, dándose hasta dos

veces al año cuando las condiciones son propicias. El caso de la ardilla de nuca blanca es particular entre las ardillas del trópico, debido a que habita en el bosque seco, que se caracteriza por tener estaciones anuales muy marcadas y ciclos climáticos supra anuales de los cuales depende la dinámica del bosque. Esta fuerte variación en el clima es de esperar que afecte en gran medida el periodo reproductivo de la especie, y que haga difícil las generalizaciones respecto al comportamiento reproductivo y la dinámica poblacional de la especie. Sin embargo, es importante reconocer que no se tiene una temporada de reproducción y cría marcada, y que esto es significativo para la construcción del índice de habitabilidad. Ya que, al no ser una temporada determinada durante el año en que se presentan crías, el momento de mayor vulnerabilidad de la especie es en la que los recursos para la población en general son más escasos, no solo para las crías. Y ese momento es la temporada seca, cuando los individuos dependen principalmente de las semillas producidas por los árboles que pueden permanecer en el ambiente hasta que vuelvan las lluvias.

Respecto a la dieta, las ardillas arborícolas suelen ser oportunistas y normalmente incluyen una gran variedad de plantas, así como material animal en sus dietas. El consumo de huevos de aves, pichones e incluso el canibalismo, por lo general está restringido a periodos de escasez de alimento. Nutrientes limitantes como el calcio y el sodio son buscados en otras fuentes como hongos hipogeos, cornamentas y huesos. Sin embargo, las ardillas arborícolas se alimentan principalmente de semillas, nueces y frutas; pero algunas especies muestran especializaciones muy particulares, dependiendo del bioma o tipo de vegetación donde se desarrollan (Gurnell, 1987; Thorington *et al.*, 2012). En el caso de la ardilla de nuca blanca en su hábitat natural, se tiene información basada en observaciones durante el trabajo de campo de los cursos de la Maestría y también referencias de los guías locales. A juzgar por las observaciones y la frecuencia con que son mencionados algunos ítems se puede inferir cuáles especies tienen mayor importancia en la dieta, considerándose como alimento principal, y cuáles son menos utilizadas, considerando a estos últimos como alimento complementario. En la Tabla 2-2 del Anexo 2 se puede observar el detalle de las especies que producen alimento consumido por la especie. Aunque se ha señalado a la especie como depredador de nidos (Nolazco y Roper, 2014), como se menciona líneas arriba, su consumo puede restringirse a las temporadas de escasas de otros recursos. Tampoco se descarta el consumo de artrópodos y animales pequeños, pero no son considerados para la construcción del modelo debido a que su consumo parece mucho menor que el de las plantas en general, basado en la información de otras especies del mismo género.

Las ardillas arborícolas usan el dosel del bosque durante todas las etapas de su vida y para prácticamente todas las actividades que realizan. Aunque ya existían algunos datos sobre la cobertura reproductiva utilizada por esta especie se realizó una evaluación un poco más detallada para complementar la información cuyos resultados se presentan líneas abajo. Mientras que respecto a la cobertura general utilizada por la especie, la cobertura arbórea es totalmente necesaria para su supervivencia, ya que son organismos que evolucionaron para la vida en los bosques. Utilizan el dosel para construir sus madrigueras, alimentarse, protegerse de depredadores y moverse. Sin embargo, bajan al suelo en busca de alimento y pueden movilizarse corriendo entre un parche y otro de árboles siempre y cuando exista cobertura arbustiva que los pueda cubrir de la vista de depredadores.

4.1.2. LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN BÁSICA

a. Descripción de lugares utilizados para el establecimiento de madrigueras

La colecta de datos para la caracterización de los sitios utilizados por la ardilla de nuca blanca para la construcción de sus madrigueras se hizo de forma que pudiera complementar la información que ya se tenía. Dicha caracterización se realizó en tres escalas: áreas circundantes, árbol que sostiene la madriguera y posición de la madriguera en el árbol.

Se analizó 52 madrigueras, de los cuales 33 se trataban de madrigueras completas (que se asume que estaban en uso al momento de la evaluación) y 19 se trataba de madrigueras en desuso o restos de las mismas. Además, se tomó registro de otras 27 madrigueras que se pudieron observar durante las caminatas y trabajo de campo, de las cuales únicamente se tomó la ubicación, condición y especie de árbol en la que se encontraba.

Áreas circundantes

El análisis de las 48 áreas circundantes a árboles con madrigueras (en algunos casos los árboles tenían más de una madriguera, por lo que resultan ser un número inferior al número total de madrigueras analizadas) tuvieron las siguientes características promedio: 47% de cierre de dosel ($s = 19.5$), 42% de cierre de sotobosque ($s = 20.7$), 168 árboles por hectárea ($s = 46.9$), 2.8 árboles o arbustos que producen alimento ($s = 1.1$ - Tabla 8 y Figura 11). La matriz de datos completa se muestra en el Anexo 1, Tabla 1-5.

Tabla 8. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de las áreas circundantes a las madrigueras de *S. nebouxii* en el CCEA

	N	Promedio $\bar{x} \pm IC(95\%)$	Rango	Desv. Est. <i>s</i>	CV
Cierre de dosel (%)	48	46.8 ± 5.5	5 – 90	19.5	0.42
Cierre de sotobosque (%)	48	41.9 ± 5.9	0 – 90	20.7	0.50
Densidad de árboles (árboles/ha)	48	168.4 ± 13.3	63.7 – 286.5	46.9	0.28
Árboles que producen alimento (und)	48	2.8 ^a	1 – 6	1.1	0.40

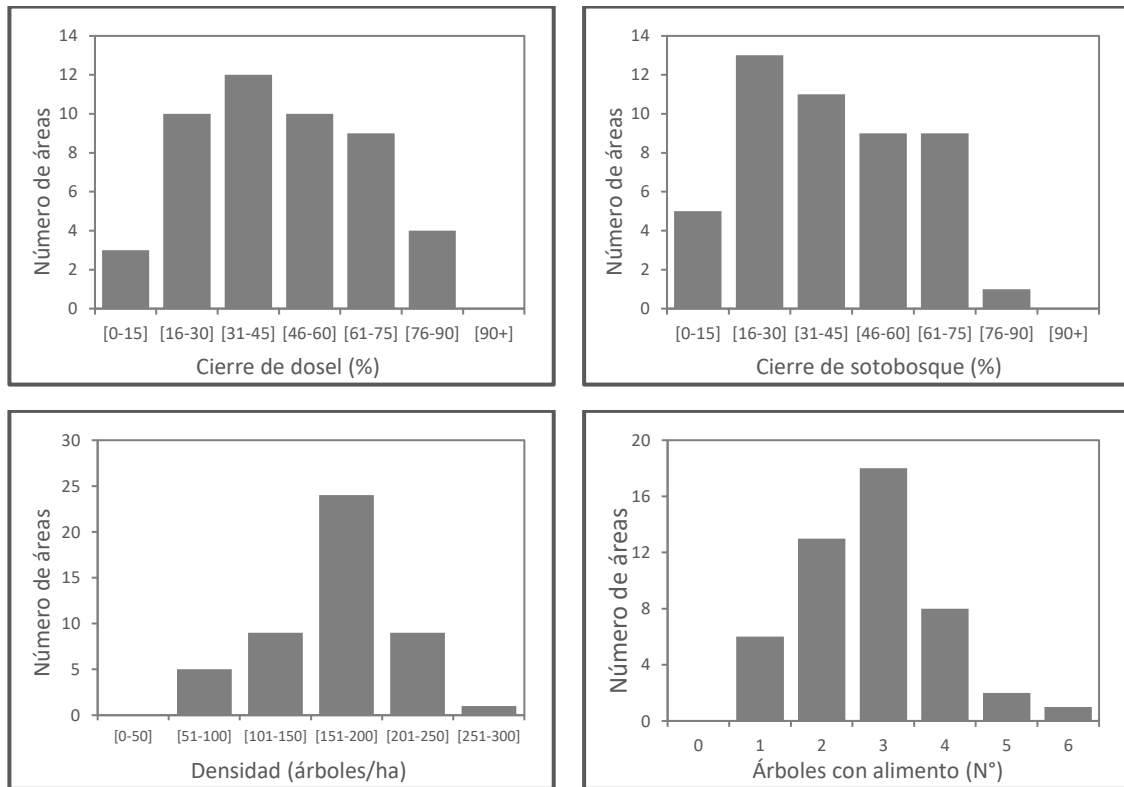
^a La variable no presenta distribución normal

Fuente: Elaboración propia

La mayoría de las variables presentar coeficientes de variación mayores a 0.4, a excepción de la densidad de árboles, lo cual puede ser un indicio de la preferencia por áreas con la densidad promedio indicada. La densidad de árboles en este tipo de ecosistema puede variar de enormemente entre asociaciones vegetales como lo describe Ríos (1989) quien señala densidades de entre 46 y 340 árboles por ha, siendo lo más común densidades por debajo de 100 árboles/ha. Del mismo modo, La Torre-Cuadros y Linares-Palomino (2008) describen 5 tipos de vegetación con densidades entre menos de 25 y más de 150 árboles/ha, siendo lo más común los valores entre dicho rango. Por lo que el valor hallado para las áreas utilizadas por la especie para establecer las madrigueras están un poco por encima de los valores más comunes, señalando su preferencia por las áreas con una gran densidad de árboles. Pero es necesario recordar que el área evaluada es de 314 m², por lo que pueden tratarse de parches densos de vegetación arbórea y no necesariamente de tipos de vegetación con dicha característica.

En comparación con datos de madrigueras en áreas urbanas, se pudo encontrar fuertes variaciones en las condiciones de las áreas utilizadas para el establecimiento de madrigueras. En áreas urbanas de Lima se encontró una densidad promedio de 37.5 árboles/ha y una cobertura de dosel de alrededor de 50%, siendo esta última también más heterogénea (CV =21%) y de un rango de valores menor (33.3-75 %). Aunque el número de árboles o arbustos con partes comestibles (o productores de alimento) son los mismos (en promedio 3) el valor no es comparable ya que el tamaño de la parcela evaluada es muy diferente (25 m de radio en el caso de áreas urbanas, frente a los 10 m en este caso). Es así que únicamente se podría indicar que la cobertura y la densidad en ambos casos parecen tener valores bajos de variación, siendo posiblemente factores importantes para la selección, a pesar de que en ambos ambientes tomen valores muy diferentes. Lo que puede asemejarse a lo reportado

para ardillas de Norteamérica, las cuales seleccionan ciertas características de los ambientes que habitan, no solo dependiendo de la especie de la que se trate, sino también del tipo de ecosistema donde se encuentran (Flyger y Gates, 1982; Gurnell, 1987), sin embargo, la utilización de áreas con disponibilidad de alimento (principalmente frutos y semillas) en la cercanía parece ser una constante (Nixon y Hansen, 1987; Riege, 1991; Ross, 1996).



Fuente: Elaboración propia

Figura 11. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de las áreas circundantes a las madrigueras de *S. neboxii* en el CCEA

En cuanto al cierre de dosel, que se trató de una característica aparentemente importante en la evaluación llevada a cabo en áreas urbanas (Lajo, 2015), se puede apreciar que tiene una variabilidad alta, lo que podría indicar una baja importancia en la selección de las áreas en base a esta variable. Esto se puede deber a un efecto de la estacionalidad, ya que no se sabe en qué momento las madrigueras fueron establecidas, pudiendo haberse hecho en el momento en que estas áreas presentaban un cierre de dosel mayor por tener follaje verde.

Finalmente, el cierre del sotobosque es aún más variable, señalando una influencia aún menor en la selección de estos lugares. En algunos estudios en Norteamérica se encontró una baja importancia de la densidad de sotobosque en la distribución y abundancia de ardillas grises y ardillas zorro (Brown y Batzli, 1984) y que la densidad alta de cobertura en el

sotobosque está más relacionada al tamaño de los parches de bosque, variable que sí tiene influencia directa en la selección por parte de las ardillas (Nixon y Hansen, 1987).

Árboles con madrigueras

En cuanto a los árboles que sostienen las madrigueras, se encontraron los siguientes valores promedio para las variables evaluadas: 13.2 metros de altura total ($s = 4.11$), 5.4 metros de altura borde inferior de la copa ($s = 2.89$), 46.9 cm de DAP ($s = 5.4$), 46.9 m² de cobertura de copa ($s = 91.19$) y 47% de cierre de dosel ($s = 21.8$ – Tabla 9). Los datos completos se muestran en la el Anexo 1, Tabla 1-6.

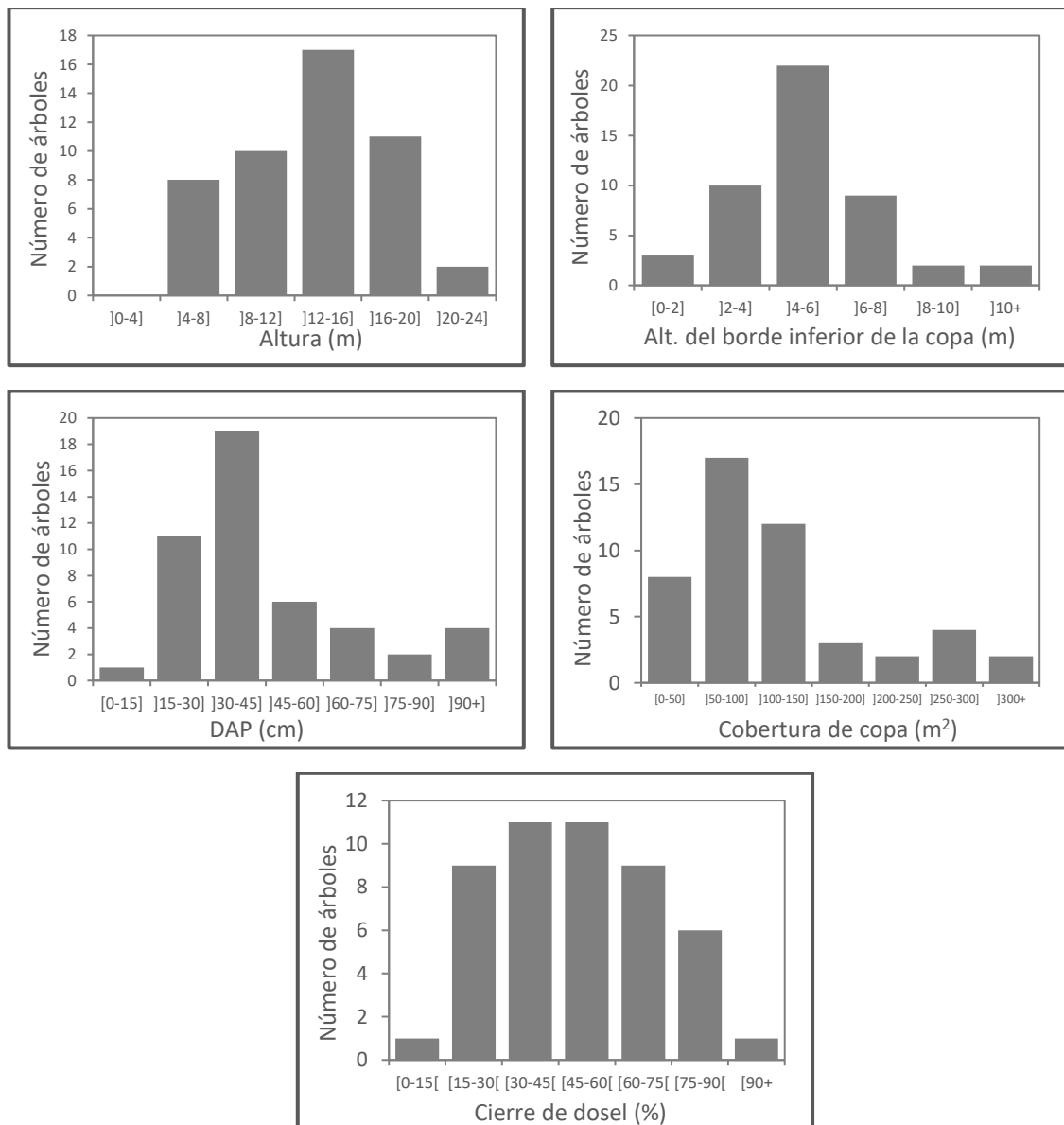
Tabla 9. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de los árboles que sostienen las madrigueras de *S. neboxii* evaluadas en el CCEA

	N	Promedio $\bar{x} \pm IC(95\%)$	Desv. Est <i>s</i>	Rango	CV
Altura total (m)	48	13.2 ± 1.2	4.1	6.6 – 23.8	0.31
Altura borde inferior de la copa (m)	48	5.4 ^a	2.8	1.7 – 18.2	0.53
DAP (cm)	47	46.9 ± 7.9	27.7	15.3 – 140.7	0.59
Cobertura de copa (m ²)	48	125.0 ± 25.8	91.1	18.2 – 477.8	0.73
Cierre de dosel (%)	48	47.0 ± 6.2	21.8	5.0 – 90.0	0.46

^a La variable no presenta distribución normal
Fuente: Elaboración propia

La variable con menor coeficiente de variación se trata de la altura total, característica que se sabe que es importante en la selección de árboles para establecimiento de madrigueras en ardillas arborícolas (Gurnell, 1987), y que se ha encontrado también con variaciones bajas en comparación con otras variables en hábitat urbano (Lajo, 2015).

En comparación a la descripción de los árboles utilizados para el establecimiento de madrigueras en zonas urbanas, lo más llamativo es la diferencia en cuanto al cierre de dosel, ya que ni su valor promedio ni su variabilidad son similares. En zonas urbanas esta es una variable que toma valores altos (entre 50 y 80 % en su mayoría) mientras que en el bosque seco se puede apreciar que varía enormemente (entre 5 y 90%) y su promedio está un poco por debajo del 50 %. Dicha variación al igual que en el caso de las áreas, puede tener que ver con la estacionalidad y el carácter caducifolio de muchas especies del bosque seco.



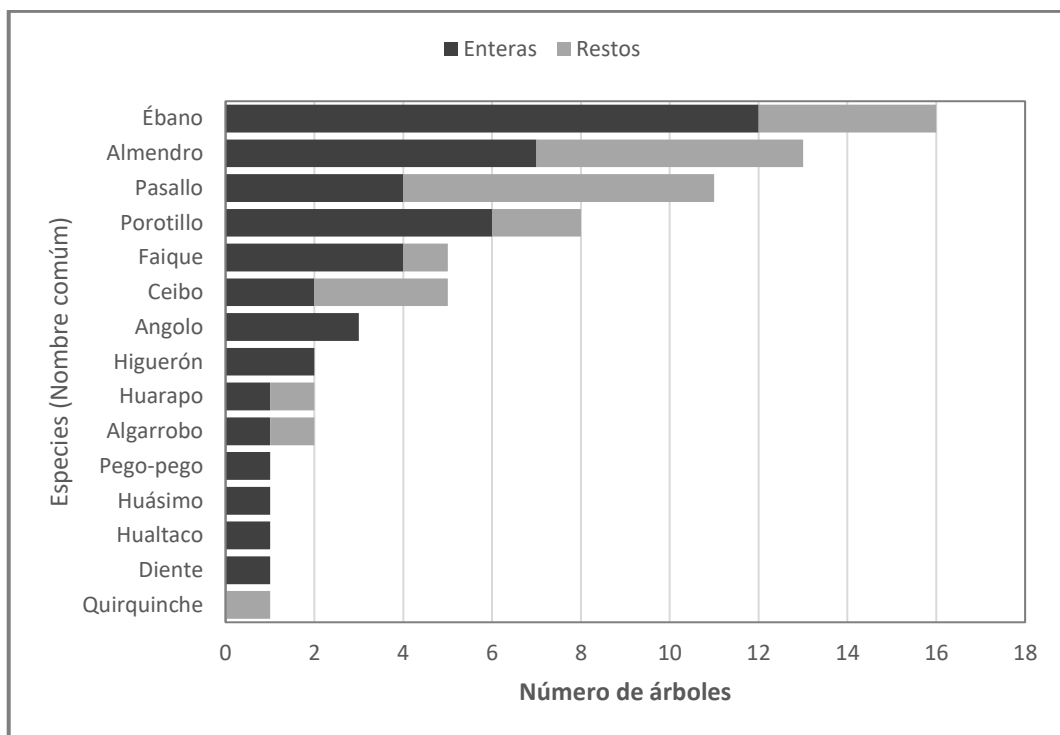
Fuente: Elaboración propia

Figura 12. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de los árboles con madrigueras de *S. neboxii* en el CCEA

Otras diferencias marcadas, como en el caso de DAP (47.6 cm, $\sigma=14.8$, en el campus de la PUCP) y cobertura de la copa (94.2, $\sigma=12.8$) se deben principalmente a las especies que componen la vegetación en ambas áreas. Ya que en el CCEA se encuentran únicamente especies nativas propias de dicho ecosistema, mientras que en la PUCP, como es común en áreas urbanas, la vegetación está compuesta de especies en su mayoría ornamentales que pueden tener procedencias muy variadas. Por ello las características de estructura de los árboles pueden ser completamente diferentes, incluso entre dos o más áreas urbanas.

Terminando con la descripción de las variables cuantitativas, la altura parece mantenerse como característica más importante, ya que de formar similar a lo encontrado aquí, en áreas urbanas la clase con mayor frecuencia fue la de 12.5-14.0 metros, con un promedio de 11.8 m.

Reforzando la idea de que la altura se trata de una variable importante en la selección de árboles para el establecimiento de madrigueras, podemos mencionar la evaluación realizada por Calvimontes *et al.* (2001), quienes compararon las frecuencias de altura de árboles totales con los árboles con madrigueras y encontraron que había una clara preferencia por los rangos entre 8 y 14 metros, frente a la mayor abundancia árboles entre los 2 y 8 metros. Del mismo modo, en otras especies de ardillas, se ha descrito la importancia de la estructura de los árboles que utilizan (Edwards *et al.*, 2003), señalando que los árboles con mayor diámetro de lo esperado son seleccionadas por ardillas zorro en Georgia (Hilliard, 1979; Edwards y Guynn, 1995) y en Carolina del Sur (Edwards *et al.*, 1989), y para ardillas grises y zorro en Illinois (Nixon y Hansen, 1987).



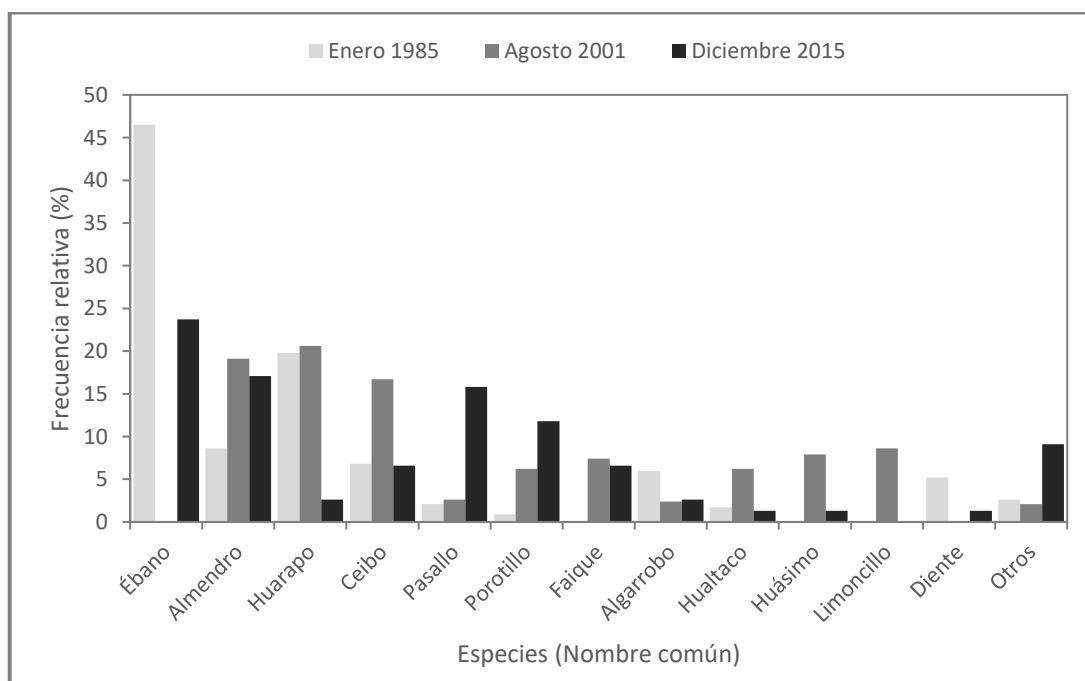
Tamaño de muestra: n = 72

Fuente: Elaboración propia

Figura 13. Frecuencia de especies de árboles que sostienen madrigueras de *S. neboxii* en el CCEA

Por otro lado, tomando en consideración los 27 árboles con madrigueras adicionales registradas, se analizó la frecuencia de especies utilizadas. Como se puede ver en la Figura 13, las especies más utilizadas fueron el ébano, el almendro, el pasallo y el porotillo. Otras 11 especies fueron utilizadas pero su número no su pera los 5 individuos.

Al comparar los resultados con otros registros en la misma área podemos ver que algunas especies son utilizadas frecuentemente, mientras otras aparecen solo en una o dos evaluaciones. La Figura 14 muestra la frecuencia relativa de especies utilizadas para el establecimiento de madrigueras según los datos presentados por Pulido y Yockteng (1986) y Calvimontes *et al.* (2001), además del presente estudio. En dichos datos destaca la especie más utilizada, el ébano, que no aparece en la evaluación de agosto de 2001; pudiendo estar reemplazada por el huarapo y el ceibo; y también se puede observar un mayor uso de otras especies en la más reciente evaluación, en comparación con las otras dos. De las especies que son utilizadas en menor proporción, la mayoría son especies que producen frutos comestibles (huásimo, limoncillo, diente, angolo, pego-pegno, añalque, etc), lo que sugiere que podrían ser seleccionados por el alimento que brindan, que se produce en periodos cortos, y que presumiblemente serían preferidos únicamente debido a la escasez de otros alimentos.



Tamaño de muestra: $n_{1985} = 100$, $n_{2001} = 112$ y $n_{2015} = 72$

Fuente: Elaboración propia

Figura 14. Frecuencia relativa de especies utilizadas para el establecimiento de madrigueras en las tres evaluaciones realizadas

La preferencia por solo algunas especies de árboles de entre todas las que se presentan en cada ecosistema está ampliamente documentada para ardillas de Norteamérica (Gurnell, 1987; Edwards *et al.*, 2003) y Europa (Titensor, 1970; Raspopov e Isakov, 1980). Algunos estudios sugieren que las madrigueras son construidas en o cerca de árboles que producen alimento en temporadas específicas (Nixon and Hansen, 1987). Así, los registros para ardilla de nuca blanca en el bosque estacionalmente seco parecen seguir esa lógica, ya que en este tipo de ecosistema los ciclos de fructificación de los árboles son supra anuales, encontrándose frecuencias de uso muy diferentes entre las evaluaciones.

Ubicación de la madriguera en el árbol

La ubicación de la madriguera se encuentra descrita por los siguientes valores promedio: 10.8 metros de altura ($s = 3.4$), 3.3 metros de distancia desde el tronco principal ($s = 2.1$) y 2.6 metros de distancia desde el borde de la copa ($s = 1.5$ – Tabla 10). Los datos completos se pueden ver en el Anexo 1, Tabla 1-7.

Tabla 10. Principales parámetros estadísticos de las variables descriptoras de ubicación de las madrigueras de *S. nebouxii* en los árboles que las sostienen, en el CCEA

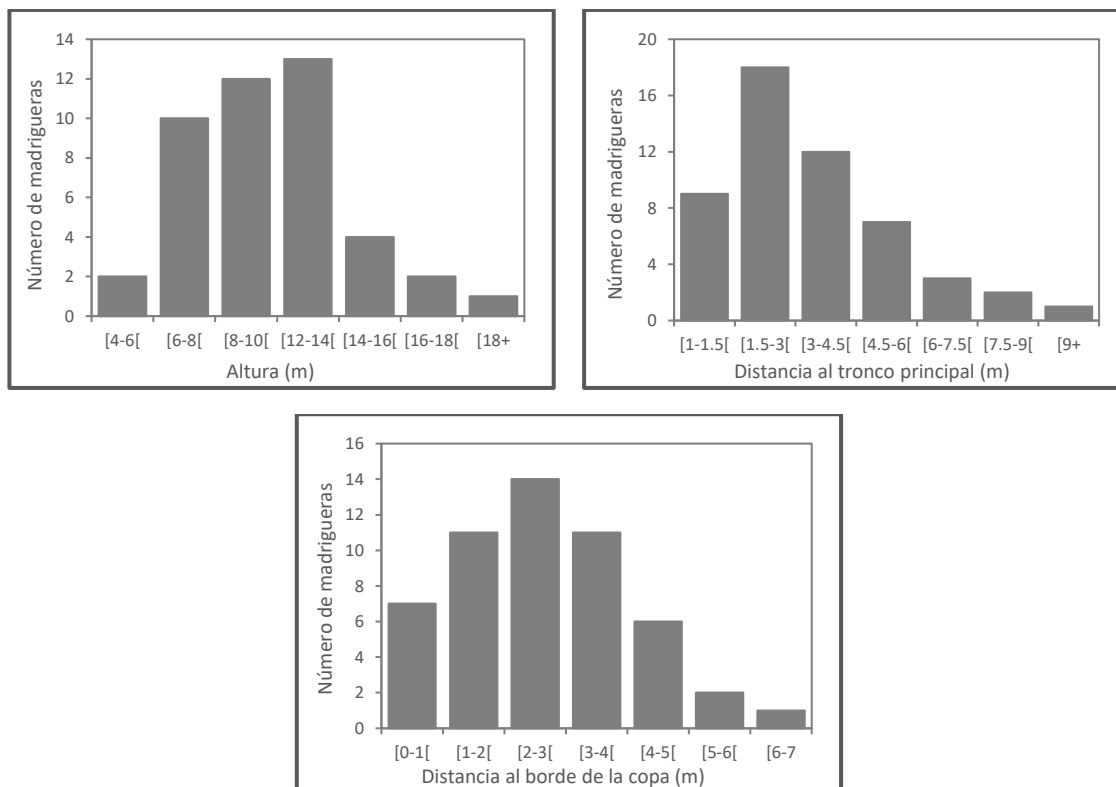
Variable	n	Promedio $\bar{x} \pm IC(95\%)$	Des. Est. s	Rango	CV
Altura (m)	52	10.8 \pm 0.94	3.4	5.5 – 21.5	0.32
Distancia al tronco (m)	52	3.3 \pm 0.57	2.1	0.0 – 9.2	0.64
Distancia al borde de la copa (m)	52	2.6 \pm 0.41	1.5	0.3 – 7.9	0.58

Fuente: Elaboración propia

La variable que presenta menor dispersión se trata de la altura desde el suelo (CV = 0.32) por lo que parece ser la característica más importante en la descripción de la ubicación de la madriguera en el árbol. Lo mismo se halló en la descripción de árboles utilizados en zonas urbanas, y no solo para la altura (con 9.1 m de promedio y CV = 0.29) sino con la distancia al tronco y la distancia al borde de la copa (2.6 m y 2.5 m de promedio, respectivamente – Lajo, 2015).

La descripción a esta escala no es muy frecuente en la literatura respecto a otras especies, a excepción de la altura respecto al suelo, que está bastante bien documentada para algunas especies de ardillas arborícolas en diferentes ecosistemas. Se sabe que la altura de la madriguera de *Simosciurus nebouxii* depende de la altura del árbol donde se encuentra (Lajo, 2015) similar a lo descrito para *Sciurus alberti* por Farentinos (1972), Snyder y Linhart

(1994), Halloran y Bekoff (1994) y Edelman y Koprowski (2005), encontrándose con mayor frecuencia a una altura correspondiente al 80% de la altura total del árbol.

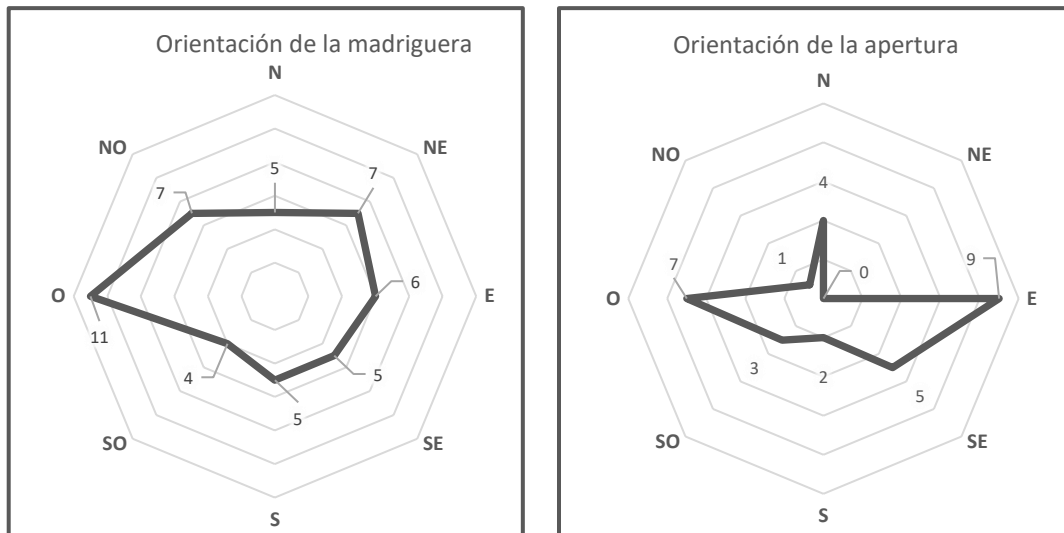


Fuente: Elaboración propia

Figura 15. Histogramas de frecuencia de las variables descriptoras de la posición de la madriguera de *S. neboxii* en el árbol que la sostiene

En cuanto a la orientación de la madriguera con respecto al eje central del árbol se encontró una aparente preferencia por la dirección oeste, pero la distribución es esencialmente aleatoria. Mientras que para la orientación de la apertura parece haber una preferencia hacia las direcciones este y oeste.

En las áreas urbanas se encontró una distribución aleatoria de la orientación de la madriguera, siendo consistente con los datos hallados en el presente estudio. Sin embargo, en ardillas de latitudes más altas es común la preferencia por las orientaciones sur y este (Edelman y Koprowski, 2005; Snyder y Linhart, 1994; Raspopov e Isakov, 1980), pero la distribución aleatoria no está ausente en algunas localidades (Ramos-Lara y Cervantes, 2007), en algunos casos incluso para las mismas especies para las que se había reportado alguna preferencia anteriormente (Cudworth y Koprowski, 2011). Mientras que la orientación de la apertura es muy pocas veces considerada en la descripción de la madriguera (Raspopov e Isakov, 1980), siendo una característica que parece de poca importancia.



Tamaño de muestra: Orientación de madriguera n = 50 y orientación de apertura n = 31
Fuente: Elaboración propia

Figura 16. Frecuencia de orientación cardinal de la madriguera y de la apertura de la misma

b. Anotaciones de campo adicionales

Las especies vegetales, y las partes estas, de las que se alimenta la ardilla de nuca blanca que se pudo observar de forma directa en el campo fueron anotadas. En total se pudo identificar seis especies, las mismas que son señaladas en la Tabla 2-2 del Anexo 2. De forma complementaria se realizó una búsqueda bibliográfica del tipo de frutos que producen algunas especies comunes de la zona, para determinar si son alimento potenciales, las especies que se cree pueden ser consumidas por la ardilla de nuca blanca también se registran en la misma tabla.

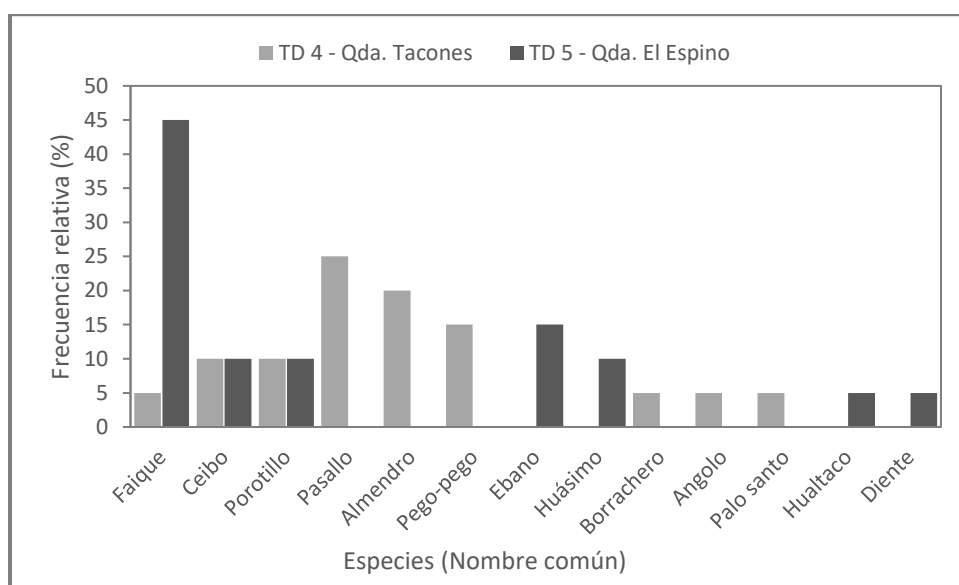
Sobre el tiempo de consumo de semillas, únicamente se pudo observar directamente el consumo de semillas de almendro. Se realizó el registro del consumo de dos ardillas adultas durante alrededor de 15 minutos en dos días diferentes desde el patio trasero de la cabaña. El consumo total fue de 5 semillas, con un tiempo promedio de 5 minutos por semilla y 1 minuto en promedio para la búsqueda del siguiente fruto (Anexo 1, Tabla 1-8).

La información brindada por Calvimontes *et al.* (2001) señala que las ardillas de nuca blanca utilizan un tiempo estimado de alrededor de 2 minutos para consumir un fruto de huarapo y 1 minuto para la búsqueda del siguiente fruto en los lugares donde están disponibles. También indican un tiempo de 1.5 horas, y un total de 30 frutos en ese tiempo. Al respecto solamente se puede observar las diferencias en el esfuerzo que requieren los individuos para consumir diferentes semillas. Sería necesario tener información del valor nutricional de los

alimentos que consume para elaborar hipótesis sobre la dieta y el comportamiento relacionado al forrajeo.

Respecto a los datos anotados para velocidad de desplazamiento (Anexo 1, Tabla 1-9), podemos decir que la especie posee una locomoción muy eficiente en la copa de los árboles, aunque depende de la edad, o en todo caso del tamaño, del individuo y también de la densidad de la vegetación arbórea. Se encontró un promedio de velocidad de 100 metros por 3.1 minutos para los individuos adultos, mientras que para un juvenil fue de alrededor de 100 m por 13 minutos, posiblemente debido a su pequeño tamaño y poca experiencia.

Esta velocidad les puede permitir desplazarse grandes distancias en tiempos cortos, sin embargo no se conoce los hábitos de uso de espacio y es mucho lo que aún falta estudiar para conocer las necesidades de desplazamiento de la especie. No obstante se puede plantear la hipótesis que, dada la densidad de vegetación en el área y la velocidad que pueden alcanzar, el *home-range* tiene una extensión mayor a la que podría presentarse en las ciudades, donde la vegetación es mucho más dispersa dificultando el desplazamiento.



Fuente: Elaboración propia

Figura 17. Frecuencia de árboles disponibles para establecimiento de madrigueras en las Quebradas Tacones y El Espino

En cuanto a los transectos de disponibilidad, se encontró gran diferencia en especies presentes, así como en abundancia (Anexo 1, Tabla 1-10). Dado que la mayor parte de los transectos se encontraban cruzando más de un tipo de bosque (considerando el mapa de vegetación preliminar) o se encontraban muy cerca a los límites de las mismas, no se pudo

realizar un análisis preciso. Sin embargo, dos de los transectos se encontraban íntegramente en Bosque ribereño, en la parte baja de las quebradas Tacones y El Espino.

Comparando los datos de estos dos transectos se pudo ver que tanto las especies presentes como la frecuencia de las mismas difieren en gran medida (Figura 17). Siendo solo tres especies las que se encuentran en ambas áreas evaluadas (Faique, Ceibo y Porotillo).

La importancia de reconocer estas diferencias en cuanto a árboles disponibles, es que puede tratarse de un factor importante para la prevalencia de la especie a lo largo del tiempo. Como se ha mencionado anteriormente, el ecosistema de bosque estacionalmente seco tiene una dinámica muy compleja, y las especies que en él habitan siguen ciclos que son muchas veces supra anuales. En estos ciclos algunas especies fructificarán proveyendo alimento a la especie, de modo que se espera que ésta se mueva siguiendo las áreas que producen alimento y que a la vez presentan cobertura adecuada para el establecimiento de madrigueras. Sabiendo además que las especies utilizadas para establecer madrigueras en muchos casos son las que proveen alimentos también. Todo ello hace referencia a hipótesis que sería necesario probar a partir de investigaciones más extensas. Pero también es una señal importante para notar que el análisis del hábitat de la ardilla de nuca blanca en el área propuesta no puede valerse únicamente de la descripción de los tipos de bosque presentes, puesto que la escala a la que operan los mecanismos adaptativos de la especie es más fina que la trabajada para describir áreas de vegetación homogénea.

4.1.3. MODELO CONCEPTUAL

A partir del análisis de la información disponible y obtenida, se concluyó que los requisitos de vida para ser considerados en el modelo conceptual, eran el alimento, la cobertura (incluyendo cobertura reproductiva) y el agua.

Alimento

Aunque las ardillas arborícolas son especies omnívoras, el alimento más importante en los bosques estacionalmente secos del norte del Perú parece estar compuesto de productos de las especies vegetales que están presentes en dicho ecosistema, tales como frutos y semillas, hojas y ramas tiernas cuando están disponibles, y corteza. Sin embargo, como requisito para la vida de la especie se considera únicamente los árboles productores de alimento principal, considerando aquellos que producen semillas que pueden permanecer en el ambiente incluso después de la dispersión (almendro, huarapo, algarrobo, faique y hualtaco) y los que

producen frutos cuyo endospermo pueda ser una fuente importante de alimento (éban), y que además tengan DAP mínimo de 10 cm (el mínimo estimado para la producción de frutos). Se considera tanto el número de especies de los árboles mencionados como la cobertura de su copa. El número de especies es un indicador de la probabilidad de producir semillas, porque los árboles no fructifican todos los años, y la cobertura es un estimador de la cantidad de semillas que se pueden producir en el área.

Cobertura/Cobertura reproductiva

Debido a que la cobertura reproductiva se encuentra incluida en el tipo de cobertura en la que realizan la mayor parte de sus actividades, se considera como una sola. A partir de la información obtenida en la caracterización de sitios de establecimiento de madrigueras se puede señalar que las ardillas en su hábitat natural utilizan árboles de una altura mínima de 6 metros para la construcción de sus madrigueras, y que la densidad de árboles de los alrededores es de unos 170 árboles/ha, sin embargo pueden habitar parches pequeños de menos de una hectárea que presenten dicha característica, y que utilicen otras áreas menos densas para desplazarse. Por tal motivo, todas los arboles presentes, independientemente de la especie, son considerados para medir las variables de cobertura consideradas inicialmente, las cuales fueron densidad de árboles altos y cierre de dosel. Por otro lado, dado que existe preferencia por algunas especies de árboles para establecer sus madrigueras (éban, almendro, pasallo, huarapo, porotillo, faique, ceibo y algarrobo), la densidad de árboles de dichas especies con DAP > 20 cm (como indicador de altura) es considerada como variable de cobertura, entre otras variables similares que también fueron medidas y que se indican en la Tabla 2.

Agua

Debido al carácter sumamente marcado de las estaciones en este tipo de ecosistema, la temporada seca representa el momento en que los requisitos de vida pueden alcanzar sus límites inferiores. En los bosques secos la temporada de lluvias puede ser muy corta, y la temporada seca hace del agua el recurso más importante para muchas especies. Se sabe que las ardillas beben directamente de cuerpos de agua, a partir de observaciones de Calvimontes *et al.* (2001) y Gómez (2011), sean esta naturales o artificiales. Sin embargo es probable, que las gotas de rocío condensadas en las copas de los arboles altos y de las colinas más altas del área sea suficiente para abastecer a los individuos de la especie, los mismos que tienen picos de actividad en las primeras horas de la mañana, cuando se puede encontrar las gotas de agua en las hojas. La condensación de agua en la copa de los árboles también permite la

existencia de especies de plantas epífitas de los géneros *Vriesia* y *Tillandsia*, evidenciando la abundancia del recurso. Es por esto que, si bien se está considerando la distancia a un cuerpo de agua como un requisito de vida, realmente no se trata de un factor limitante. Aun así debe tener una influencia importante en la vida de la especie, quizás de modo indirecto a través de la condición de la vegetación, por ejemplo.

4.1.4. MODELO MATEMÁTICO

El modelo matemático en esta etapa tiene una forma genérica, ya que se esperó a comparar los datos numéricos precisos durante la etapa de calibración, para asignar las variables y la importancia final de cada variable. Inicialmente se proyectó utilizar dos variables para el factor alimento (A), dos para el factor cobertura (C) y una para el factor agua (H). Las variables que describen los tres requisitos de vida son las siguientes: Diversidad de especies que producen semillas y frutos de importancia en la dieta (A_s), Abundancia de semillas y frutos de importancia en la dieta (A_c), Cobertura general de dosel (C_t), Cobertura reproductiva (C_q), y Disponibilidad de agua (H). De esta manera el modelo matemático tuvo la siguiente estructura:

$$IH_{CCEA} = A_s + A_c + C_t + C_q + H$$

Donde A_s y A_c son las variables del factor A, el descriptor de alimento; y C_t y C_q , son variables del factor cobertura. El factor agua está representado por una única variable, H. Los factores A y C son factores limitantes, pero internamente sus variables son compensatorias. Entonces en el caso de que las sumas de A_s y A_c , o C_t y C_q , den valor de cero (0.0), todo el índice toma valor de cero. Como se explicó anteriormente, la disponibilidad de agua puede no ser un factor limitante, debido a la condensación del agua presente en el aire en forma de rocío durante las horas de la madrugada. Mientras que el alimento, y la cobertura sí son factores limitantes para la presencia de la especie.

4.1.5. CALIBRACIÓN Y VERIFICACIÓN

Las áreas evaluadas para la calibración fueron 20 en total, en ellas se tomaron los datos de las variables proyectadas inicialmente que pudieran describir la habitabilidad para la especie.

Durante el proceso de calibración se seleccionaron las variables que fueran mejores descriptores de las características del hábitat para ser consideradas dentro de los factores del

modelo. La selección se hizo en base al grado de correlación que mostraron los valores de cada variable con las condiciones de habitabilidad que mostraba cada área. Dichas variables se denotaron con las mismas letras que las variables determinadas del índice pero en minúsculas para poder diferenciar los valores reales medidos de los puntajes del índice correspondientes a cada una.

Se descartó el uso de las variables a_{s2} , a_{c2} , c_{p1} , c_{p2} , c_{q1} y c_{q2} debido a que no tomaron valores adecuados para la categoría de habitabilidad conocida y asignada a las áreas consideradas para este fin (los datos completos se muestran en el Anexo 1, Tabla 1-11). Los valores calculados para las variables seleccionadas se pueden ver en la Tabla 11 estos fueron utilizados para ajustar los valores finales utilizados en el IH.

Tabla 11. Valores que tomaron las variables seleccionadas en las áreas destinadas a calibración en el CCEA

Categoría Inicial de Habitabilidad	Área ID	a_{s1}	a_{c1} (%)	c_t (%)	c_{q3} (arb/ha)	h (m)
Baja	C1	0	0.0	15.8	200	470
Baja	C2	2	47.2	16.0	100	610
Baja	C9	0	0.0	15.3	300	710
Baja	C16	1	10.0	11.8	300	1100
Baja	C17	0	0.0	7.5	100	880
Baja	C18	1	26.4	14.2	200	890
Media	C3	0	0.0	20.4	600	680
Media	C4	1	48.8	39.0	200	190
Media	C5	1	0.0	13.4	100	110
Media	C8	0	0.0	13.9	300	640
Media	C10	2	29.2	11.4	200	410
Media	C13	2	95.6	44.4	200	680
Media	C14	0	0.0	18.4	100	800
Media	C15	1	30.4	18.7	100	430
Alta	C6	1	42.4	29.6	300	260
Alta	C7	1	8.8	34.8	400	370
Alta	C11	2	28.0	53.4	500	100
Alta	C12	3	64.4	54.4	700	470
Alta	C19	2	168.8	49.9	400	470
Ata	C20	3	52.4	44.5	600	560

Fuente: Elaboración propia

Es así que las variables a_{s1} , a_{c1} , c_t , c_{q3} y h fueron las seleccionadas como mejores descriptores de habitabilidad una vez que fueron transformadas a los valores de los factores para la ecuación de IH. De modo que al convertirlas (a A_s , A_c , C_t , C_q y H) éstas pasan a tener valores entre 0 y 1.

El proceso de calibración sirvió también para determinar la importancia y el peso de cada variable, asignando finalmente pesos iguales para los componentes alimento (A), cobertura (C) y agua (H). Los modelos que se consideraron con pesos distintos para cada factor no mostraron valores finales que se ajustaran de forma tan precisa a la condición de habitabilidad conocida (En la Tabla 1-12 del Anexo 1 se muestran los modelos probados). De modo que las variables A_s , A_c , C_t y C_q tienen cada una la mitad de peso que H , recordando que inicialmente el cálculo de las variables que componen A y C se hace de forma independiente, ya que se están considerando como factores limitantes. De modo que solo si ambos factores son mayores que cero, se puede calcular el índice a partir de la ecuación presentada más adelante. Caso contrario, el índice toma el valor de cero, siendo un área de habitabilidad nula.

La ecuación que describe el IH a partir de las variables seleccionadas es sencilla, reflejando variables de hábitat importante: diversidad de especies de alimento, abundancia del mismo, cobertura en la que se sienten protegidos, cobertura reproductiva y acceso a una fuente de agua.

El índice calibrado final se muestra a continuación:

$$IH_{CCEA} = \frac{A_s + A_c}{6} + \frac{C_p + C_q}{6} + \frac{H}{3}$$

Los factores A y C son factores limitantes, por lo que si alguno toma el valor de cero, todo el índice toma el valor cero, mientras que sus variables internas A_s y A_c ; y C_p y C_q , son compensatorias. La relación entre los tres factores se considera compensatoria solamente si A y C son diferentes de cero. Las relaciones de todas las variables del IH utilizadas y los valores reales son mostrados en la Tabla 12.

En la Tabla 13 se muestran los valores de los componentes del modelo calculados para las 20 áreas evaluadas. Tal como se buscaba, se encontraron valores en todo el rango de condiciones de hábitat, con puntajes muy bajos, medios y muy altos.

Tabla 12. Resumen y variables utilizadas para el IH en el CCEA

Característica	Puntaje posible	Descripción
I. Alimento		$A = (A_s + A_c)/2$
A. Número de especies de alimento principal (und)		a_s
1. 0	0.0	$A_s = 0$
2. 1 especies	0.3	$A_s = 0.3$
3. 2 especies	0.7	$A_s = 0.7$
4. 3 o más especies	1.0	$A_s = 1$
B. Cobertura de especies de alimento primario (%)		a_c
1. De 0 a 60	0.0 - 1.0	$A_c = 0.0167*a_c$
2. Mayor a 60	1.0	$A_c = 1$
II. Cobertura/reproducción		$C = (C_t + C_q)/2$
C. Cierre de dosel (%)		c_t
1. De 0 a 10	0.0	$C_t = 0$
2. De 10 a 40	0.0 - 1.0	$C_t = 0.0333*c_t - 0.333$
3. De 40 a 60	1.0	$C_t = 1$
4. De 60 a 100	1.0 - 0.8	$C_t = -0.005*c_t + 1.3$
D. Densidad de árboles de especies preferidas para establecer madrigueras (DAP \geq 20 cm, arboles/ha)		c_q
1. De 0 a 150	0.0	$C_q = 0$
2. De 150 a 400	0.0 - 1.0	$C_q = 0.004*c_q - 0.6$
3. Mayor a 400	1.0	$C_q = 1$
III. Agua		H
E. Distancia a cuerpo de agua más cercano (m)		h
1. De 0 a 300	1.0	$H = 1$
2. De 300 a 600	1.0-0.4	$H = -0.002*h + 1.6$
3. De 600 a 1000	0.4-0.0	$H = -0.001*h + 1$
4. Mayor a 1000	0.0	$H = 0$
Cálculo del IH		$IH = (A + C + H)/3$
Factor Limitante Alimento		$A = (A_s + A_c)/2$
Factor Limitante Cobertura		$C = (C_t + C_q)/2$

Fuente: Elaboración propia

Es necesario recordar que al utilizar transectos pequeños, no se están evaluando zonas representadas exclusivamente por cada uno de ellos, sino que se están considerando como repeticiones de cada categoría de habitabilidad. Por esto, en algunos casos, el valor de IH no corresponde a la categoría de habitabilidad asignado inicialmente. De modo que se están considerando valores promedio y rangos dentro de los cuales caen los valores de cada categoría. Así se tiene un promedio de $IH = 0.1$ para la categoría Baja, $IH = 0.3$ para la categoría Media e $IH = 0.8$ para la categoría Alta.

Tabla 13. Valores máximos y calculados para cada área evaluada durante el proceso de calibración

Categoría Inicial de Habitabilidad	Área ID	A_c	A_s	C_t	C_q	H	IH_{CCCEA}
Valor máximo posible	-	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Baja	C1	0.0	0.0	0.2	0.2	0.7	0.0
Baja	C2	0.7	0.8	0.2	0.0	0.4	0.4
Baja	C9	0.0	0.0	0.2	0.6	0.3	0.0
Baja	C16	0.3	0.2	0.1	0.6	0.0	0.2
Baja	C17	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
Baja	C18	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0
Media	C3	0.0	0.0	0.3	1.0	0.3	0.0
Media	C4	0.3	0.8	1.0	0.2	1.0	0.7
Media	C5	0.3	0.0	0.1	0.0	1.0	0.4
Media	C8	0.0	0.0	0.1	0.6	0.4	0.0
Media	C10	0.3	0.3	0.0	0.2	0.8	0.4
Media	C13	0.3	1.0	1.0	0.2	0.3	0.5
Media	C14	0.0	0.0	0.3	0.0	0.2	0.1
Media	C15	0.3	0.5	0.3	0.0	0.7	0.4
Alta	C6	0.3	0.7	0.7	0.6	1.0	0.7
Alta	C7	0.3	0.1	0.8	1.0	0.9	0.7
Alta	C11	0.3	0.3	1.0	1.0	1.0	0.8
Alta	C12	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.9
Alta	C19	0.7	1.0	1.0	1.0	0.7	0.8
Alta	C20	1.0	0.9	1.0	1.0	0.5	0.8

Fuente: Elaboración propia

Los datos obtenidos son adecuados para describir la habitabilidad de las distintas zonas evaluadas. Según lo que se esperaba las áreas con condiciones óptimas son las que corresponden a las quebradas o áreas aledañas a las mismas. Las áreas con condiciones medias realmente son áreas de condición media-baja, debido a que se trata de zonas que pudiendo encontrarse relativamente cerca a quebradas no cuentan la cobertura adecuada o encontrándose alejada de las quebradas presentan buena cobertura o parches de vegetación que puedan constituir zonas para el establecimiento de madrigueras, u otras cercanas a fuentes de agua que provean de recursos a la especie. Finalmente las zonas de baja habitabilidad o con condiciones malas, son las áreas alejadas de las quebradas, zonas con vegetación muy dispersa o matorrales bajo, y las correspondientes a zonas de mayor altura

donde la vegetación no provee cobertura o alimento suficiente, aun cuando se encuentre relativamente cerca a quebradas.

Continuando con el proceso, para la etapa de la verificación se utilizaron 14 transectos en áreas diferentes y alejadas de las utilizadas para la calibración. Al utilizar transectos más largos, el valor del índice es más cercano al del área que representa, de modo que se calcularon las variables elegidas de modo independiente en cada transecto y se transformaron al valor de los factores del índice, obteniéndose el valor de IH para cada una de estas áreas (Tabla 14).

Tabla 14. Valores que tomaron las variables e IH calculado en las áreas utilizadas para la verificación en el CCEA

Área ID	a _s	a _c (%)	c _t (%)	c _q (arb/ha)	H (m)	A _s	A _c	C _t	C _q	H	IH _{CCEA}
V1	1	34.8	23.6	300	260	0.3	0.6	0.3	0.6	1.0	0.6
V2	1	18.2	13.84	0	650	0.3	0.3	0.1	0.0	0.4	0.2
V3	0	0	9.52	0	350	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0
V4	1	13.6	5.24	50	500	0.3	0.2	0.0	0.0	0.6	0.0
V5	2	21.8	24.85	350	90	0.7	0.4	0.4	0.8	1.0	0.7
V6	2	43.7	30.4	150	80	0.7	0.7	0.5	0.00	1.0	0.7
V7	2	19.4	14.84	300	90	0.7	0.3	0.1	0.6	1.0	0.6
V8	1	42.4	12.89	250	1100	0.3	0.7	0.1	0.4	0.0	0.2
V9	2	64.12	34.92	300	240	0.7	1.0	0.6	0.6	1.0	0.8
V10	2	28.4	9.79	150	950	0.7	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
V11	2	67.4	8.42	250	1250	0.7	1.0	0.0	0.4	0.0	0.4
V12	1	40.4	8.44	0	180	0.3	0.7	0.0	0.0	1.0	0.0
V13	2	58.6	41.5	300	500	0.7	1.0	0.8	0.6	0.6	0.7
V14	3	46.2	46.74	300	640	1.0	0.8	0.9	0.6	0.4	0.7

Fuente: Elaboración propia

Las mismas áreas se evaluaron a partir de un índice de abundancia (IA) y los valores detallados obtenidos para cada una de estas áreas se muestran en el Anexo 1, Tabla 1-13, mientras que en la Tabla 15 se muestran los valores calculados de IA y la comparación con los valores de IH que se calcularon para cada transecto.

Tabla 15. Valores de Índice de Abundancia e Índice de Habitabilidad calculados para cada área de verificación en el CCEA

Área	IA _{CCEA}	IH _{CCEA}
V1	3	0.6
V2	0	0.2
V3	0	0.0
V4	0	0.0
V5	2	0.7
V6	5	0.7
V7	2	0.6
V8	0	0.2
V9	5	0.8
V10	2	0.0
V11	2	0.4
V12	0	0.0
V13	5	0.7
V14	3	0.7

Fuente: Elaboración propia

Aunque se puede notar que algunos valores no parecen estar tan bien correlacionados (como en el caso de V5 y V14, por ejemplo), es de esperar que esto suceda. Por un lado, el índice de abundancia presentado es un estimador de la abundancia (no una medición directa), y aún de ser preciso, la abundancia de individuos no necesariamente es un indicador preciso de la calidad de hábitat, tal como lo indica Van Horne (1983). Esto ocurre porque la abundancia es una variable que no describe la estructura de la población, siendo esta importante para estimar poblaciones mínimas viables, dinámica de migraciones a diferentes escalas o dispersión de individuos de la población. Lo que quiere decir que la densidad de individuos en un área de baja calidad de hábitat, puede corresponder a la presión ejercida por individuos dominantes de la población que desplazan a los de menor jerarquía o tamaño, por ejemplo. De modo que esta comparación entre un índice de abundancia y el índice de habitabilidad es solo una primera etapa para la verificación, pudiendo más adelante ampliarse hasta el alcanzar el nivel de verificación requerido.

El análisis mediante una correlación por rangos de Spearman (Anexo 1, Tabla 1-14) mostró que existe una correlación positiva entre los valores de IA y los de IH, con coeficiente de $\rho_s = 0.845$. Debido a que el valor calculado es mayor al valor crítico para $n = 14$ al 5% (0.544)

se rechaza la hipótesis nula y se concluye que existe una correlación fuerte positiva entre ambas variables.

4.2 ÍNDICE DE HABITABILIDAD PARA *Simosciurus neboxii* EN UN ÁREA URBANA

La elaboración del Índice de Habitabilidad para la especie en el campus principal de la PUCP fue documentada y es presentada en el Anexo 3, donde se describe las principales variables que fueron utilizadas y los valores correspondientes. A continuación se detalla los procesos adicionales para obtener el IH.

4.2.1. REVISIÓN DE INFORMACIÓN

La revisión de la información arrojó como principales características las listadas en la Tabla 16. Los datos consignados en lo posible son referidos específicamente a la especie cuando estos estuvieron disponibles. Mientras que los vacíos de información son completados en base a literatura de especies relacionadas.

Las ardillas en áreas urbanas utilizan las áreas verdes disponibles de forma oportunista, por lo que el tamaño del *home-range* en un medio urbano puede ser sumamente variable. Aun cuando estas áreas no presenten las mismas características que el medio natural, la especie ha podido adecuarse a una menor cobertura vegetal y al alimento que puedan obtener de las especies que estén presentes. En el caso de las áreas verdes presentes en Lima, la densidad de árboles a menudo es baja, existe poca cobertura arbustiva y la conectividad entre los parches de vegetación es muy variable. En el campus de la PUCP se han identificado algunas áreas que son más utilizadas por las ardillas, debido a que presentan árboles adecuados para la construcción de madrigueras y también les proveen de alimento. Mientras que otras áreas parecen ser utilizadas escasamente, ya sea por su aislamiento o por las características desfavorables para la presencia de ardillas. En base a estas observaciones, se asume un *home-range* promedio de 2 hectáreas para las ardillas presentes en el campus de la PUCP. Recordando que, dependiendo del sexo, la edad y la temporada, este dato puede variar en gran medida, pero el valor mencionado fue utilizado para el análisis del área, y también podría ser utilizado para determinar unidades de hábitat si fuera necesario.

No se han realizado estudios respecto a la reproducción de la especie en el medio urbano. Los registros que se tienen de la especie en el campus desde el año 2012 señalan que se

presentan crías a lo largo de todo el año (algunas fotografías se pueden apreciar en la Figura 5-5 del Anexo 5). Es posible que exista un pico de reproducción en la temporada de verano o principios de otoño cuando se presenta mayor abundancia de alimentos. Por lo general se presentan dos crías por camada, pero en algunas ocasiones se han registrado hasta tres.

Tabla 16. Información disponible sobre la ecología de la ardilla de nuca blanca en la PUCP

Característica	Información	Fuente
Home-range	El <i>home-range</i> de la especie no se conoce. En las ardillas arborícolas puede variar enormemente, aun dentro de la misma especie, dependiendo del sexo, la calidad del hábitat, la temporada del año, la densidad poblacional, etc.	Gurnell, 1987
Reproducción	Se han observado crías en todas las épocas del año dentro del campus. Siendo más numerosas durante la temporada de verano y otoño. Generalmente se observan 1 o 2 crías por camada, en raras ocasiones hasta 3.	Obs. pers.
Dieta y alimentación	La información es escasa, únicamente se tiene una lista de especies vegetales que consumen. Se alimentan principalmente de frutos y semillas de los árboles disponibles. También hojas tiernas, corteza, artrópodos y huevos de aves. El consumo de huevos, aves pequeñas y otros se da generalmente en temporadas de escases. Otros datos como comportamiento de forrajeo y dieta específica no están disponibles.	Lajo, 2015 García <i>et al.</i> 2012 Thongton <i>et al.</i> 2012
Cobertura y uso de espacio	No está disponible para la especie. Las ardillas arborícolas (<i>Fox squirrels</i>), en medio urbano, utilizan preferentemente áreas con árboles de copas amplias y de especies de las cuales se alimentan, pero no evitan las zonas con pavimento o cubiertas de pastizal.	McCleery <i>et al.</i> 2007
Cobertura reproductiva	Los principales géneros de árboles utilizados para la construcción de madrigueras son <i>Tipuana</i> , <i>Fraxinus</i> y <i>Eucalyptus</i> , dentro del campus de la PUCP. Otros estudios señalan <i>Casuarina</i> como género favorito para la construcción de madrigueras en la ciudad de Lima. En la PUCP las áreas con cubierta de dosel entre 35 y 75% son las más utilizadas y la altura preferida fue de alrededor de 9 m para la construcción de la madriguera.	Lajo, 2015 García <i>et al.</i> 2012

Fuente: Elaboración propia

La lista de especies vegetales de las cuales se alimenta que se ha podido recopilar se puede observar en la Tabla 3-2 del Anexo 3. También se ha podido registrar el consumo de larvas de escarabajo del género *Golopha* dentro del campus de la PUCP (Figura 5-7, Anexo 5), y el consumo de huevos de aves (APECO, 2013). Aunque diversas fuentes señalan los hongos como alimento importante en la dieta de las ardillas en general (Gurnell, 1987; Thorington *et al.*, 2012), no parece serlo para *S. nebouxii*, ya que en el campus de la PUCP se han

observado individuos “probando” hongos y rechazándolos (Figura 5-7, Anexo 5) por lo que se cree que no forma parte de la dieta de esta especie.

Respecto al uso de espacio no se tiene mayor información que las observaciones personales que se han podido hacer durante el trabajo de campo para los estudios anteriores. Parecen utilizar los espacios tal como lo describen McCleery *et al.* (2007), de modo que lo único que cabe señalar es que en el campus de la PUCP, las ardillas únicamente descienden al suelo para desplazarse cuando hay ausencia de ramas o estructuras aéreas que puedan utilizar, o para buscar larvas de escarabajos y otros alimentos; pero parecen evitar el suelo cubierto de pavimento y los espacios utilizados por usuarios del campus, evadiendo la presencia humana.

Las especies utilizadas para la construcción de la madriguera y datos de sus características en el campus de la PUCP han sido descritos (Lajo, 2015 –Tabla 3-3 Anexo 3). Especies adicionales en la ciudad de Lima también han sido registradas, como el caso de la *Casuarina* sp. que fue identificada como una especie preferida para el establecimiento de madrigueras en el distrito de San Isidro (García *et al.*, 2012) pero que no se encuentra en el campus de la PUCP, por lo que de introducirse otras especies en campus pueden aumentar el número de especies utilizadas o preferidas

4.2.2. MODELO CONCEPTUAL

La construcción del modelo conceptual arrojó como requisitos de vida el alimento y la cobertura reproductiva (que también es la cobertura general que utiliza la especie).

Alimento

El alimento consumido por la especie *Simosciurus neboxii* en el área urbana de Lima está conformado por semillas y frutos de árboles, arbustos y palmeras, especies que pueden ser nativas o introducidas (Lajo y Landeo, 2012), así como por artrópodos y huevos de aves (APECO, 2013). Debido a que se conoce que el alimento principal de los miembros de la familia Sciuridae es de origen vegetal (Thorington *et al.*, 2012) se considera este tipo de alimento solamente. Por lo tanto, la disponibilidad de alimento principal puede estar representada por los árboles capaces de producir semillas y frutos, así como algunas especies de palmeras que producen frutos consumidos por la especie. En el caso de árboles se determinó, mediante observaciones directas, que el diámetro a la altura de pecho de 10 cm es el porte mínimo para ser considerado como árbol productor de frutos que puedan servir

de alimento. En el caso de las palmeras no hay restricción de tamaño, puesto que se comprobó que aún las palmeras más pequeñas producían semillas (en el caso de especies de bajo porte).

Debido a que la diversidad de especies vegetales es también un factor importante en la disponibilidad de alimento, se consideraron el número de especies presentes consumidas por la ardilla. Además, se hizo también la diferencia entre las especies utilizadas como alimento principal y las utilizadas como alimento complementario. El alimento complementario está compuesto por especies que son consumidas de forma adicional cuando las especies principales están presentes, pero pueden convertirse en alimento único de no presentarse estas últimas. Aunque ambos componentes son similares, la importancia de cada uno en el modelo es distinta. En el caso de los alimentos complementarios, al no ser considerado en el valor de cobertura, su importancia para el modelo es mucho menor, lo cual se ajusta a la asunción de que la importancia en la dieta de la ardilla es mucho menor.

Cobertura/Cobertura reproductiva

En el caso de las ardillas, en general, la cobertura en la que realizan sus actividades es también la cobertura donde construyen su madriguera, es decir, la cobertura reproductiva. A partir de la información disponible se sabe que las ardillas utilizan árboles de una altura mínima de 6 metros y cierre de dosel de por lo 35% (Lajo, 2015). Para efectos del índice, considerando los rangos mencionados, la cobertura a la que se hará referencia es únicamente la cobertura de dosel a partir de los 4 metros. Además, se consideran todas las especies vegetales que cumplan con dicha altura, incluyendo arbustos altos y palmeras.

4.2.3. MODELO MATEMÁTICO

Como representantes de los dos requisitos de vida encontrados en el modelo matemático se propusieron los siguientes factores: Cobertura de especies utilizadas como alimento principal (A_p), , Número de especies utilizadas como alimento principal (A_n), Número de especies utilizadas como alimento complementario (A_m) y Cobertura de dosel (C). Las tres primeras variables forman parte del factor alimento (A) y la última representa el factor cobertura (C). Para el primer factor se consideraron dos juegos de variables, el primero, a_{p1} - a_{n1} - a_{m1} , considerando únicamente el alimento presente en la temporada de evaluación, y el segundo, a_{p2} - a_{n2} - a_{m2} , incluyendo todas las especies que produzcan alimento en cualquier

temporada del año. Las dos alternativas se probaron en la etapa de calibración para determinar cuál funcionaría mejor en el modelo para describir la realidad.

El modelo matemático preliminar tenía la siguiente estructura:

$$IH_{PUCP} = A_p + A_n + A_m + C$$

Donde A_p , A_n y A_m forman parte del factor alimento A , y todas las variables tienen una relación compensatoria entre sí, ya que las relaciones específicas entre la cobertura y el alimento no se conocen con claridad pero se sabe que puede existir una interacción importante.

En este caso los requisitos del hábitat no son factores limitantes, debido a que la relación entre la especie y las variables del hábitat elegidas no son tan claras como en un medio natural y su nivel de dependencia es difícil de estimar.

4.2.4. CALIBRACIÓN Y VERIFICACIÓN

Las áreas consideradas para calibración fueron nueve, en ellas se midieron todas las variables elegidas. Éstas se denotan con las mismas letras que las variables determinadas del índice pero en minúscula para poder diferenciar los valores reales de los puntajes del índice para cada una. Las áreas elegidas para tal fin fueron áreas bien conocidas por la presencia de individuos de la especie, es decir, en las que se tiene una idea de la cantidad de individuos presentes o la ausencia de los mismos.

Los valores calculados para dichas áreas se muestran en la Tabla 17, en ella se puede apreciar valores por variable que permitió ajustar los valores finales utilizados en el IH final. La selección de estas variables se hizo en base a la correlación que mostraron los valores de las variables con las condiciones de habitabilidad conocidas en cada área (los datos completos incluyendo las variables que no fueron seleccionadas se pueden ver en el Anexo 1, Tabla 1-15).

Durante el proceso se determinó que el trío de variables a utilizar era a_{p1} - a_{n1} - a_{m1} , las mismas que corresponden a la condición del recurso alimento a lo largo de todo el año. Esto tiene sentido, debido a que las especies que son utilizadas como alimento a menudo tienen más de una estructura que es utilizada, presentándose en más de una temporada a lo largo del año, además la presencia de la estructura consumida es sumamente variable entre especies a lo largo del año. De este modo, las especies que producen alimento principal son importante a

lo largo de todo el año, mientras que las especies que proveen alimento complementario pueden presentarse en diferentes temporadas según sus características pero pueden también representar un recurso importante en determinado momento. Esto también supone la ventaja de que el modelo pueda ser utilizado en cualquier temporada del año y no solo durante la temporada de otoño como se proyectó inicialmente.

Tabla 17. Valores que tomaron las variables seleccionadas en las áreas destinadas a calibración en el campus de la PUCP

Categoría Inicial de Habitabilidad	Área ID	a_{p1} (%)	a_{n1}	a_{m1}	c (%)
Nula	Parque 3	0.00	0	1	1.8
Baja	Parque 5	0.76	2	0	1.3
Baja	Parque 7	4.27	2	0	5.1
Alta	Parque 8	5.59	2	1	31.8
Alta	Parque 14	8.35	3	5	12.7
Alta	Parque 16	9.86	6	4	30.1
Bajo	Parque 17	0.00	0	0	27.5
Nula	Parque 18	0.00	0	0	5.4
Medio	Parque 23	4.24	1	1	12.3

Fuente: Elaboración propia

Siguiendo con el proceso de calibración, se revisaron las ecuaciones que describen las relaciones entre los valores de cada variable y los factores del modelo. Este proceso consiste en comprobar que los valores de los factores reflejen de forma correcta las condiciones de habitabilidad de cada área y corregir cualquier desviación que se detecte. En este caso fueron necesarias solo dos pruebas hasta encontrar ecuaciones adecuadas (las pruebas preliminares se muestran en la Tabla 1-16 del Anexo 1)

El proceso de calibración permitió también determinar los pesos para cada variable y, finalmente, se optó por asignar los puntajes a cada variable directamente según el valor medido. Es decir, que la conversión arroje valores máximos proporcionales a su grado de importancia en el índice, debido a que se observó que dichos valores eran adecuados. De esta manera no fue necesario considerar otros modelos con pesos distintos para cada factor (como se hizo en el caso del IH_{CCEA}). Los valores máximos y los valores hallados para cada área se pueden ver en la Tabla 19. También se puede apreciar que las variables de alimento tienen casi el doble de importancia que la cobertura, con un puntaje máximo de 19, frente al 10 de la cobertura. Esto resulta adecuado, dado que se percibe que la importancia del

alimento es mucho mayor en el valor de habitabilidad del área. Del mismo modo, la importancia de las especies que constituyen alimento complementario es mucho menor al de las especies que constituyen alimento principal, las cuales están representadas por dos variables, reflejando dos aspectos diferentes de un mismo factor.

Es así que se llegó a una ecuación simple que refleja las condiciones de las distintas áreas evaluadas, y que corresponde con la presencia y abundancia conocidas de individuos de la especie. El índice calibrado final fue el que se consigna a continuación:

$$IH_{PUCP} = \frac{A_p + A_n + A_m + C}{29}$$

Todas las variables son compensatorias, teniendo importancia distinta en el valor final del índice. Los valores reales de las variables utilizadas y su relación con los valores de IH están resumidos en la Tabla 18. Como se puede ver, el peso que tiene cada una dentro del índice está dado por el valor de cada una, ya que cada variable tiene un valor máximo distinto. En este caso, como se menciona antes, los factores del modelo no son tratados como factores limitantes, puesto que es posible que exista una fuerte interacción entre los mismo y no se conoce muy bien la relación entre la especie y dichos factores.

Tabla 18. Resumen y variables utilizadas para el IH en el campus de la PUCP

Característica	Puntaje posible	Descripción
I. Alimento		$A = A_p + A_m + A_n$
A. Cobertura de especies de alimento principal (%)		a_p
1. Mayor a 10	10	$A_p = 10$
2. 5-10	8-9	$A_p = 0.4*a_p + 6$
3. 0-5	0-8	$A_p = 1.6*a_p$
B. Número de especies de alimento principal (und)		a_n
3. Mayor a 5	5	$A_n = 5$
4. 4-5	4	$A_n = 4$
5. 0-3	0-3	$A_n = a_n$
C. Número de especies de alimento complementario (und)		a_m
6. Mayor a 3	4	$A_m = 4$
7. 0-3	0-3	$A_m = a_m$
II. Cobertura/reproducción		C
D. Cierre de dosel (%)		c
5. 60-100	8 - 10	$C = 0.05*c + 13$
6. 30-60	10	$C = 10$
7. 5-30	0-10	$C = 0.4*c - 2$
8. Menor a 5	0	$C = 0$
Cálculo del IH		
1. Máximo puntaje	29	
2. Puntaje calculado	-	$A_p + A_m + A_n + C$
3. (2)/(1)	-	$(A+C)/29$

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 19, se muestran los valores calculados para los nueve parches consideradas para el proceso de calibración. Como se puede apreciar, los valores del índice van de 0.0 a 1.0, cubriendo toda la gama condiciones de habitabilidad posibles.

Tabla 19. Valores máximos y calculados para cada área evaluada durante el proceso de calibración en el campus de la PUCP

Categoría Inicial de Habitabilidad	Área ID	A_p	A_n	A_m	C	IH_{PUCP}
Valor máximo posible	-	10	5	4	10	1
Nula	Parche 3	0	0	1	0	0.03
Baja	Parche 5	1.21	2	0	0	0.11
Baja	Parche 7	6.83	2	0	0.03	0.31
Alta	Parche 8	8.24	2	1	10	0.73
Alta	Parche 14	9.34	3	4	3.1	0.67
Alta	Parche 16	9.94	5	4	10	1.00
Bajo	Parche 17	0	0	0	9	0.31
Nula	Parche 18	0	0	0	0.14	0.00
Medio	Parche 23	6.79	1	1	2.92	0.40

Fuente: Elaboración propia

Para la etapa de verificación se utilizaron las 9 áreas delimitadas restantes. Al igual que en caso de las áreas utilizadas para la calibración, se calcularon los valores de las variables elegidas, luego se calcularon los valores de los factores del índice y, finalmente, el valor de IH para cada área (Tabla 20).

Tabla 20. Valores que tomaron las variables e IH calculado en las áreas destinadas para la verificación en el campus de la PUCP

Área ID	a_p (%)	a_n	a_m	c (%)	A_p	A_n	A_m	C	IH_{PUCP}
Parche 1	0.4	1	0	0.0	0.69	1	0	0	0.1
Parche 2	3.2	3	1	1.1	5.05	3	1	0	0.3
Parche 4	8.7	2	2	23.4	9.50	2	2	7.36	0.7
Parche 11	8.0	2	3	16.7	9.19	2	3	4.67	0.7
Parche 12	13.0	4	2	44.4	10	4	2	10	0.9
Parche 13	0.0	0	3	21.4	0	0	3	6.57	0.3
Parche 21	0.0	0	2	7.4	0	0	2	0.96	0.1
Parche 19	1.8	1	1	13.3	2.83	1	1	3.32	0.3
Parche 20	0.0	0	2	19.7	0	0	2	5.88	0.3

Fuente: Elaboración propia

Al mismo tiempo se evaluaron las mismas áreas a partir del índice de abundancia (IA_{PUCP}). Los valores obtenidos para cada área se muestran en la Tabla 21. Los detalles de la abundancia y ubicación de avistamientos e indicios se muestran en la Tabla 1-17 del Anexo 1.

Tabla 21. Valores de Índice de Abundancia e Índice de Habitabilidad calculados para la verificación en el campus de la PUCP

Área	IA_{PUCP}	IH_{PUCP}
Parche 1	0	0.1
Parche 2	0	0.3
Parche 4	15	0.7
Parche 11	10	0.7
Parche 12	31	0.9
Parche 13	9	0.3
Parche 21	0	0.1
Parche 19	3	0.3
Parche 20	0	0.3

Fuente: Elaboración propia

Al realizar el análisis de correlación por rangos de Spearman para las nueve parcelas de verificación se encontró un valor superior al valor crítico para $n=9$ al 5% (0.833, $P=0.01$), $\rho_s = 0.881$ (los detalles se pueden ver en el Anexo 1, Tabla 1-18). De modo que se pudo rechazar la hipótesis nula, concluyendo que existe correlación entre ambas variables.

Del mismo modo que en el caso del IH_{CCEA} el nivel de verificación es moderado, debido a que la relación entre abundancia y calidad de hábitat no es tan clara (Van Horne, 1983), y a que se están comparando dos estimadores, de condiciones de población y calidad de hábitat, respectivamente. Sin embargo, el nivel de correlación es alto, superando el 0.8, lo cual puede considerarse como un buen indicador de que el índice refleja la realidad, tal como lo sugiere Brooks (1997).

4.3 ANÁLISIS DEL PROCESO Y CONSIDERACIONES ADICIONALES

Durante el proceso de elaboración de los índices y su verificación parcial se dieron algunas dificultades. De modo que se identificaron algunos puntos a considerar para su aplicación en el contexto nacional, dadas las características y el estado de conocimiento de las especies

nativas y las áreas que habitan, así como algunas consideraciones generales respecto al proceso.

A continuación se presentan algunas observaciones sobre cada etapa de la elaboración de los índices, las tablas siguientes muestran de forma resumida dicha información a la vez que se puede apreciar las diferencias y similitudes en las dos situaciones estudiadas.

4.3.1. PLANTEAMIENTO Y ELABORACIÓN DE MODELO CONCEPTUAL

Esta primera etapa, en la que se realiza el planteamiento, revisión de la información y desarrollo del modelo conceptual tuvo sus particularidades para cada caso. La principal limitación fue la escasa información sobre la especie en ambos tipos de hábitat. La Tabla 22 resume las observaciones que se dieron en el proceso.

Debido a que la elaboración de los índices se realiza como desarrollo de una tesis, y no como una necesidad de manejo o aprovechamiento de la especie, es un caso particular que no contempló la formación de un equipo de trabajo estrictamente. Lo recomendable es la formación de un equipo que en conjunto cubra conocimiento y experiencia en el trabajo con la especie, con modelos de habitabilidad, con la zona geográfica donde se va a trabajar y que entienda claramente los objetivos del trabajo (Rowland *et al.*, 2013).

En cuanto a la información geográfica en este caso se pudo obtener mapas y planos de ambas zonas de estudio. Sin embargo no es el caso de muchas localidades en el Perú. A menudo las cartas nacionales son insuficientes para brindar la información necesaria para este tipo de estudios. Los mapas que se puedan tener de las zonas que se requiera manejar pueden estar desactualizados, ser poco detallados o presentarse a escalas inadecuadas. Afortunadamente, es cada vez más sencillo el acceso a imágenes satelitales actualizadas que pueden servir de base para elaborar mapas a partir de los cuales se pueda trabajar. Este tipo de información tiende un grado de importancia diferente según el tamaño de área que se quiera evaluar o manejar, y también las características de la especie, así el tipo de evaluación de un ave pequeña o un roedor será diferente a la de un ave de presa o un carnívoro grande, así también evaluar especies acuáticas supone otros retos.

Tabla 22. Resumen del análisis de las etapas de planteamiento y elaboración del modelo conceptual de los índices presentados

	CCEA	PUCP	Observaciones y recomendaciones
Formación del equipo de trabajo	-	-	Lo recomendable es siempre armar un equipo de trabajo multidisciplinario.
Información geográfica	Sí existe por ser un área con una historia larga de manejo.	Al tratarse de un área urbana se tiene acceso a planos.	De forma general, a nivel nacional no se tendrá información detallada en la mayoría de los casos.
Información de la vegetación	Sí existe información básica, aunque incompleta. El mapa de vegetación no estaba disponible al momento del planteamiento.	Inventario de árboles y arbustos en el área pero incompleto.	Siempre que sea posible, obtener información detallada de la vegetación es de importancia.
Información de la especie en el área	Información incompleta (ninguna publicada en literatura científica)	Información incompleta, aunque existente (aun no publicada en literatura científica)	Las fuentes de información tales como tesis, trabajos de pregrado o posgrado, inventarios regionales y otros también son fuentes de información válida.
Planificación del trabajo	Planificación para la recolección de información adicional. Se incluye la evaluación de variables adicionales.	Se tomaron más variables de las que estrictamente se podrían necesitar para asegurar una buena descripción.	Es necesario la opinión de un especialista en vegetación para esta etapa. La planificación de la colecta de datos de variables distintas para una misma característica es recomendable cuando no implique gran dificultad.

Fuente: Elaboración propia

En ambos casos se tenía algunos datos importantes sobre la vegetación en general, pero no eran tan detallados como para poder extraer la información relevante que pueda ligar las características del hábitat con la ecología de la especie. En el caso del CCEA existían trabajos previos, incluyendo una tesis de maestría (Ríos, 1989), pero por su antigüedad y estado de conocimiento durante dichas evaluaciones, la información que se pudo extraer se trataba de información incompleta. Al momento del planteamiento del presente estudio no estaba disponible el mapa de vegetación final, únicamente uno preliminar con información parcial. Aunque trabajar con un mapa base de vegetación es de gran ayuda, en el caso de la especie *Simosciurus neboxii* el análisis de la cobertura vegetal se hace a una escala más fina de la que comúnmente se utiliza para los mapas de vegetación básicos. De modo que, aunque se

hubiera contado con el mapa de vegetación, necesariamente se habría tenido que recurrir a la evaluación en campo. Mientras que para el caso de la PUCP, existen inventarios de árboles y arbustos presentes en las áreas verdes ya que continuamente se hacen trabajos relacionados con el manejo de dichos espacios. Sin embargo, de forma similar a lo ocurrido en el caso del CCEA, los inventarios estaban incompletos al momento de la evaluación. Ello se debe en parte a que, tratándose de un campus universitario, objetivos de la institución tales como construcción de pabellones de aulas para la ampliación de la capacidad de estudiantes o cambio de uso de espacios para cumplir con los requisitos propios de las actividades estudiantiles, han influenciado en el manejo de las áreas verdes los últimos años. El traslado de árboles grandes, eliminación de hileras de arbustos, introducción de nuevas especies y podas de algunos individuos de gran tamaño son comunes y modifican la información contenida en los inventarios y mapas elaborados. Por estos motivos en ambos casos la información inicial no sirvió como una base tan sólida sobre la cual se pueda trabajar. Por otro lado, es necesario señalar, que toda información disponible, desde publicaciones científicas hasta documentos técnicos de manejo, representan un punto del cual partir, y son valiosos en el contexto de este tipo de metodologías aun cuando no se trate de información estrictamente científica.

La información sobre ecología de la especie también es escasa para ambos ambientes y no se encuentra publicada en literatura científica. En el caso del CCEA toda la información con la cual se trabajó inicialmente provenía de informes de los ejercicios de campo de la Maestría en Conservación de Recursos Forestales, mientras que la información de la PUCP se trata de trabajos de pregrado propias. La información solo se centra en algunos aspectos de la ecología de la especie y existen vacíos considerables que fueron subsanados con información de otras especies similares, conocimiento de los guías de campo en el caso del CCEA, personal de mantenimiento del campus PUCP, etc. Otra vez, las fuentes de información no fueron estrictamente científicas; se utilizó mucho conocimiento empírico de las personas que están en constante contacto con la especie aun cuando no trabajen directamente con ella. De modo que el conocimiento que puedan tener guías de campo, personal técnico o investigadores de la especie, obtenido en base a experiencia es de suma importancia.

Para la planificación del trabajo en cada área se tomaron estrategias distintas ya que se trataba de áreas totalmente diferentes en cuanto a extensión, accesibilidad, condiciones de vegetación y también en cuanto al comportamiento de la especie en cada una. Esto último es importante debido a que el tamaño del *home-range* y el uso del hábitat de la especie en cada

espacio es la base para la planificación de la evaluación puesto que se parte de una unidad mínima de evaluación para determinar el tamaño de las unidades de muestreo, el número de unidades de muestreo, etc. Es así que para el caso del CCEA se buscó evaluar el rango máximo de condiciones de hábitat, mientras que para el campus de la PUCP no hubo problemas para la evaluación total del área. Así también se vio la oportunidad de obtener información que sirviera para calibrar el índice, pero al mismo tiempo también para determinar qué variables son mejores descriptoras de la calidad de hábitat. Esta es una buena salida para obtener la mayor cantidad de datos posible en el menor tiempo. Finalmente, la participación de un especialista en vegetación desde esta etapa es importante para poder tomar en consideración las características de la cobertura e incluir detalles que eviten los sesgos en la colecta de datos de cobertura y otras variables relacionadas a la vegetación.

4.3.2. TRABAJO DE CAMPO Y COLECTA DE DATOS

Esta segunda etapa comprende los trabajos de campo realizados para la colecta de datos básicos y los datos para los procesos de calibración y verificación. En la Tabla 23 se pueden ver algunas observaciones de esta etapa.

En el caso de la PUCP se determinó que la información con la que se contaba era suficiente para armar un índice conceptual e incluso uno matemático por lo que la colecta de información básica no fue necesaria. En el caso del CCEA, como ya se mencionó, a pesar de tener algunos datos se planificó la obtención de información sobre cobertura reproductiva detallada. Esto significa, que aun cuando la información es escasa, la generación de la información a partir de la cual se puede trabajar en la elaboración de un índice de habitabilidad no tiene por qué tomar un tiempo prolongado, ni ser tan costoso. Si bien lo deseado es tener información lo más precisa posible no siempre es necesario, Voitaj *et al.* (2013) mencionan que de ser necesaria la colecta de nuevos datos (para un estudio con fines de monitoreo, pero en realidad puede aplicarse a otros estudios con enfoque de hábitat) es necesario verificar si es posible, comprobando que se dé alguna las siguientes condiciones: que el área de interés es de una extensión manejable, que los atributos del hábitat no puedan ser derivados de datos existentes, que los datos existentes no indiquen uso o no tengan un diseño de muestreo adecuado, que esfuerzo de muestreo de los datos existentes sea inadecuado para cumplir con los objetivos del estudio o que los datos existentes no representen las condiciones presentes y tengan que ser actualizados.

Tabla 23. Resumen del análisis de la etapa de campo realizada para la obtención de los índices presentados

	CCEA	PUCP	Observaciones y Recomendaciones
Recolección de información básica	Fue necesaria la recolección de datos sobre cobertura reproductiva, datos adicionales de dieta, etc.	No fue necesario	La colecta de datos básicos es posible y es recomendable si es que los vacíos de información son muy grandes.
Colecta de datos para la calibración y verificación	La colecta de datos en campo fue posible gracias a los guías de campo y su conocimiento de las especies vegetales, hábitos de la especie, etc.	La colecta de datos fue sencilla debido a que existía información previa y a que la extensión del área es manejable.	El trabajo en equipo es importante. Es necesario tener guías de campo o personal que tenga mucha experiencia en el área en la que se está trabajando y/o un especialista en vegetación.
	Se consideraron más variables de las que se utilizarían, para poder elegir las mejores descriptoras de los factores del modelo.	Se consideraron más variables de las que se utilizarían al final, para poder elegir las mejores descriptoras del modelo.	Evaluar más variables de las que se utilizaran al final es una opción para tener un mejor ajuste de los datos. Siempre que no obstaculice ni retrase mucho el trabajo de campo.
	Se realizaron ajustes en el tamaño de las unidades de muestreo debido a que en la planificación no se consideraron algunos aspectos de la vegetación presente.		Si es necesario se pueden hacer ajustes en la metodología una vez que se inician los trabajos de campo.
Tiempo - Esfuerzo	Aunque el esfuerzo de muestreo fue bajo para el área, se buscó cubrir la mayor cantidad de área que fuera accesible. La utilización de senderos pre-existentes fue fundamental.	Al encontrarse en la ciudad es un área accesible.	El trabajo en áreas bajo manejo es más sencillo, en el caso de áreas en las que no haya una intervención el trabajo de campo puede llevar más tiempo por el acceso.
		La coordinación para los permisos de ingreso al campus no fue siempre sencillos provocando demoras.	La coordinación con todo el personal involucrado y las autoridades es fundamental.

Fuente: Elaboración propia

La colecta de información en el caso del CCEA fue posible gracias a los guías de campo, que son pobladores de los caseríos cercanos y que tienen amplia experiencia en su labor, haciendo más sencilla la determinación de especies vegetales y la orientación en el área. Por otro lado, al tratarse de metodologías sencillas fue posible la toma de todas las variables proyectadas, incluso las variables extra que se pensaba que podían ser útiles pero cuyo uso no se aseguraba para la elaboración del índice. Finalmente se pudieron hacer ajustes en las metodologías de colecta de datos después de iniciados los trabajos de campo. Esto es importante porque cuando no se cuenta con información completa es posible caer en errores durante la planificación, que pueden ser salvados si se identifican durante cualquier etapa del proceso, mientras más temprano será más sencilla la corrección. En el caso de la PUCP, la colecta de datos fue más sencilla por la accesibilidad y por la experiencia del trabajo previo en el área. Por otro lado, aunque se contaba con mayor información, también se trabajó con un grupo de variables extra para tener alternativas con las que se pudiera armar el índice. Finalmente, la mayor dificultad para el trabajo en el campus fue el acceso al área, ya que debido a las medidas de seguridad que se toman en muchas ocasiones se generaban demoras, retrasando las evaluaciones y teniendo que ajustar continuamente la programación.

En cuanto al esfuerzo de muestreo, existe una enorme diferencia entre ambos áreas. No solo por el tamaño del área y su ubicación, sino por las características propias del terreno. Como se mencionó anteriormente, el trabajo de campo en el CCEA se hizo posible debido al apoyo local y la existencia de senderos para el desplazamiento por el área. A pesar de ello no habría sido físicamente posible realizar un muestreo aleatorio del área en el mismo tiempo en el que se realizó la evaluación, por esto, la evaluación de áreas “representativas” fue una buena opción para obtener información con la que se pudiera trabajar. Sin embargo, para la estimación de Unidades de Hábitat es recomendable el trabajo en base a imágenes satelitales, mapas de vegetación detallados e información geográfica digital de modo que el trabajo a esta escala resulte eficiente (aunque ello signifique la modificación del índice presentado aquí). Para el caso de la PUCP, sí fue posible la evaluación de unidades aleatorias que pueden generar descripciones más precisas. En algunos casos la presencia de usuarios del campus y las actividades de mantenimiento retrasaron la colecta de los datos. Otro obstáculo que a menudo ocasionó retrasos fue la coordinación con las autoridades que permitían el ingreso al campus. Este tipo de inconvenientes pueden darse en cualquier proyecto debido a que los objetivos del estudio pueden no estar articulados con los objetivos del área/institución/localidad en la que se llevan a cabo, y tienen que ver más con la gestión del

proyecto que con el método. Pero aun con las dificultades mencionadas, la practicidad y la velocidad con la que se pueden tomar los datos permite que el proceso no sea tedioso.

Es necesario mencionar también que las metodologías utilizadas para la colecta de los datos tienen influencia en los valores a obtener así como en su calidad. La consideración de más de un método de colecta para una misma variable también puede ser ventajoso, ya que se obtiene más de una serie de datos eligiendo la más adecuada en etapas posteriores.

4.3.3. PROCESAMIENTO DE DATOS Y GENERACIÓN DE LOS ÍNDICES

Esta etapa comprende el procesamiento de los datos básicos, y los obtenidos para realizar la calibración y verificación del índice. También incluye la generación de los índices y la redacción de documentos. En la Tabla 24 se pueden apreciar las observaciones generales.

La preparación de las bases de datos para que sea posible su procesamiento lleva tiempo debido a que es necesario evitar errores que puedan generar problemas durante el proceso. Aunque la cantidad de información con la que se trabaja depende del tamaño de área de evaluada y de los métodos, el trabajo debe ser minucioso para garantizar la buena calidad de los datos. En ambos casos se necesitó la ayuda de un especialista en botánica para poder determinar algunas especies, a pesar de contar con un inventario parcial en el caso de la PUCP. Nuevamente, la importancia de incluir un especialista en vegetación en el equipo de trabajo es evidenciada.

En el caso del IH del CCEA para el proceso de calibración fue necesario un análisis de los datos distinto al que se había planificado inicialmente debido al tamaño de las unidades de evaluación, sin embargo se pudo realizar haciendo los ajustes necesarios. El proceso de verificación fue más sencillo gracias a la ampliación del tamaño de las mismas. En comparación, el procedimiento para la PUPC fue más sencillo. Esto también tiene que ver con el grado de complejidad de la vegetación y el tamaño de los espacios, ya que en el campus de la PUCP se tiene un único tipo de vegetación.

La verificación se hizo de manera sencilla debido a que la comparación entre índices es bastante directa. Aunque algunos autores señalan que puede no ser esta la mejor forma de llevar a cabo la verificación (Roloff y Kernohan, 1999), como se ha mencionado desde el planteamiento, esta es una primera etapa validación de los índices, y a medida que se hace uso o se modifican los índices para ser usados puede ir generándose una historia de validación que pueda servir como respaldo. De hecho, si lo que se requeriría para utilizar un

modelo de índice de habitabilidad es su validación completa y total, entonces se pierde el objetivo del uso de este tipo de metodologías, el cuál es la practicidad.

Tabla 24. Resumen del análisis de la etapa procesamiento de los datos realizada para obtener los índices presentados

	CCEA	PUCP	Observaciones y recomendaciones
Preparación de base de datos	Trabajar con los datos de vegetación fue sencillo porque la diversidad no es tan alta y en su mayoría son especies conocidas.	El campus presenta muchas especies que no son propias de Lima, lo que obstaculizó la generación de la matriz de datos inicial.	Es necesario el trabajo con especialistas en vegetación.
Calibración	Debido a que las unidades evaluadas eran pequeñas, no representaban por sí solas la habitabilidad de la zona. Sin embargo en conjuntos de categoría (Mala, Regular, Buena) sí pudieron ser utilizadas para la calibración.	La calibración fue sencilla a partir de los datos tomados, las variables fueron elegidas de acuerdo al ajuste con la categoría de habitabilidad que representaban.	Todo dato con que se cuente es importante y puede ser utilizado. Las inferencias que puedan hacerse en base a ellos variarán en precisión y es necesario señalarlo en el documento.
Verificación	La comparación con el índice de abundancia fue sencilla y práctica pero puede resultar imprecisa.	Ídem.	La aplicación de otro tipo de metodología para obtener abundancia y el uso de otro tipo análisis comparativo dependerá de los recursos con los que se cuente y del nivel de verificación que se requiera alcanzar.
Elaboración de los documentos	Aunque se realizó sin problemas no se pudo incluir los datos tomados en campo en su totalidad (las anotaciones adicionales resultaron insuficientes para obtener conclusiones que pudieran servir para la elaboración del índice).	Se realizó sin problemas.	Se debe incluir toda la información relevante en un solo documento. De ser publicado debe incluir la información colectada en campo que fue utilizada como base para su elaboración

Fuente: Elaboración propia

Finalmente, la elaboración de los documentos con la información completa de los índices desarrollados contempló las especificaciones necesarias según el manual. Se hace hincapié en las asunciones que se toman respecto a vacíos de información para poder ser identificadas en caso de que algún usuario requiera hacer modificaciones o se tome de base para futuros estudios. Del mismo modo, de ser publicado en literatura científica, los datos colectados en

campo que se hicieron para ser utilizados como base tienen que ser presentados para poder ser considerados por otros usuarios del índice o para que sirvan como base para futuras investigaciones. Asimismo, en el documento final figura con claridad cada método utilizado para la evaluación de cada variable, a diferencia de la documentación original en la que se sugieren varios métodos. En este caso se sugiere únicamente el método empleado para la obtención de los datos y la calibración, de modo que los usuarios tengan en claro que de utilizarse otro método se puede estar generando un sesgo.

4.3.4. CONSIDERACIONES PARA EL USO DE MODELOS DE ÍNDICES DE HABITABILIDAD

a. Vacíos de información

Una de las principales carencias que se tienen a nivel nacional es la gran cantidad de vacíos de información básica. Tanto en el conocimiento de especies de fauna, como de los espacios que habitan. Sin embargo, para fines de manejo la información requerida está limitada a las especies de interés y su relación con el hábitat. De modo que las carencias de información que dan la apariencia de ser muy grandes e insalvables se reducen a información puntual que finalmente es manejable. Esta información es la estrictamente concerniente a la relación especie-hábitat y por lo general puede tratarse de lo referente a factores limitantes para la supervivencia de la especie. Es decir, información sobre dieta, cobertura de protección y cobertura reproductiva, y es también la que debería ser obtenida de forma prioritaria para la utilización de esta metodología, o cualquier otra que pueda describir relaciones causa-efecto en lo referido a poblaciones de fauna, impactos y cambios en su ambiente.

Respecto a este tema, se menciona muy a menudo que el Perú es un país mega biodiverso y que ello trae una serie de desafíos en cuanto al manejo de recursos. Pero esta mega biodiversidad no se trata de una verdadera limitación para la aplicación de métodos o medidas para su aprovechamiento. La riqueza de especies es notable, y es cierto que el número de especies conocidas se ha incrementado considerablemente en los últimos años debido a los inventarios biológicos rápidos, los proyectos de investigación y las evaluaciones biológicas relacionadas con estudios de impacto ambiental para proyectos extractivos.

Aunque aún falta mucho por hacer, no nos encontramos en un grado de desconocimiento tal que no nos permita seguir avanzando en temas de manejo y aprovechamiento de los recursos. Haciendo un paralelo con Estados Unidos de América, el país de origen de la metodología estudiada, podemos notar que a nivel de biodiversidad las diferencias no son tan grandes

como se podría pensar inicialmente. Como se muestra en la Tabla 25, la diversidad que se presenta en el país del norte es también muy alta, encontrándose entre los 17 países con la condición de mega biodiversos. La diferencias que puedan existir y que pueden representar una limitación real se encuentran en los bosques tropicales con los que contamos, sumado al relieve de los andes que forman ecosistemas únicos y que producen zonas de endemismo de dimensiones bastante reducidas. De estas diferencias se discute más adelante, ya que tienen una influencia en la aplicabilidad de los índices de habitabilidad.

Tabla 25. Comparación de datos indicadores de biodiversidad entre Perú y Estados Unidos de América

	Perú	Estados Unidos de América
Territorio (Área)	1 285 215 km ²	9 828 675 de km ²
Zonas de vida de Holdridge	84 ^a	38 ^b
Número de especies de mamíferos	523 ^c	443 ^d
Número de especies de aves	1847 ^c	794 ^d
Número de especies de reptiles	446 ^c	339 ^d
Número de especies de anfibios	> 550 ^e	305 ^d
Número especies de peces	1070 ^c (solo peces marinos)	1651 ^d (marinos y de agua dulce)
Número de especies de flora	20375 ^c (no especifica si considera plantas no vasculares)	21271 ^f (plantas vasculares) 3539 ^f (plantas no vasculares)

^a ONERN, 1967; ^b Lugo *et al.*, 1999 (considera solo área continental); ^c MINAM, 2014; ^d Natureserve, 2016a; ^e Von May *et al.*, 2012; ^f NatureServe, 2016b.

Fuente: Elaboración propia

Finalmente, cabe insistir en que no es necesario contar con información tan completa y detallada sobre una especie, puesto que como hemos visto es posible obtenerla aun cuando no se esté llevando a cabo un estudio específico para ello. De existir información exacta siempre será de gran ayuda, es por esto que los datos obtenidos a partir de estudios científicos siempre serán preferidos por encima a otros tipos de información cuando ésta cumpla con describir las relaciones especie-hábitat que requerimos. Entonces, si fuera necesario establecer prioridades de investigación con la finalidad de obtener datos que puedan servir para medir o comparar la calidad de hábitat en diferentes áreas estas serían los relacionados a la cobertura y las relaciones de la especie con su hábitat. De forma más específica se trata de producción de mapas de vegetación, inventarios de flora, estudios de dieta, comportamiento reproductivo, determinación de *home-range* y estudios de calidad de agua

y otros recursos de los que se valen las especies de interés para sobrevivir. Esta información, y algunos otros aspectos del hábitat, dependiendo de la especie, es la que tiene relevancia para la aplicación del método y para el manejo del recurso fauna en general.

b. Limitaciones del método

Los índices de habitabilidad son valores que se obtienen a partir de un modelo. Como todo modelo solamente constituye una representación de la realidad que resume las principales características de lo que se describe y de ningún modo abarca toda su complejidad. Es necesario tener esto claro puesto que habrá situaciones y detalles que generen imprecisiones en los resultados del modelo.

En cuanto a los detalles que puedan generar incertidumbre, pueden ser características de las especies de interés o características de los ecosistemas en los que habitan. Respecto a lo primero, como ya se discutió anteriormente, algunas especies pueden presentar comportamientos tales como uso de espacios muy extensos (como mamíferos grandes, aves de presa o peces y aves migratorios), rasgos de reproducción particulares (ciclos de cría por encima de un año o por el contrario sin ciclos marcados de reproducción), comportamiento críptico lo que genera baja detectabilidad (como mamíferos nocturnos), entre otros.

Respecto a los ecosistemas, las zonas de endemismo pueden presentar dificultades por lo restringido de los espacios, o por la inaccesibilidad a ellas y por lo tanto su imposibilidad de ser evaluadas directamente. El nivel de complejidad que presentan los bosques tropicales puede resultar un desafío para la aplicación de este método, por lo que no se recomendaría para áreas de bosque primario. Por el contrario, en áreas de bosque secundario, áreas fuertemente impactadas o bajo un manejo para su restauración es posible que se trate de una herramienta muy útil. Por otro lado, en ecosistemas andinos y de costa sería necesario evaluar la complejidad de los mismos y considerar otras posibles limitaciones. Finalmente, como se ha visto, el trabajo en bosques secos supone la consideración de algunos detalles, como son la dinámica de la vegetación y la fisiografía específica del área en el que se trabaja. Por lo que a pesar de ser un método muy flexible es necesario considerar si realmente puede ser aplicado, si la generación del IH va a ser importancia para los objetivos (ya sean manejo, aprovechamiento o conservación) y si se cuenta con los recursos para llevar a cabo todo el proceso.

Otras fuentes de incertidumbre que puedan alterar la efectividad de los índices son situaciones en las que se den alteraciones climatológicas, desastres naturales, epidemias o

impactos humanos no considerados y que no puedan ser incorporados al modelo, de modo que no se pueda estimar los efectos de estos eventos sobre el hábitat de la especie de interés. Si bien en el contexto del cambio climático este tipo de eventos pueden ocurrir con mayor frecuencia, el uso de este método debería poder prever los efectos de dichos eventos. Por ello, desde el inicio del diseño del modelo de índice se debe considerar fuentes posibles de variación de las condiciones del hábitat que se presentan y tomar en consideración información histórica del área y también la que se pueda obtener de pobladores locales o investigadores que puedan haber realizado estudios en el área, aunque estos no hayan sido directamente con la especie de interés.

V. CONCLUSIONES

La elaboración de un índice de habitabilidad para la especie *Simosciurus neboxii* en cada ambiente seleccionado fue llevada a cabo haciendo algunas modificaciones a la metodología y tomando en cuenta los vacíos de información y las particularidades de la especie, así como las relaciones con su hábitat en cada caso.

A partir del trabajo realizado se desprenden las siguientes conclusiones:

- La utilización de la metodología para la elaboración de modelos de índices de habitabilidad en el contexto peruano es factible, como lo muestra este estudio de caso. Esto se debe principalmente a que las diferencias entre la realidad norteamericana y la peruana en los aspectos concernientes al tema no son tan distantes como se puede percibir a priori.
- La versatilidad del método permite su uso en los dos ambientes en los que fue probado a pesar de las evidentes diferencias. En espacios relativamente pequeños como en el campus de la PUCP, las evaluaciones en campo para las etapas que lo requieren se pueden llevar a cabo con el uso de un inventario de vegetación completo y otras herramientas de las que se pueda disponer en áreas bajo manejo, pero no está restringido a ellas. Mientras que en el caso de áreas más extensas, como el CCEA, el muestreo de áreas representativas permite obtener los datos necesarios; sin embargo, la utilización de tecnologías de teledetección o cualquier otra que permita una evaluación rápida o más completa es también viable. El método es compatible con las tecnologías existentes y es potencialmente adaptable a cualquier tecnología futura que evalúe aspectos del hábitat.
- Dicha versatilidad también puede permitir la evaluación específica de cada factor del modelo de habitabilidad, como puede ser alimento o cobertura reproductiva, haciendo posible la evaluación de áreas que comprendan zonas de forrajeo o de importancia para la reproducción de una especie y no necesariamente todo el espacio utilizado por una población, como es el caso de algunas zonas en las que se llevan a

cabo actividades extractivas o que están bajo alguna otra intervención, en las que no es posible hacer evaluaciones poblacionales estrictamente debido a que su área no cubre el espacio total utilizado por una población.

- Existen algunas limitaciones para la utilización de esta metodología, las cuales deben ser evaluadas de acuerdo a los objetivos de partida y las características propias de cada especie o área que se requiera evaluar. Como pueden ser las que se presentan en ecosistemas complejos como los bosques tropicales primarios, o que presenten la categoría de frágil bajo algún criterio razonable; sin embargo es factible su utilización en áreas reforestadas, zonas fuertemente impactadas que se encuentren en recuperación, entre otras.
- Además, la ventaja de la utilización de este tipo de modelamiento frente a otros existentes está en que fue diseñado específicamente para la cuantificación del hábitat, con la posibilidad de comparar entre áreas distintas o entre tiempo distintos, pudiendo ser utilizado directamente para la toma de decisiones. Mientras que las otras opciones tienen como objetivo la descripción y el establecimiento de relaciones causa-efecto que no necesariamente cubren las necesidades de los manejadores de recursos, teniendo que ser transformadas o tomadas como referencia en conjunto con otros datos para que sirvan a los objetivos de manejo.

En cuanto a las modificaciones de la metodología mencionadas para poder llevar a cabo el proceso de elaboración de los índices, estas fueron:

- La inclusión de una etapa de levantamiento de información básica cuando esta es necesaria y posible.
- Un proceso de calibración que además de utilizar datos obtenidos directamente en campo también incluye la consideración de variables alternativas que puedan representar o componer los factores identificados como requisitos de hábitat durante la elaboración del índice conceptual.
- Una etapa de verificación con datos también obtenidos en campo. Mostrando de esta manera que la obtención de datos primarios puede ser un proceso relativamente rápido, pero de gran importancia para la construcción del índice cuando la información es escasa, y también para la verificación.
- La recomendación de señalar un único método de colecta de datos para cada variable en el documento de IH, de modo que el usuario pueda obtener datos precisos para el

uso del modelo o para que este pueda ser modificado, ya que la calidad de los datos tiene una gran influencia en el resultado final de cualquier modelo.

Finalmente, a partir del ejercicio de construir índices de habitabilidad, siendo parte de una metodología que utiliza un enfoque distinto al convencional, se pueden sugerir temas prioritarios para la investigación en el Perú. Estos temas son los relacionados a (1) la descripción de cobertura, es decir características geológicas, edáficas y vegetales de las áreas que se pretenda manejar o conservar, (2) dieta de las especies de interés, (3) comportamiento reproductivo y (4) algunos otros datos relevantes respecto al uso de hábitat de las mismas.

VI. RECOMENDACIONES

Respecto a la revisión de información básica

Es importante tomar en cuenta información no publicada que pueda resultar confiable, como inventarios rápidos, estudios de pregrado, informes técnicos y conocimiento de los pobladores locales o personal de campo con experiencia en las áreas donde se va a realizar el estudio; ya que son fuente importante de datos que pueden representar una gran diferencia en el planteamiento del modelo conceptual e incluso pueden tener influencia en la construcción del modelo matemático.

Asimismo, es importante considerar la opinión de expertos en la especie o en el ecosistema que se desea trabajar. Mientras más opiniones se tengan es más probable alcanzar un nivel de confiabilidad más alto, integrando conocimientos de distintas fuentes y reduciendo los sesgos que puedan existir.

Respecto a la planificación del trabajo

Se recomienda determinar correctamente la escala a la que se pretende realizar las evaluaciones, esta dependerá de las características del área y de las características de la especie, pero también de los objetivos iniciales planteados.

Si se está trabajando con especies terrestres, se recomienda diseñar el muestreo en conjunto con especialistas en vegetación para tomar en consideración detalles relacionados a la cobertura al momento de definir las unidades a evaluar, así como otros aspectos de la vegetación que puedan influenciar la toma de datos.

Respecto a la colecta de datos en campo

La planificación para la colecta de datos básica debe contemplar no solo los temas prioritarios para el desarrollo del índice, sino también la factibilidad del trabajo de campo relacionada con la logística, acceso, extensión del área, temporalidad y alguna característica particular del comportamiento de la especie que pueda convertirse en una limitación para la colecta de datos.

Así también se recomienda revisar cuidadosamente la metodología a emplear para la colecta de datos de cada variable. Algunos documentos importantes para tomar como base, que describen y comparan los principales métodos, son los elaborados por Hays *et al.* (1981); Herrick *et al.* (2009) y DeMeo *et al.* (2013).

Respecto a la colecta de datos para calibración y verificación

Los datos utilizados para la calibración y la verificación deben ser independientes entre sí, y de preferencia cada grupo de datos debe cubrir todo el rango de condiciones de calidad de hábitat. Los datos utilizados para realizar el contraste no necesariamente deben ser de abundancia poblacional de la especie, pueden tratarse de datos de presencia o índices de abundancia como se realizó en este estudio. La utilización de datos más precisos se puede llevar a cabo siempre y cuando se cuente con ellos, o se puedan obtener cuando se tienen los recursos para realizar evaluaciones más detalladas.

Es importante que la colecta de datos se realice con la misma metodología para cada caso debido a que el uso de diferentes metodologías para medir una misma variable puede generar sesgos importantes en los valores hallados. Por esto, aun cuando el método original sugiere señalar uno o más métodos en los documentos para el uso de los índices, a partir de la presente experiencia sugerimos que se indique claramente qué método se utilizó y se sugiera utilizar únicamente ese método para la variable que se esté evaluando.

Respecto a los resultados

Se recomienda realizar verificaciones de los modelos entregados antes de ser aplicados, cuando se haga en otras localidades diferentes a las utilizadas para la elaboración de los presentados, o si ha transcurrido mucho tiempo desde la elaboración de estos índices. Dichas verificaciones, además de ser parte del proceso para la buena utilización de los índices, pueden servir para enriquecer la información entregada aquí y para elevar el nivel de validación del índice.

Del mismo modo, se recomienda la construcción de índices para otras especies con la finalidad de acumular información respecto a la metodología en el ámbito del Perú, además de ser herramientas útiles para la gestión de los recursos de fauna por si mismas.

Se recomienda realizar investigación en temas de dieta, comportamiento reproductivo y uso de hábitat en las especies de interés para la conservación o aprovechamiento, con la finalidad de obtener datos precisos para la aplicación de este tipo de metodologías. De la misma forma,

el análisis de causa-efecto relacionado con la variación en la población de especies de interés es de gran importancia para el entendimiento de los procesos a nivel de poblaciones y ecosistemas. Esta y otras metodologías pueden ser gran ayuda en corto y mediano plazo, pero la información precisa a partir de estudios científicos específicos y la acumulación de datos de series largas de tiempo siempre serán necesarias para el entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas y la relación que tienen las especies con su hábitat.

Finalmente, se recomienda la difusión de esta metodología como alternativa para la evaluación de fauna con diversos fines relacionados a la conservación y aprovechamiento, ya que se trata de una metodología ampliamente utilizada en el país de origen así como a nivel internacional. El aporte que se pueda hacer respecto a esta metodología en el contexto nacional es de gran importancia y puede hacerse tanto desde un enfoque de análisis con relación a su efectividad o pertinencia, como desde la puesta en práctica con la construcción de índices para especies de importancia.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, AW. 1982a. Habitat suitability index models: fox squirrel. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 11 p
- Allen, AW. 1982b. Habitat suitability index models: grey squirrel. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 11 p.
- Allen, AW. 1987a. Habitat suitability index models: fox squirrel, revised. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 16 p.
- Allen, AW. 1987b. Habitat suitability index models: grey squirrel, revised. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 16 p.
- APECO, 13 sept. 2013. Álbum de fotos 'Predación de nido' (sic) (en línea, Facebook). Consultado el 27 de abril de 2017. Disponible en <https://www.facebook.com/pg/apeco.peru/>
- Boddicker, M; Rodríguez, JJ; Amanzo, J. 2002. Indices for assessment and monitoring of large mammals within an adaptive management framework. *Environmental Monitorin and Assessment*, 76:105-123
- Brack-Egg, A. 1986. Las ecorregiones del Perú. *Boletín de Lima*. 44: 57-70.
- Brooks, RP. 1997. Improving habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 163–167.
- Brown, BW; Batzli, GO. 1984. Habitat selection by fox and grey squirrels: A multivariate analysis. *Journal of Wildlife Management*, 48:616-21.
- Bruemmer, C; Lurz, P; Larsen, K, Gurnell, J. 2000. Impacts and Management of the Alien Eastern Grey Squirrel in Great Britain and Italy: Lessons for British Columbia. In Darling, LM (ed.). *Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., CA. Volume One*. p. 15 – 19

- Cadenillas, R. 2010. Diversidad, ecología y análisis biogeográfico de los murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape. Tumbes-Perú. Tesis de Maestría. Universidad National Mayor de San Marcos. 107 p.
- Calvimontes, J; Soto, A; Tovar, C. 2001. Evaluación de un índice poblacional y determinación de la preferencia de árboles para la construcción de nidos de la ardilla nuca blanca (*Sciurus stramineus*) en el Coto de Caza El Angolo. Informe de campo XVII Ejercicio de campo para el curso Censos de Fauna de la Maestría en Conservación de Recursos Forestales de la Universidad Nacional Agraria La Molina.
- CDC-UNALM (Centro de Datos para la Conservación – Universidad Nacional Agraria La Molina). 2006. Análisis del Recubrimiento Ecológico del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Lima, Perú. 169 p.
- Chamberlain, PA; Caroline, M; Wright, WA. 1981. Urban Vertebrate Pest Management: A Practical Approach. Great Plains Wildlife Damage Control (en línea). University of Nebraska – Lincoln.78–95. Consultado 2 abr. 2017. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/gpwwdcp/114>
- Cole, JA; Smith, RL. 1983. Habitat suitability indices for monitoring wildlife populations. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 48:367-375.
- Cook, JG; Irwin, LL; Bryant, LD; Riggs, RA; Thomas, JW. 1998. Relations of forest cover and condition of elk: A test of the thermal cover hypothesis in summer and winter. Wildlife Monographs 141.
- Cudworth, NL; Koprowski, JL. 2011. Importance of scale in nest-site selection by Arizona gray squirrels. The Journal of Wildlife Management, 75(7):1668-1674.
- DeMeo, TE; Manning, MM; Rowland, MM; Vojta, CD; McKelvey, KS; Brewer, CK, Kennedy, RS; Maus, PA; Schulz, B; Westfalla, JA; Mersmann, TJ. 2013. Chapter 4. Monitoring Vegetation Composition and Structure as Habitat Attributes. In Rowland, MM; Vojta, CD (Eds.). A Technical Guide for Monitoring Wildlife Habitat. Gen. Tech. Rep. WO-89. Forest Service - United States Department of Agriculture. Washington, DC. p. 4-1 – 4-63.

- De Vivo, M; Carmignotto, AP. 2015. Family Sciuridae G. Fischer, 1817. In Patton, JL; Pardiñas, FJ; D'Elía, G (eds). Mammals of South America, Volume 2: Rodents. The University of Chicago Press. Chicago and London. p 1-48.
- Díaz, C; Tantaleán, M. 2012. Helmintos gastrointestinales en ardillas de nuca blanca (*Sciurus stramineus*) de vida libre en zoológicos de Lima. The Biologist 10 (Jul-Dic), Suplemento Especial 2: Abstract Book del III Congreso Internacional de Parasitología Neotropical (III COPANEO). "Parasitología Global: Salud, Biodiversidad y Zoonosis".
- Di Bitetti, M. 2012. ¿Qué es el hábitat? Ambigüedad en el uso de jerga técnica. Ecología Austral 22:137-143.
- Edelman, AJ; Koprowski, JL. 2005. Diet and tree use of Albert's squirrels (*Sciurus alberti*) in a mixed-conifer forest. The Southeastern Naturalist, 50(4):461-465.
- _____; Guynn, D; Lennartz, M. 1989. Habitat use by southern fox squirrel in coastal South Carolina. Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies, 43: 337-345.
- Edwards, J; Guynn, D. 1995. Nest characteristics of sympatric populations of fox and gray squirrels. The Journal of Wildlife Management, 59(1): 103-110.
- Edwards, J ; Ford, M; Guynn, D. 2003. Fox and Gray Squirrels (*Sciurus niger* and *S. carolinensis*). Pp. 248–267, In G.A. Feldhamer, B.C. Thompson, and J.A. Chapman (Eds.). Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation. The John Hopkins University Press, Baltimore, MD. 1216 p.
- Emmons, LH; Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Second Edition. Chicago, The University of Chicago Press. 307 p.
- Farentinos, RC. 1972. Nests of the tassel-eared squirrel. Journal of Mammalogy, 53(4):900-903.
- Flyger, V; Gates, JE. 1982. Fox and gray squirrels. In Champan, JA; Feldhamer, GA (eds.). Wild Mammals of North America. Johns Hopkins University Press, Baltimore. p 209-229.
- García, M.P. 2009. Identificación de escenarios de calidad de hábitat para fauna silvestre. Caso de estudio: Cuenca media y alta del río Otún (Risaralda). Trabajo de Grado,

Magister en Hidrosistemas. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería, Maestría en Hidrosistemas. Bogotá, Colombia.

García, S; Landeo, S; Lajo, RL. 2012. Selección de especies arbóreas para anidamiento y densidad de nidos por parte de *Sciurus stramineus* en San Isidro, Lima. Presentado en: Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología (3, 2012. Piura, Perú).

Geoffro St.-Hilaire, I.1855. Mammifères. In: Voyage autour du monde sur La Frégate la Vénus, commandee par Abel du Petit-Thouars. Zoologie, mammifères, oiseaux, reptiles et poissons, 1-176+13 pls. Paris: Gide et J. Baudry, 1-351+i+iii+23 plates.

Gómez, CK. 2011. Densidad poblacional de *Sciurus stramineus*, ardilla gris de nuca blanca en el Santuario Histórico Bosque de Pómac, Marzo 2009 – Junio 2010. Tesis Lic. Biol. Lambayeque, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad nacional “Pedro Ruiz Gallo”. 62 p.

Gurnell, J. 1987. The Natural History of Squirrels. New York, Facts on File. 180 p.

Hadidian, J. 1991. Interactions between people and wildlife in urbanizing landscapes. In: Fifth Eastern Wildlife Damage Control Conference – People and wildlife interactions. University of Nebraska.

Hall, LS, Krausman, PR; Morrison, ML. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildlife Society Bulletin, 9(1): 173–182.

Halloran, ME; Bekoff, M. 1994. Nesting behaviour of Albert squirrels (*Sciurus alberti*). Ethology, 97:236-248.

Hamilton, JC; Johnson, RJ; Case, RM; Riley, MW; Stroup, WW. 1987. Fox squirrels cause power outages: an urban wildlife problem. Third Eastern Wildlife Damage Control Conference (en línea). Nebraska, USA. Consultado 2 abr. 2013. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/ewdcc3/20>

Hamilton, JC; Johnson, RJ; Case, RM; Riley, MW. 1989. Assessment of squirrel-caused power outages. Vertebrate pest control and management materials. 6:34-40. Ed. KA Fagerstone; RD Curnow. Philadelphia: American Society for testing Materials. 75 p.

- Hays, RL; Summers, C; Seitz, W. 1981. Estimating wildlife habitat variables. USDI Fish and Wildlife Service. p.111
- Herrick, JE; Van Zee, JW; Havstad, K.M.; Burket, LM; Whitford, WG. 2005. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems (en línea). USDA-ARS Jornada Experimental Range. Las Cruces, New Mexico. 2 v. Consultado el 25 de jul. 2016. Disponible en <http://jornada.nmsu.edu/monit-assess/manuals/monitoring>.
- Hilliard, TH. 1979. Radio-telemetry of fox squirrels in the Georgia coastal plain. M.S. Thesis, University of Georgia. 112 p.
- Hirzel, AH; Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45(5): 1372-1381.
- Hirzel, AH; Posse, B; Oggier, PA; Crettenand, Y; Glenz, C; Arlettaz, R. 2004. Ecological requirements of a reintroduced species, with implications for release policy: the bearded vulture recolonizing the Alps. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1103-1116.
- Hurtado, CN; Pacheco, V. 2015. New mammalian records in the Parque Nacional Cerros de Amotape, northwestern Peru. *Revista Peruana de Biología*, 22(1):77-86.
- Inhaber, H. 1976. Environmental indices. John Wiley and Sons. New York. 178 p.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales, Perú). 2001. Plan Maestro del Parque Nacional Cerros de Amotape 2001-2006. Tumbes. s.p.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales, Perú). 2005. Plan Maestro del Coto de Caza El Angolo 2005-2009. Piura. s.p.
- Jackson, JJ. 1994. Tree Squirrels. In *The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage* (en línea). Nebraska, US. s.p. Consultado 2 abr. 2013. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/icwdmhandbook/10>
- Jessen, RR; Merrick, MJ; Koprowski, JL; Ramirez, O. 2010. Presence of Guayaquil squirrels on the central coast of Peru: an apparent introduction. *Mammalia*, 74(4):443-444.
- Johansson, T. 1985. Estimating canopy density by the vertical tube method. *Forest Ecology and Management* 11:139–144

- Krausman, PR. 1999. Some basic principles of habitat use. Pp. 85-90 En: Launchbaugh KL, Sanders KD y Mosley JC (eds). *Grazing Behaviour of Livestock and Wildlife*. Idaho Forest, Wildlife and Range Exp. Sta. Vol. 70, University of Idaho, Moscow, ID, USA.
- La Torre-Cuadros, M; Linares-Palomino, R. 2008. Mapas y clasificación de vegetación en ecosistemas estacionales: un análisis cuantitativo de los bosques secos de Piura. *Revista Peruana de Biología*, 15(1):31-42.
- Lajo, RL. 2015. Caracterización de la ubicación de madrigueras de *Sciurus stramineus* (Rodentia: Sciuridae) en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Tesis Blgo. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Lajo, RL; Landeo, S. 2012. Algunos aspectos de *Sciurus stramineus* en la ciudad de Lima, primeros reportes. Presentado en: Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología (3, 2012. Piura, Perú).
- Leopold, A. 1933. *Game Management*. Charles Scribner's Sons, New York.
- Long, JL. 2003. *Introduced Mammals of the World: their history, distribution and influence*. Australia, Sciro Pubushing. 599 p.
- Lugo, AE; Brown, SL; Dodson, R; Smith, TS; Shugart, HH. 1999. *Journal of Biogeography* 26:1025-1038.
- McCleery, RA; Lopez, RR; Silvy, NJ; Kahlick. 2007. Habitat use of fox squirrels in urban environment. *Journal of Wildlife Management*, 71(4): 1149-1157.
- McPherson, EG; Nilon, C. 1987. A Habitat Suitability Index Model for Gray Squirrel in an Urban Cementery. *Landscape Journal*, 6(1):21-30.
- Merrick, MJ; Koprowski, JL; Gwinn, RN. 2012. *Sciurus stramineus* (Rodentia: Sciuridae). *Mammalian Species*, 44(1): 44-50.
- MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2014. *Estrategia Nacional sobre Diversidad Biológica al 2021 – Plan de Acción 2014-2018*. Lima. 112 p.
- Mitchell, MS; Zimmerman, JW; Powel, RA. 2002. Test of Habitat Suitability index for black bears in the southern Appalachians. *Wildlife Society Bulletin*, 30(3):794-808.

- Montes, D. 2009. Frecuencia de infección por *Leptospira* sp. en ardillas nuca blanca (*Sciurus stramineus*) silvestres en el Patronato del Parque de las Leyendas “Felipe Benavides Barreda”. Tesis M.V. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Montes, D; Rivera, H; Ramirez, M; Rios, P; Angulo, C; Muñoz, K. 2011. Frecuencia de infección por *Leptospira* sp. en ardillas nuca blanca (*Sciurus stramineus*) silvestres en un zoológico de la ciudad de Lima. Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú, 22(1):66-71.
- Mostacedo, B; Fredericksen, TS. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis de ecología vegetal. BOLFOP, Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Natureserve, 2016a. Overview of Vertebrate Animal Data (en línea). Consultado 15 abr. 2017. Disponible en <http://explorer.natureserve.org/sumvert.htm>
- Natureserve, 2016b. Overview of Plant Data (en línea). Consultado 15 abr. 2017. Disponible en <http://explorer.natureserve.org/sumplan.htm>
- Nelson, L; Hooper, J. 1974. Principles of wildlife management. Division of Agricultural sciences, University of California. USA. 15 p.
- Nixon, CM; Hansen, LP. 1987. Managing forests to maintain populations of gray and fox squirrels (Technical Bulletin 5). Illinois Department of Conservation. Springfield. 35p.
- Nolazco, S; Roper, JJ. 2014. The challenge of estimating population trends in the endangered Peruvian plantcutter (*Phytotoma raimondii*) and implications for conservation. Ornitología Neotropical 25(2):125-134.
- ONERN (Oficina Nacional de Evaluación de los Recursos Naturales, Perú) 1967. Mapa ecológico del Perú. Guía explicativa. República del Perú. 146 p.
- O’Neal, L; Roberts, T; Wakeley, J; Teaford, J. 1988. A procedure to modify habitat suitability index models. Wildlife Society Bulletin 16:33-36.
- Pacheco, V; Cadenillas, R; Salas, E; Tello, C; Zeballos, H. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. Revista Peruana de Biología. 16:5–32.

- Peek, J.M; Scott, MD; Nelson, LJ; Pierce, DJ; Irwin, LL. 1982. Role of cover in habitat management for big game in northwestern United States. *Transcription of the North American Wildlife Natural Resources Conference* 47:363-373.
- Pulido, V; Yockteng, C. 1986. Estimado de la población de ardilla nuca blanca a través del método de conteo por indicios en el coto de caza “El Angolo”. Lima, UNALM – Escuela de Graduados, Conservación de Recursos Forestales.
- Ramos-Lara, N; Cervantes, FA. 2007. Nest-site selection by the Mexican red-bellied squirrel (*Sciurus aureogaster*) in Michoacán, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 88(2):495-501.
- Raspapov, MP; Isakov, YA. 1980. Biology of the squirrel. Pages 33-77 In: *Biologiya Zaistev i Belok i ikh Bolezni*. Amerind Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi. (Translated from Russian and published for the USDA Forest Service and the National Sci. Foundation, Wash. D.C.).
- Regal, F. 2013. Utilización de un sistema de información geográfica en la determinación de la calidad de hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* Zimmermann, 1780). Tesis Mg. Sc. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Riege, DA. 1991. Habitat specialization and social factors in distribution of red and gray squirrels. *Journal of Mammalogy*, 72:152-62.
- Ríos, J. 1989. Análisis del hábitat del Coto de Caza El Angolo – Piura. Tesis Mg. Sc. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Robinson MW. 1947. An instrument to measure forest crown cover. *Forestry Chronicle* 23:222–225.
- Ross, JM. 1996. Habitat components and relative abundance of the fox squirrel in relation to forest management practices. M.S. Thesis, Mississippi State University, Starkville.
- Roloff, G; Kernohan, B. 1999. Evaluation reliability of habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin*, 27(4):973-985.
- Rotherham, ID; Boardman, S. 2006. Who says the public only love Red Squirrels? *ECOS*, 27(1):28–35.

- Rowland, MM; Kujawa, G; Rickel, B; Vojta, CD. 2013. Chapter1 – Overview. In Rowland, MM; Vojta, CD (Eds.). A Technical Guide for Monitoring Wildlife Habitat. Gen. Tech. Rep. WO-89. Forest Service - United States Department of Agriculture. Washington, DC. p. 1-1 – 1-15
- SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Perú). 2011. Plan Maestro del Santuario Histórico Bosque de Pómac 2011-2016. Lima. s.p.
- Snyder, MA; Linhart, YB. 1994. Nest-site selection by Albert's squirrel: Chemical characteristics of nest trees. *Journal of Mammalogy*, 75(1):136-141.
- Steele, MA; Koprowski, JL. 2001. North American tree squirrels. US, Smithsonian Books. 201 p.
- Suarez-Dávalos, V; Dangles, O; Villacis, AG; Grijalva MJ. 2010. Microdistribution of sylvatic triatomine populations in central-coastal Ecuador. *Journal of medical entomology*, 47(1): 80–8.
- Thomas, J. W. 1979. Wildlife habitats in managed forests: The Blue Mountains of Oregon a Washington. U.S.D.A., Forest Service Handbook 553, Washington, D.C.
- Thompson, DC. 1978. Regulation of the northern gray squirrel (*Sciurus carolinensis*) population. *Ecology* 59:708-15.
- Thorington, RW; Koprowski, JL; Steele, MA; Whatton, JF. 2012. Squirrels of the world. The Jhon Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. 472 p.
- Tirira, DG. 2007. Mamíferos del Ecuador. Guía de campo. Publicación Especial de los Mamíferos del Ecuador 6. Quito, Ediciones Murciélago Blanco. 576 p.
- USFWS (U.S. Fish & Wildlife Service). 1980. Habitat Evaluation Procedures (HEP). ESM 102. U.S. Department of the Interior. Washington D.C.
- USFWS (U.S. Fish & Wildlife Service). 1981. Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models .ESM 103. U.S. Department of the Interior. Washington D.C.
- Van Horne, B. 1983. Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. *Journal of Wildlife Management*, 47(4): 893–901.

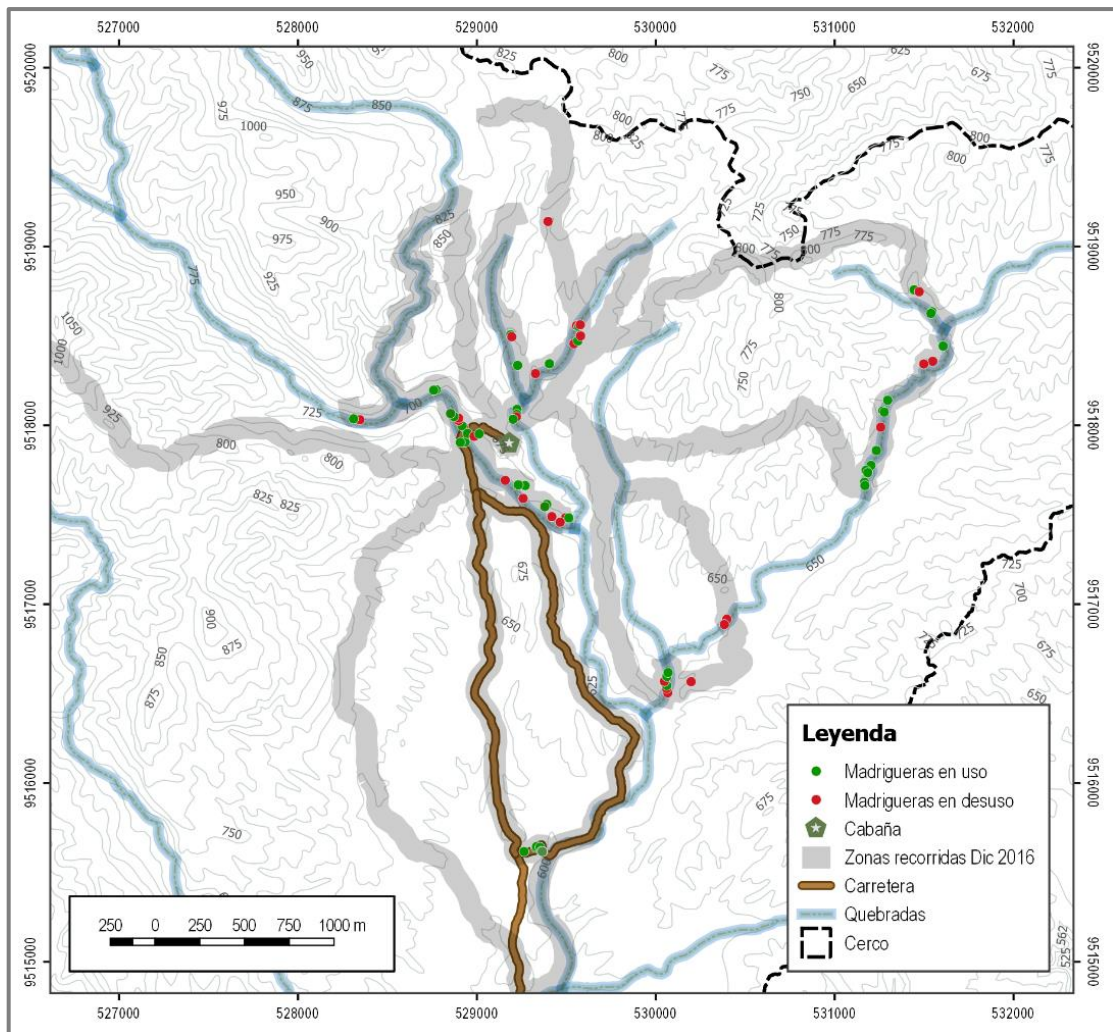
- Vásquez, P; Burneo, F; Canziani, E; Ríos, J. 2007. Las plantas silvestres en la alimentación del venado de cola blanca. Coto de Caza El Angolo-Piura. Guía de campo para su reconocimiento. Centro de Datos para la Conservación – Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima. 154 p.
- Virchow, DR; Hygnstrom, SE; Hobbs, JM. 1999. Tree Squirrels and Their Control. Historical Material from University of Nebraska-Lincoln. 6 p.
- Von May, R; Catenazzi, A; Angulo, A; Venegas, P; Aguilar, C. 2012. Investigación y conservación de la biodiversidad en Perú: importancia del uso de técnicas modernas y procedimientos administrativos eficientes. *Revista Peruana de Biología*, 19(3): 351-358.
- Vojta, CD; McDonald, LL; Brewer, CK; MCKelvey, KS; Rowland, MM; Goldstein, MI. 2003. Chapter 3 – Planning and design for habitat monitoring. In Rowland, MM; Vojta, CD (Eds.). *A Technical Guide for Monitoring Wildlife Habitat*. Gen. Tech. Rep. WO-89. Forest Service - United States Department of Agriculture. Washington, DC. p. 3-1 – 3-22.
- Wiens, JA. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385–397.
- Yanagawa, H. 2005. Traffic accidents involving the red squirrel and measures to prevent such accidents in Obihiro City, Hokkaido, Japan (en línea). Consultado 2 abr. 2013. Disponible en <http://ir.obihiro.ac.jp/dspace/handle/10322/85>

ANEXO 1

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

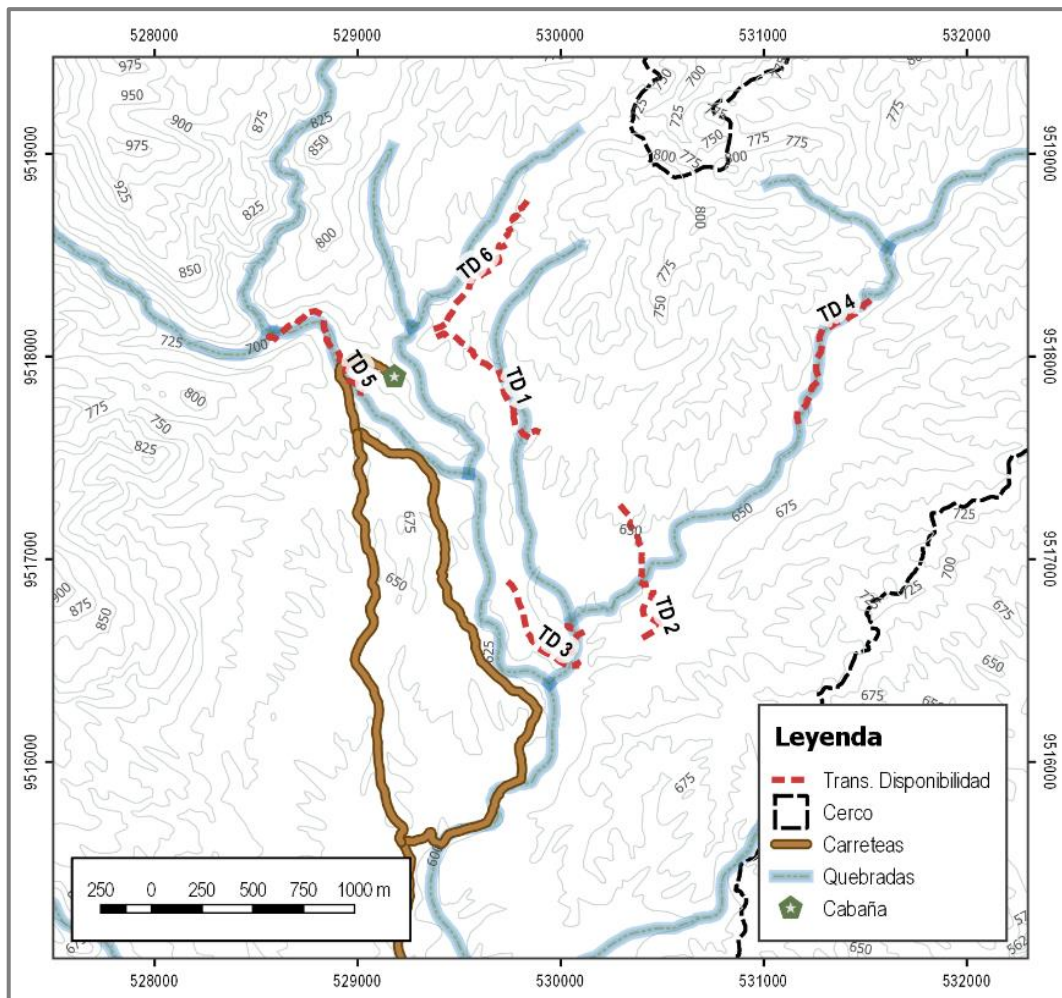
1. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA DE METODOLOGÍA

A. EVALUACIÓN EN EL COTO DE CAZA EL ANGOLO



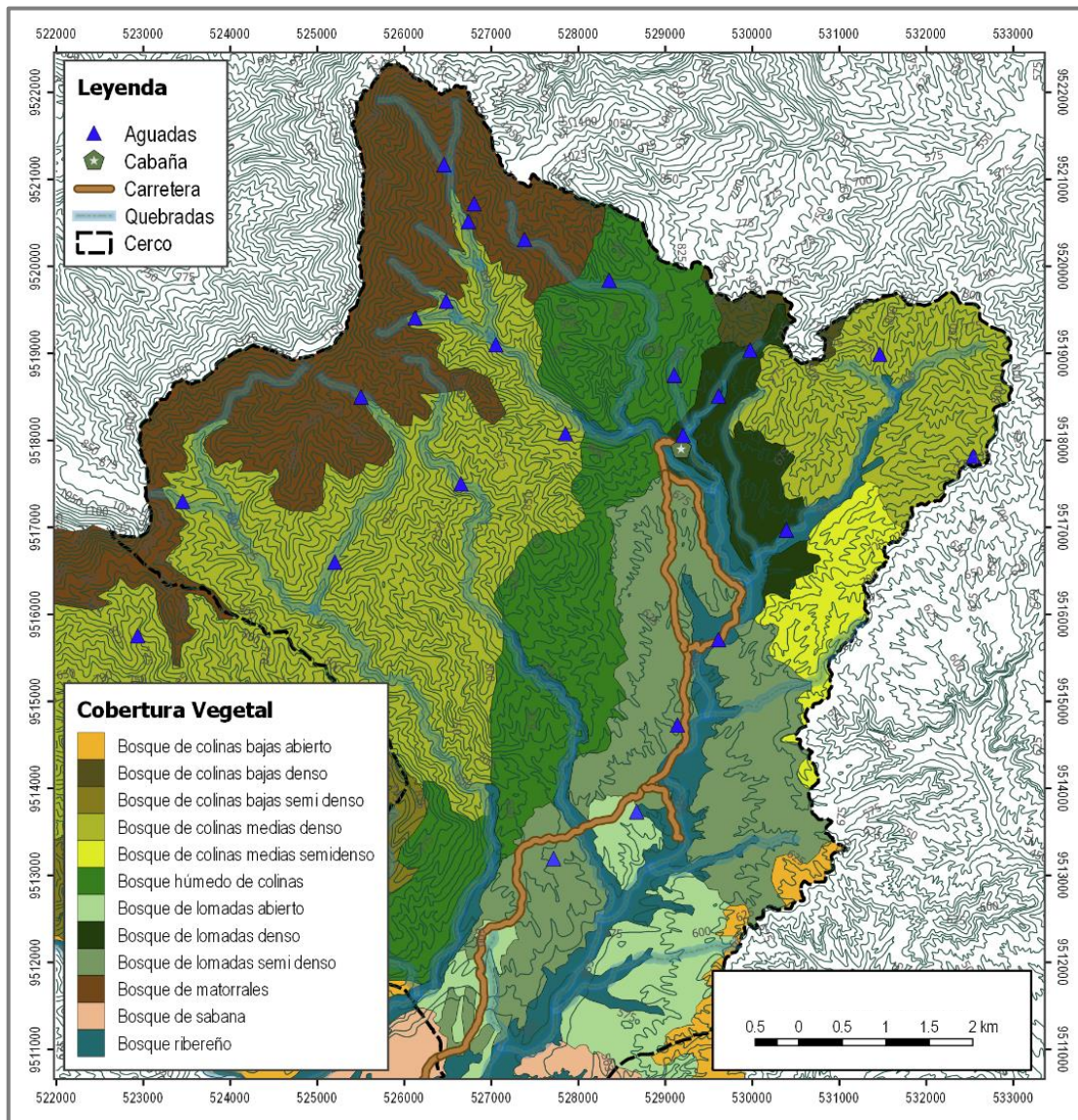
Fuente: Elaboración propia

Figura 1-1. Mapa de ubicación de zonas evaluadas para la caracterización en el Coto de Caza El Angolo



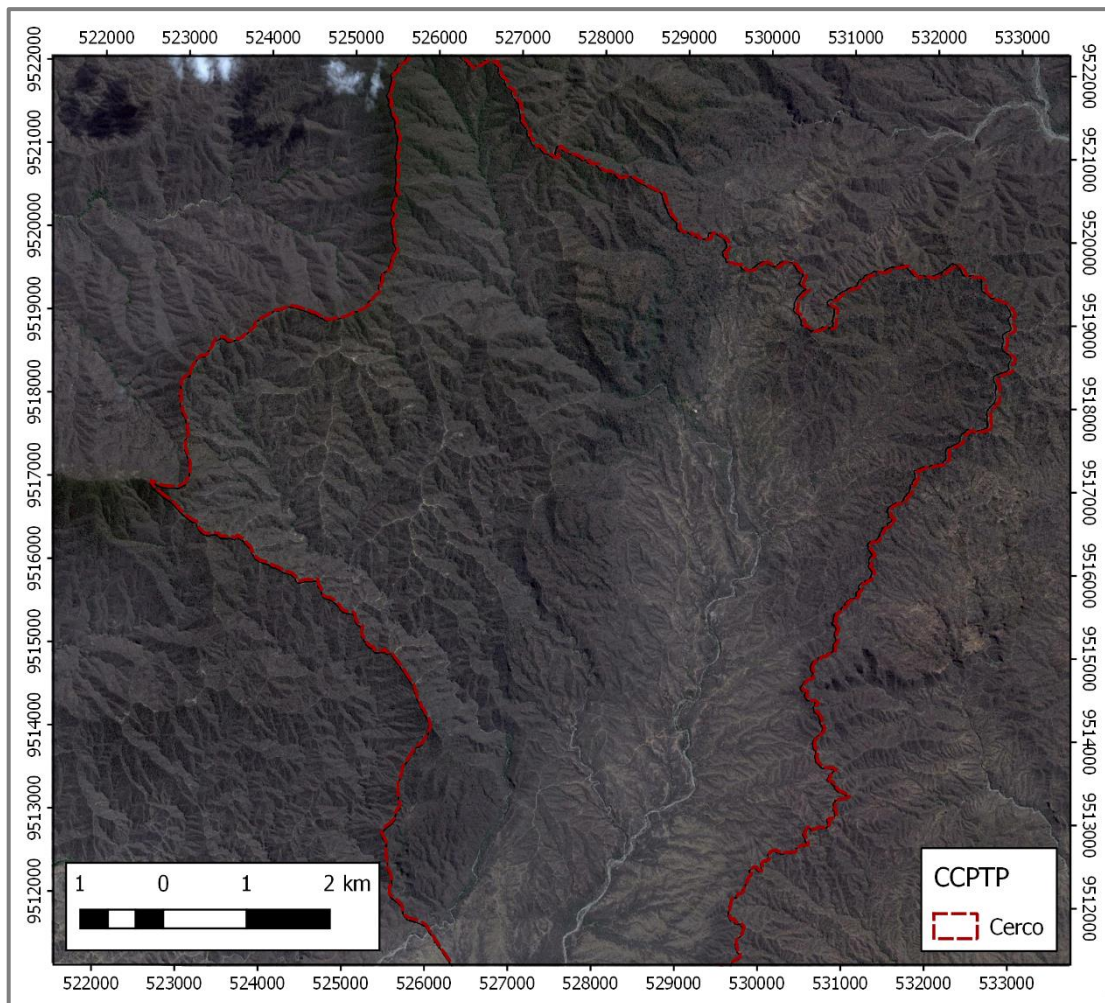
Fuente: Elaboración propia

Figura 1-2. Ubicación de los transectos de disponibilidad



Fuente: Vásquez, P.

Figura 1-3. Mapa de tipos de cobertura vegetal



Fuente: Elaboración propia en base a imagen Google Earth (2015)

Figura 1-4. Imagen satelital del Sector Sauce Grande - Noviembre 2015

Tabla 1-1. Unidades de muestreo para calibración en el CCEA

Categoría Inicial de Habitabilidad	Transecto	Cob. Ref.*	Ubicación Ref.	Coord. Inicial PSAD 56 - Zona 18		
				Este	Norte	Alt
Baja	C1	Bcmd	Trocha Tacones	530433	9518945	825
Baja	C2	Bcmd	Cabecera Los Ceibos	530563	9518859	831
Media	C3	Bcmd	Cabecera Los Ceibos	530787	9518936	816
Media	C4	Bcmd	Cabecera Los Ceibos	531283	9519044	793
Media	C5	Bcmd	Qda. Tacones	531455	9518870	732
Alta	C6	Br	Qda. Tacones	531495	9518724	719
Alta	C7	Br	Qda. Tacones	531538	9518626	706
Media	C8	Bld	Trocha Los Ceibos	529758	9517730	685
Baja	C9	Bld	Trocha Los Ceibos	530087	9517604	688
Media	C10	Bld	Trocha Los Ceibos	530246	9517347	689
Alta	C11	Br	Qda. Los Ceibos	530408	9516868	652
Alta	C12	Br	Qda. Los Ceibos	530068	9516617	637
Media	C13	Br	Cuchilla del avión	529711	9516917	660
Media	C14	Bld	Cuchilla del avión	529703	9517379	669
Media	C15	Bld	Cuchilla del avión	529597	9517866	688
Baja	C16	Bcmd	Trocha Tacones	530960	9517991	740
Baja	C17	Bld	Trocha Tacones	530276	9517912	708
Baja	C18	Bld	Trocha tacones	530198	9517896	672
Alta	C19	Br	Qda. Barranco Colorado	528507	9518228	725
Alta	C20	Br	Qda. Barranco Colorado	528436	9518293	729

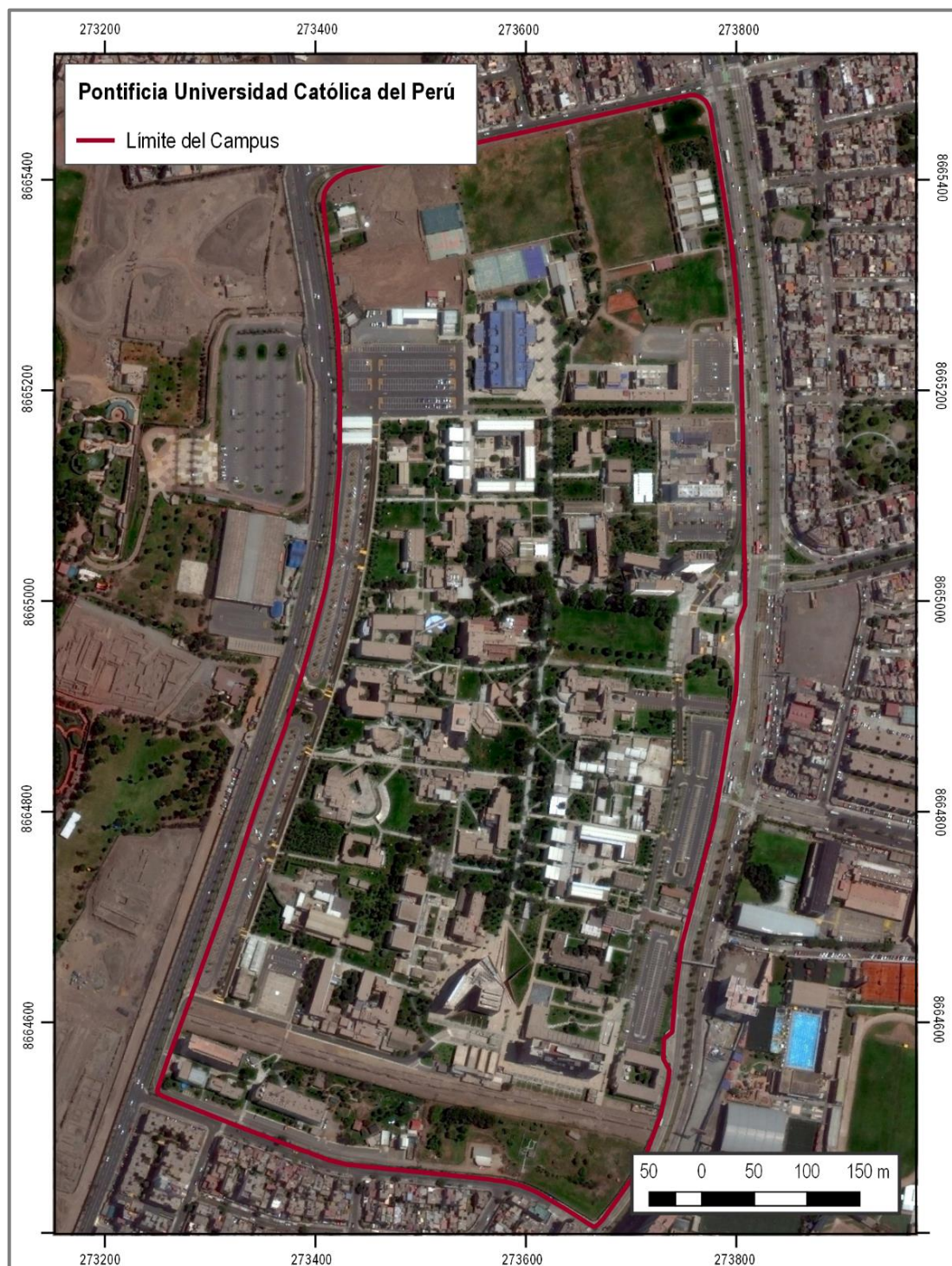
*Cobertura de referencia: Bcmd=Bosque de colinas medias denso; Br=Bosque ribereño; Bld=Bosque de lomadas denso

Tabla 1-2. Unidades de muestreo para verificación en el CCEA

Transecto	Cob. Ref.*	Unicación Ref.	Coord. Inicial PSAD 56 - Zona 18		
			Este	Norte	Alt
V1	Bhc	Trocha Charán	528084	9517933	800
V2	Bcmd	Trocha Charán	526859	9518122	945
V3	Bm	Trocha Charán	526062	9519058	1057
V4	Bm	Trocha Charán	525554	9519032	1090
V5	Bhc	Qda. La Tigra	529095	9518656	726
V6	Bld	Trocha Lodazal	529569	9518553	717
V7	Bld	Los Faiques	529911	9519008	731
V8	Blsd	Quebrada Overal	529113	9516686	651
V9	Br	Quebrada Overal	529365	9515616	620
V10	Blsd	Falda de cerro Verde	528397	9517279	687
V11	Blsd	Trocha Botella	528399	9516021	682
V12	Blsd	Trocha Botella	529227	9514871	623
V13	Br	Qda.	529407	9515256	616
V14	Br	Qda. El Espino	528613	9518101	710

*Cobertura de referencia: Bhc=Bosque húmedo de colinas; Bcmd=Bosque de colinas medias denso; Bm=Bosque de matorrales; Br=Bosque ribereño; Bld=Bosque de lomadas denso; Blsd=Bosque de lomadas semidenso

B. EVALUACIÓN EN LA PONTIFICA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ



Fuente: Elaboración propia en base a imagen Google Earth (2016)

Figura 1-5. Imagen satelital del campus de la PUCP - Febrero 2016

Tabla 1-3. Unidades de muestreo para calibración en el campus de la PUCP

Categoría Inicial de Habitabilidad	Parche	Área del parche* (m ²)	Número de parcelas	Suma de área de parcelas (m ²)	Área evaluada (%)
Nula	Parche 3	21890.7	5	3243.7	14.8
Baja	Parche 5	17714.5	4	2637.7	14.9
Baja	Parche 7	9176.8	3	1733.2	18.9
Alta	Parche 8	11744.7	4	2198.4	18.7
Media	Parche 14	16131.1	5	3407.5	21.1
Alta	Parche 16	22998.3	8	4514.8	19.6
Media	Parche 17	15604.3	5	2651.2	17.0
Nula	Parche 18	11241.1	3	1857.3	16.5
Media	Parche 23	14640.2	4	2358	16.1

*No considera el área de las edificaciones

Tabla 1- 4. Unidades de muestreo para verificación en el campus de la PUCP

Parche	Área del parche ^b (m ²)	Número de parcelas	Suma de área de parcelas (m ²)	Área evaluada (%)
Parche 1	12139.9	3	2085.9	17.2
Parche 2	17544.3	5	3294.4	18.8
Parche 4	12576.2	3	1728.1	13.7
Parche 11	5866.6	2	871.2	14.9
Parche 12	9341.3	3	1657.3	17.7
Parche 13	18493.7	5	3310.3	17.9
Parche 21	7438.2	3	1558.4	21.0
Parche 19	14295.2	6	2037.2	14.3
Parche 20	15135.0	4	3181.6	21.0

2. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA DE RESULTADOS

A. EVALUACIÓN EN EL COTO DE CAZA EL ANGOLO

– *Caracterización de cobertura reproductiva*

Tabla 1-5. Matriz de datos de caracterización de áreas circundantes a la madriguera y árboles que las sostienen

Árbol ID	Quebrada	Cierre de dosel (%)	Cierre de sotobosque (%)	Densidad (arb/ha)	Árboles o arbustos. con alimento (#)
001	La Cayana	55	55	95	3
002	La Cayana	65	50	159	2
003	La Cayana	60	60	191	3
004	La Cayana	35	70	191	3
005	La Cayana	50	65	159	2
006	La Cayana	70	35	191	3
007	La Cayana	25	70	191	4

Árbol ID	Quebrada	Cierre de dosel (%)	Cierre de sotobosque (%)	Densidad (arb/ha)	Árboles o arbustos. con alimento (#)
008	La Cayana	70	45	223	5
009	La Cayana	30	30	223	3
010	El Espino	70	35	223	1
011	El Espino	35	60	95	1
012	El Espino	5	65	127	1
013	El Espino	60	35	223	3
014	El Espino	30	65	223	3
015	El Espino	45	25	191	2
016	El Espino	30	45	127	1
017	El Espino	55	35	255	2
018	El Espino	55	40	286	5
019	El Espino	45	20	127	4
020	El Espino	25	75	159	4
021	El Espino	40	70	223	3
022	El Espino	35	50	64	2
023	El Espino	70	40	191	3
024	La Tigra	25	60	95	3
025	Lodazal	65	30	127	2
026	Lodazal	30	25	255	6
027	Lodazal	35	15	191	3
028	Lodazal	80	10	159	2
029	La Tigra	35	25	191	3
030	La Tigra	45	0	159	3
031	La Tigra	90	90	223	4
032	Sauce Grande	55	60	191	4
033	Sauce Grande	70	25	159	2
034	La tигра	25	10	159	2
035	La tигра	45	30	159	3
036	La tигра	45	25	127	1
037	Sauce Grande	80	20	95	4
038	Tacones	50	35	159	3
039	Tacones	30	20	159	2
040	Tacones	50	35	159	2
041	Tacones	45	65	127	1
042	Tacones	30	60	159	3
043	Los Ceibos	70	50	159	3
044	Los Ceibos	15	45	127	2
045	Los Ceibos	15	70	127	2
046	Los Ceibos	30	15	159	4
047	Tacones	50	30	127	3
048	El Espino	75	20	191	4

Tabla 1-6. Matriz de datos de caracterización de árboles que las sostienen las madrigueras

Árbol ID	Quebrada	Especie	Altura total (m)	Alt. min. de copa (m)	DAP (cm)	Cobertura de copa (m ²)	Cierre de copa (%)
001	La Cayana	Algarrobo	8.3	1.8	23	43.5	60
002	La Cayana	Ebano	11.8	3.2	65	166.9	75
003	La Cayana	Ebano	17.2	5.1	39	90.8	50
004	La Cayana	Ebano	11.5	3.9	32	37.2	55
005	La Cayana	Ebano	22.6	5.4	99	117.3	70
006	La Cayana	Ebano	16.5	5.3	34	88.9	35
007	La Cayana	Ceibo	16.3	5.6	49	110.0	40
008	La Cayana	Ebano	12.6	7.2	41	72.3	55
009	La Cayana	Pasallo	12.1	5.6	47	111.5	20
010	El Espino	Ebano	15.2	3.0	40	147.3	75
011	El Espino	Pasallo	14.8	5.3	53	95.0	18
012	El Espino	Pasallo	8.0	4.3	25	40.7	30
013	El Espino	Porotillo	13.3	3.3	33	47.2	60
014	El Espino	Porotillo	12.4	3.7	37	69.4	50
015	El Espino	Pasallo	9.7	3.5	40	137.4	55
016	El Espino	Pego-pego	7.5	4.7	25	65.3	20
017	El Espino	Ebano	14.3	6.1	35	117.7	70
018	El Espino	Porotillo	12.6	6.9	40	84.9	40
019	El Espino	Huasimo	16.5	4.3	68	297.1	45
020	El Espino	Hualtaco	15.7	4.4	58	296.9	30
021	El Espino	Porotillo	13.4	3.5	32	131.9	30
022	El Espino	Ceibo	16.4	6.6	111	246.6	30
023	El Espino	Ebano	16.4	7.1	33	149.6	85
024	La Tigra	Huarapo	7.8	4.3	32	63.6	30
025	Lodazal	Almendro	6.6	3.8	34	75.4	50
026	Lodazal	Ebano	7.0	1.7	18	29.8	45
027	Lodazal	Almendro	7.3	4.6	53	72.8	67
028	Lodazal	Almendro	7.4	3.6	15	18.2	70
029	La Tigra	Porotillo	12.2	4.5	60	93.8	25
030	La Tigra	Ceibo	11.9	15.2	86	164.0	15
031	La Tigra	Ébano	10.2	4.3	-	50.3	90
032	Sauce Grande	Faique	13.5	6.9	26	145.0	65
033	Sauce Grande	Faique	18.2	18.2	71	254.5	45
034	La tigre	Huarapo	9.0	9.3	24	64.0	20
035	La tigre	Ceibo	13.7	4.4	123	216.9	20
036	La tigre	Angolo	10.5	4.6	25	111.8	40
037	Sauce Grande	Algarrobo	15.8	3.8	141	477.8	75
038	Tacones	Almendro	8.2	2.0	33	72.9	30
039	Tacones	Pasallo	14.6	7.1	78	270.4	15
040	Tacones	Porotillo	16.1	5.5	43	63.9	60
041	Tacones	Pasallo	7.5	5.3	22	18.4	50
042	Tacones	Diente	18.2	6.6	25	94.2	55
043	Los Ceibos	Ebano	15.8	4.2	35	95.0	85

Árbol ID	Quebrada	Especie	Altura total (m)	Alt. min. de copa (m)	DAP (cm)	Cobertura de copa (m ²)	Cierre de copa (%)
044	Los Ceibos	Almendro	10.4	5.5	23	46.4	30
045	Los Ceibos	Pasallo	15.8	5.1	45	162.4	5
046	Los Ceibos	Ebano	18.4	9.1	29	133.1	25
047	Tacones	Angolo	17.6	6.3	31	136.8	75
048	El Espino	Higuerón	23.8	5.4	71	301.8	70
049	Tacones	Pasallo	-	-	-	-	-
050	Tacones	Almendro	-	-	-	-	-
051	Tacones	Faique	-	-	-	-	-
052	Tacones	Angolo	-	-	-	-	-
053	Tacones	Ebano	-	-	-	-	-
054	Tacones	Porotillo	-	-	-	-	-
055	Tacones	Almendro	-	-	-	-	-
056	Tacones	Faique	-	-	-	-	-
057	Tacones	Higueron	-	-	-	-	-
058	Tacones	Pasallo	-	-	-	-	-
059	Tacones	Faique	-	-	-	-	-
060	Los Ceibos	Pasallo	-	-	-	-	-
061	Los Ceibos	Almendro	-	-	-	-	-
062	Los Ceibos	Porotillo	-	-	-	-	-
063	Los Ceibos	Ebano	-	-	-	-	-
064	Los Ceibos	Almendro	-	-	-	-	-
065	Los Ceibos	Ceibo	-	-	-	-	-
066	El Espino	Quirquinche	-	-	-	-	-
069	Cruce con carretera antigua	Almendro	-	-	-	-	-
070	Cruce con carretera antigua	Almendro	-	-	-	-	-
071	Cruce con carretera antigua	Ebano	-	-	-	-	-
072	Cruce con carretera antigua	Pasallo	-	-	-	-	-
073	Cruce con carretera antigua	Almendro	-	-	-	-	-
074	Cruce con carretera antigua	Almendro	-	-	-	-	-

Tabla 1-7. Matriz de datos de caracterización de ubicación de madrigueras en el árbol que la sostiene.

Árbol ID	Madriguera	Est. mad.*	Altura (m)	Dist. al tronco (m)	Dist. al borde de la copa (m)	Orient.	Orient. de apertura
001	1	D	9.5	3.1	4	O	-
002	1	E	11.1	3.34	2.7	S	O
003	1	D	13.0	3.1	2.77	N	-
004	1	D	8.7	1	2.5	NO	SE
005	1	E	9.7	3.08	2.8	O	E
006	1	E	12.6	2.3	4.2	O	E
006	2	D	11.9	3	1	-	-

Árbol ID	Madriguera	Est. mad.*	Altura (m)	Dist. al tronco (m)	Dist. al borde de la copa (m)	Orient.	Orient. de apertura
007	1	E	12.3	0	5.7	O	-
008	1	E	10.2	0.8	3.3	N	O
009	1	D	13.7	5.65	0.8	SO	-
010	1	E	14.7	2.76	3.5	E	E
011	1	D	14.8	4.54	4.3	S	-
012	1	D	6.2	2.5	1.2	NE	-
013	1	E	9.5	2.1	2.75	E	S
014	1	E	11.0	1.3	3	SE	E
014	2	D	9.1	2.3	2	N	-
015	1	D	7.4	4.6	0.4	--	-
016	1	E	6.6	2	3	O	O
017	1	E	13.9	3	2.8	O	O
018	1	D	12.2	2	3.15	S	-
019	1	E	14.0	4.4	4.97	S	S
020	1	E	13.3	1.7	3	O	-
021	1	E	13.4	1.5	2	S	NO
022	1	D	9.5	8.65	1.55	NE	-
023	1	E	13.5	2.87	3.35	NO	O
024	1	D	6.1	3	1.8	NO	-
025	1	D	5.8	5.3	0.3	S	-
026	1	E	6.4	1.3	2.42	NO	O
027	1	D	6.1	4.3	1.7	N	-
028	1	D	5.5	1.3	2.75	O	-
029	1	E	8.1	1.9	2.4	SE	SE
030	1	D	11.9	5.25	0.5	SE	-
031	1	E	8.1	1.3	2.5	N	E
032	1	E	12.7	3.9	2.27	SO	SE
033	1	D	17.6	5.8	7.9	N	-
034	1	E	9.0	2.1	3.4	E	N
035	1	D	11.4	6.3	1	E	-
036	1	E	7.5	1.83	2.51	O	N
037	1	E	10.8	7.76	4.79	NO	N
038	1	E	7.2	1.6	3.4	SE	S
039	1	D	9.2	9.24	0.91	E	-
040	1	E	13.6	4	0.9	SO	E
041	1	E	6.5	0.5	1.2	SO	O
042	1	E	17.4	1	5	NE	SO
043	1	E	11.5	4.4	1.6	NE	N
043	2	E	9.2	1.65	0.5	NO	E
044	1	E	7.4	2.46	1.05	NE	-
045	1	E	13.5	5	1.2	O	SO
045	2	E	8.6	6.5	1.5	E	SO
046	1	E	15.7	2.18	4.62	O	E
047	1	E	12.1	2.9	3.5	E	SE
048	1	E	21.5	6.4	3.5	NE	E

*Estado de la Madriguera: E=madriguera en uso; D=madriguera en desuso o restos de madriguera

– **Anotaciones de campo adicionales**

Tabla 1-8. Registro de tiempo de alimentación por semilla de almendro

Individuo	Nº de Semilla	Tiempo de búsqueda (segundos)	Tiempo de consumo (segundos)
Ardilla 1	1	52	295
	2	48	350
	3	89	284
Ardilla 2	4	83	345
	5	45	255
Promedio		63.4	305.8

Tabla 1-9. Registro de desplazamiento por la copa de los árboles

Individuo	Distancia (metros)	Tiempo (segundos)	Velocidad (metros/segundo)
Adulto 1	50	120	0.42
Adulto 2	30	40	0.75
Juvenil	30	240	0.13

Tabla 1-10. Número de árboles por especies disponibles por transecto

Especie	TD 1	TD 2	TD 3	TD 4	TD 5	TD 6
Pasallo	5	6	8	5	0	4
Almendro	3	2	3	4	0	5
Ceibo	6	3	2	2	2	5
Porotillo	5	7	5	2	2	1
Palo santo	1	2	1	1	0	1
Faique	0	0	1	1	9	0
Pego-pego	0	0	0	3	0	0
Borrachero	0	0	0	1	0	0
Angolo	0	0	0	1	0	0
Ébano	0	0	0	0	3	0
Huásimo	0	0	0	0	2	0
Hualtaco	0	0	0	0	1	2
Diente	0	0	0	0	1	0
Algarrobo	0	0	0	0	0	2

– Calibración y verificación del IH

Tabla 1-11. Datos completos de todas las variables evaluadas en los transectos de calibración del índice en el CCEA

Área ID	as1	ac1 (%)	as2	ac2 (%)	ct (%)	cp1 (arb/ha)	cp2 (cm)	cq1 (arb/ha)	cq2 (arb/ha)	cq3 (arb/ha)	h (m)
C1	0	0.0	0	0.0	15.8	300	60.6	400	200	200	470
C2	2	47.2	2	47.2	16.0	600	35.5	800	300	100	610
C3	0	0.0	0	0.0	20.4	800	33.6	1000	1000	600	680
C4	1	48.8	1	48.8	39.0	400	25.1	1100	200	200	190
C5	1	0.0	1	0.0	13.4	600	23.5	900	100	100	110
C6	1	42.4	1	42.4	29.6	600	30.6	700	400	300	260
C7	1	8.8	1	8.8	34.8	600	29.7	700	500	400	370
C8	0	0.0	0	0.0	13.9	300	44.6	300	300	300	640
C9	0	0.0	0	0.0	15.3	400	50.9	400	300	300	710
C10	2	29.2	1	15.2	11.4	300	25.3	700	300	200	410
C11	2	28.0	1	20.0	53.4	700	47.4	800	500	500	100
C12	3	64.4	3	64.4	54.4	800	22.5	900	900	700	470
C13	2	95.6	1	68.4	44.4	400	36.9	400	200	200	680
C14	0	0.0	0	0.0	18.4	300	34.4	400	100	100	800
C15	1	30.4	1	30.4	18.7	400	26.3	400	200	100	430
C16	1	10.0	1	10.0	11.8	300	30.6	500	300	300	1100
C17	0	0.0	0	0.0	7.5	200	32.3	200	100	100	880
C18	1	26.4	0	0.0	14.2	300	35.8	300	200	200	890
C19	2	168.8	2	168.8	49.9	400	17	900	800	400	470
C20	3	52.4	3	52.4	44.5	600	21.8	1200	600	600	560

Tabla 1-12. Modelos probados en el proceso de calibración del índice en el CCEA

Área ID	Categoría Inicial de Habitabilidad	Modelos probados						
		$(As+Ac+Ct+Cq+H)/5$	$((((As+Ac)/2)+((Ct+Cq)/2)+H)/3^*$	$((((As+Ac)/2)+((Ct+Cq)/2)+(1/2)H)/2.5$	$((((As+Ac)/2)+((Ct+Cq)/2))/2$	$(As + 2^*Ct+Cq+H)/5$	$(Ac+Ct+Cq+1/2^*H)/3.5$	$(Ac+Ct+Cq+1/4^*H)/3.3$
C2	1-Baja	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3
C17	1-Baja	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C1	1-Baja	0.2	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2
C18	1-Baja	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
C9	1-Baja	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2
C16	1-Baja	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.3
C15	2-Media-baja	0.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3	0.2
C14	2-Media-baja	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
C10	2-Media-baja	0.3	0.4	0.3	0.2	0.3	0.3	0.2
C8	2-Media-baja	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2
C5	3-Media	0.3	0.4	0.3	0.1	0.3	0.2	0.2
C4	3-Media	0.6	0.7	0.6	0.5	0.6	0.6	0.4
C13	3-Media	0.5	0.5	0.5	0.6	0.5	0.6	0.4
C3	3-Media	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4
C6	5-Alta	0.6	0.7	0.6	0.5	0.6	0.7	0.5
C7	5-Alta	0.6	0.6	0.6	0.5	0.7	0.6	0.6
C19	5-Alta	0.9	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0	0.9
C11	5-Alta	0.7	0.8	0.7	0.7	0.9	0.8	0.8
C20	5-Alta	0.8	0.8	0.8	0.9	0.8	0.9	0.9
C12	5-Alta	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

*Modelo seleccionado

Tabla 1-13. Indicios de presencia de la especie y cálculos de Índice de Abundancia (IA) calculado para cada área de verificación en el CCEA

Área	Madrigueras en uso	Madrigueras En desuso o restos	Avistamiento	Comedero reciente	Comeder o antiguo	IA _{CCEA}
Valor de evidencia	3	0	1	2	0	-
V1	-	-	1	1	-	3
V2	-	-	-	-	-	0
V3	-	-	-	-	-	0
V4	-	-	-	-	-	0
V5	-	-	-	1	1	2
V6	1	3	-	1	-	5
V7	-	-	-	1	1	2
V8	-	-	-	-	1	0
V9	1	-	-	1	-	5
V10	-	-	-	1	1	2
V11	-	-	-	1	-	2
V12	-	-	-	-	-	0
V13	1	1	-	1	1	5
V14	-	-	1	1	-	3

Tabla 1-14. Análisis de correlación por rangos de Spearman entre los valores de IH e IA en el CCEA

Transecto	IH _{CCEA}	IA _{CCEA}	IH Rank	IA Rank
V1	0.6	3.0	8.5	10.5
V2	0.2	0.0	5.5	3
V3	0.0	0.0	2.5	3
V4	0.0	0.0	2.5	3
V5	0.7	2.0	11.5	7.5
V6	0.7	5.0	11.5	13
V7	0.6	2.0	8.5	7.5
V8	0.2	0.0	5.5	3
V9	0.8	5.0	14	13
V10	0.0	2.0	2.5	7.5
V11	0.4	2.0	7	7.5
V12	0.0	0.0	2.5	3
V13	0.7	5.0	11.5	13
V14	0.7	3.0	11.5	10.5

Spearman Rank Order Correlations (Spreadsheet1)	
MD pairwise deleted	
Marked correlations are significant at p <.05000	
Variable	IA
IH	0.845350

B. EVALUACIÓN EN LA PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ

– Calibración y verificación del IH

Tabla 1-15. Valores que tomaron todas las variables consideradas inicialmente en las unidades evaluadas para calibración en el campus de la PUCP

Área ID	a _{p1} (%)	a _{p2} (%)	a _{n1}	a _{n2}	a _{m1}	a _{m2}	c (%)
Parche 3	0.00	0.00	0	0	1	0	1.8
Parche 5	0.76	0.00	2	0	0	0	1.3
Parche 7	4.27	1.10	2	1	0	0	5.1
Parche 8	5.59	5.59	2	2	1	1	31.8
Parche 14	8.35	3.21	3	3	5	1	12.7
Parche 16	9.86	6.53	6	4	4	2	30.1
Parche 17	0.00	0.00	0	0	0	0	27.5
Parche 18	0.00	0.00	0	0	0	0	5.4
Parche 23	4.24	4.24	1	1	1	0	12.3

Tabla 1-16. Prueba de calibración para las relaciones entre variables medidas y factores del modelo de IH de la PUCP

Característica	Puntaje posible
I. Alimento *	
A. Cobertura de especies de alimento principal (%)	
1. Mayor a 9	10
2. 5-9	8-9
3. 3-5	6-8
4. 1-3	3-5
5. 0-1	0-2
B. Número de especies de alimento principal (und)	
1. Mayor a 5	5
2. 4-5	4
3. 0-3	0-3
C. Número de especies de alimento complementario (und)	
4. Mayor a 3	4
5. 0-3	0-3
II. Cobertura/reproducción *	
D. Cierre de dosel (%)	
1. Mayor a 30	10
2. 20-30	6-9
3. 10-20	3-5
4. 5-10	1-3
5. Menor a 5	0
Cálculo del IH	
1. Máximo puntaje	29
2. Puntaje calculado	-
3. (2)/(1)	-

*Factores que fueron modificados en la versión final

Tabla 1-17. Indicios de presencia y cálculo de Índice de Abundancia para la verificación del índice en el campus de la PUCP

Área	Nidos activos	Avistamiento - Alimentándose	Avistamiento - Otros	Comedero	Rasguños	IA _{PUCP}
Valor de evidencia	3	3	2	3	1	-
Parche 1	-	-	-	-	-	0
Parche 2	-	-	-	-	-	0
Parche 4	-	-	-	5	-	15
Parche 11	-	-	-	3	1	10
Parche 12	6	1	-	2	-	31
Parche 13	1	-	-	2	-	9
Parche 21	-	-	-	-	-	0
Parche 19	1	-	-	2	-	3
Parche 20	-	-	-	-	-	0

Tabla 1-18. Análisis de correlación por rangos de Spearman entre los valores de IH e IA en el campus de la PUCP

Área	IH _{PUCP}	IA _{PUCP}	IH Rank	IA Rank
Parche 1	0.1	0	1.5	2.5
Parche 2	0.3	0	4.5	2.5
Parche 4	0.7	15	7.5	8
Parche 11	0.7	10	7.5	7
Parche 12	0.9	31	9	9
Parche 13	0.3	9	4.5	6
Parche 21	0.1	0	1.5	2.5
Parche 19	0.3	3	4.5	5
Parche 20	0.3	0	4.5	2.5

Spearman Rank Order Correlations (Spreadsheet1)	
MD pairwise deleted	
Marked correlations are significant at p <.05000	
Variable	IA
IH	0.880771

ANEXO 2

MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD: ARDILLA DE NUCA BLANCA EN EL COTO DE CAZA EL ANGOLO

INFORMACIÓN SOBRE USO DEL HÁBITAT

General

La ardilla de nuca blanca (*Simosciurus nebouxii*) se distribuye naturalmente en el norte del Perú y el extremo sudoeste de Ecuador. En el Perú habita sabanas, matorrales desérticos y bosques secos del norte (Pacheco *et al.*, 2009). La especie presenta tolerancia a las alteraciones por la actividad humana, ya que se le puede encontrar también en algunas áreas de cultivos y urbanas (Jessen *et al.* 2010).

Alimento

Los registros de la dieta de la especie son escasos e incompletos, se basan en observaciones realizadas durante trabajos de campo o referencias de los pobladores de la zona. Son principalmente granívoras/frugívoras, pero consumen hojas tiernas, corteza de árboles, artrópodos, huevos y pichones de aves.

Las especies de importancia en su dieta en su hábitat natural se tratan de aquellas que producen frutos y semillas comestibles. Entre las más conspicuas se pueden mencionar al almendro (*Geoffroea striata*), el huarapo (*Terminalia valverdeae*), el algarrobo (*Prosopis pallida*) y el ébano (*Ziziphus thyrsoiflora*). Otros árboles comunes que le sirven de alimento son el sapote (*Capparis scabrida*), el charán (*Caesalpinia paipai*), el pasallo (*Eriotheca ruizii*), el hualtaco (*Loxopterygium huasango*) y el faique (*Acacia macracantha*) (Pulido y Yockteng, 1986; Calvimontes *et al.*, 2001). En la Tabla 2-2 se listan todas las especies y las estructuras de las que se alimenta la ardilla de nuca blanca en el bosque seco de las que se tiene conocimiento hasta el momento.

Agua

Se considera que el agua es un recurso fundamental para la vida de las ardillas de nuca blanca en el bosque estacionalmente seco del norte del Perú, como lo es para otros mamíferos que habitan dicho ecosistema. Si bien hay registros de éstas bebiendo directamente de fuentes naturales y artificiales de agua (Calvimontes *et al.*, 2001; Gómez, 2011), es probable que también utilicen el agua condensada en las copas de los árboles (la misma que hace posible la existencia de epífitas que son comunes en el CCEA). Y es durante la prolongada temporada seca en la que el recurso agua se hace verdaderamente indispensable. Sin embargo, no se tienen datos sobre el uso y la procedencia del agua que consumen las ardillas, por lo que las estimaciones que se hagan sobre el uso de este recurso están restringidas a la existencia y ubicación de cuerpos de agua naturales permanentes (conocidas como aguadas o jaguayes) o artificiales.

Cobertura

La vida de las ardillas se desarrolla principalmente en la copa de los árboles, por lo que la cobertura de dosel es primordial. De los árboles obtienen alimento y también les sirven de refugio de los depredadores aéreos y terrestres. Aunque las ardillas bajan al suelo para alimentarse, recogiendo semillas o artrópodos, no parecen habitar áreas con poca densidad de árboles y, más aún, prefieren la vegetación que crece en las quebradas y sus alrededores (Pulido y Yockteng, 1985), muy probablemente debido a que en ellas la vegetación es más densa y se pueden encontrar árboles con follaje verde que pueden servir de protección frente a depredadores.

El Sector Sauce Grande del CCEA posee diversas formaciones vegetales que difieren en composición de especies y características. Al momento de la redacción del presente documento no se tiene información precisa de ello, pero es posible hacer algunas inferencias a partir de la información previa. Además, aunque se tiene evidencia de la incompatibilidad de la escala a la que se describen los tipos de bosques presente y el requerimiento de recursos para la vida de la ardilla, es posible hacer algunas generalizaciones. Los datos disponibles señalan que las madrigueras se encuentran en las partes medias de las quebradas o en áreas cercanas a estas (Calvimontes *et al.*, 2001). Dichas áreas corresponden al tipo de cobertura Bosque ribereño y poseen una densidad de árboles de entre 100 y 250 árboles/ha, con árboles cuyas alturas pueden formar hasta dos estratos por encima de los 6 m (Ríos, 1989), y a menudo se presentan individuos con follaje verde que confieren mayor cobertura; pero se trata de áreas muy heterogéneas en cuanto a composición de especies arbóreas. Otras áreas

que diferentes al tipo de vegetación Bosque ribereño también pueden ser utilizadas siempre que presenten los recursos adecuados, pero la probabilidad de presentar zonas disminuye en gran medida. Mientras que las zonas más altas correspondientes a Bosque de montaña, y las zonas bajas que presentan vegetación mucho más abierta como Bosque de Sabana, Bosque de colinas abierto y Bosque de lomada semi denso, parecen no presentar áreas con características adecuadas que puedan ser utilizadas por la especie.

En cuanto a la cobertura reproductiva, las especies más frecuentemente utilizadas para el establecimiento de madrigueras son el huarapo, el ébano, el pasallo, el almendro y, en menor medida, el ceibo, el porotillo y el hualtaco (Pulido y Yockteng, 1985; Calvimontes *et al.*, 2001;). Sin embargo, otros árboles que tengan un mínimo de 6 metros altura también pueden ser utilizados (aunque de forma escasa, se han registrado madrigueras en árboles y arbolillos más bajos).

Distribución/Presencia

Se trata de una especie solitaria y territorial, únicamente se le puede ver formando grupos cuando estos están compuestos de una hembra adulta y sus crías (obs. pers.), y posiblemente cuando presentan comportamiento reproductivo compuesto por una hembra y varios machos (Gurnell, 1987). Se han reportado algunos avistamientos de grupos alimentándose en áreas puntuales (Calvimontes *et al.*, 2001), pero parece deberse a situaciones incidentales relacionadas con la abundancia de alimento en dichos lugares.

Las ardillas de nuca blanca parecen evitar áreas abiertas, pero no tienen problemas en moverse al ras del suelo siempre que exista cobertura arbustiva. Comúnmente se les puede apreciar desplazándose y alimentándose en las copas de los árboles, pero también bajan al suelo en busca de semillas en los parches donde se presenta la dispersión de semillas de las especies más consumidas, esto ocurre por lo general en las quebradas (obs. pers.).

El *home-range* de la especie, como en otros miembros de la familia Sciuridae, se puede ver influenciado por varios factores. Entre ellos se cuenta la disponibilidad de alimento, densidad de la población, calidad del hábitat, sexo y edad (Gurnell, 1987). En ardillas arborícolas, los machos suelen tener *home-range* más amplio y pueden sobreponerse con el de otros machos. Mientras que las hembras son más sedentarias y cuando están en época de cría defienden su espacio de otras hembras. Por esto las hembras son más susceptibles a los cambios en las condiciones del hábitat que influyen la disponibilidad de sitios para la construcción de madrigueras y alimento, como lo describen Nixon *et al.*

(1975) y Nixon *et al.* (1980). En general un *home-range* de mayor extensión puede estar asociado a un hábitat de baja calidad, mientras que los más pequeños corresponden a densidades poblacionales más altas (Flyger y Gates, 1982). Para esta especie en el sector Sauce Grande se estimó un *home-range* de entre 1 y 5 ha, considerando de esta forma que las unidades de evaluación deben ser de alrededor de 6 ha, garantizando que se encuentren por encima del tamaño promedio teórico del *home-range* de la especie.

MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD (IH)

Aplicabilidad del Modelo

Área geográfica

Este modelo ha sido diseñado específicamente para el Sector Sauce Grande del Coto de Caza El Angolo, el mismo que comprende vegetación propia de los Bosques Secos de Piura y Tumbes (CDC-UNALM, 2006), bosque que tienen como característica que son estacionalmente seco con una corta pero marcada estación de lluvias. Para su uso fuera del área indicada se recomienda realizar una revisión de las condiciones, en especial de las referidas a los recursos mencionados en esta guía como requisitos de vida para la especie.

Estación

El modelo produce valores de IH para los requisitos de hábitat de la ardilla de nuca blanca únicamente durante la temporada seca.

Tipo de cobertura

Este modelo fue preparado para evaluar el hábitat de la ardilla de nuca blanca en el bosque estacionalmente seco del norte del Perú. Dentro de este ecosistema se presentan varios tipos de vegetación que pueden ser evaluados bajo las indicaciones de este modelo para señalar el valor de habitabilidad para la especie.

Área mínima de hábitat

El área mínima de hábitat está definida como la extensión mínima de hábitat contiguo que es requerida para que un área sea ocupada por una especie. El área de hábitat mínimo para la ardilla de nuca blanca no ha sido estudiada y por lo tanto no se cuenta con este dato. Para efectos del uso de este modelo, se asume que áreas menores a 5

ha que no tengan conexión con otras no son habitables, de este modo de encontrarse dichas áreas tendrán un valor de IH igual a cero.

Nivel de verificación

Este IH ofrece información útil de hábitat para la evaluación del estado actual y para monitorear su evolución, así como para la evaluación de impactos. El modelo es una hipótesis de la relación especie-hábitat y no refleja una relación probada causa-efecto. El nivel de verificación de la relación entre las variables de hábitat consideradas y abundancia de la especie es mediana, ya que se ha realizado evaluaciones paralelas y comparables de ambos aspectos.

Descripción del modelo

Generalidades

Al tratarse de uno de los ecosistemas en los que la ardilla de nuca blanca se distribuye naturalmente, sabemos que los requisitos del hábitat están cubiertas en las áreas donde se presenta. Estas son áreas de vegetación densa, con árboles de al menos 6 metros de altura y especies productoras de frutos y semillas comestibles. Debido a que la temporada seca es bastante marcada, es el momento en que los requisitos de vida parecen alcanzar sus valores más bajos. En cuanto al alimento, este es el momento en que el follaje verde y otros recursos como artrópodos y huevos de aves son escasos, pero las semillas producidas a lo largo del año sirven de alimento para la especie ya que pueden permanecer en el ambiente largas temporadas. Mientras que en el caso de la cobertura reproductiva, no sólo es necesaria la talla de los árboles, sino también las condiciones del dosel que solo se mantienen en la vegetación ribereña y zonas cercanas.

Aunque la disponibilidad de agua es difícil de medir, ya que es muy probable que las ardillas puedan beber las gotas de agua condensada en hojas y ramas de las copas de los árboles en áreas donde este fenómeno es posible, es muy probable que las aguadas tengan gran influencia en la presencia de la especie. Además, estas fuentes de agua tienen influencia en la cobertura cercana, de modo que al considerar la distancia al agua se está agregando valor a la condición de la cobertura.

No se sabe con exactitud cuál es la influencia de la densidad del sotobosque en la elección de los sitios para la construcción de madrigueras de la especie. Tampoco se sabe el grado de utilización de estas áreas o si les agrega valor de protección a los individuos de la especie.

Sin embargo, la densidad o ausencia de vegetación en el sotobosque no parece ser una característica limitante para la existencia de la especie, por lo que no se considera en el presente modelo

Los valores del índice obtenidos a partir de la aplicación de este modelo se asumen como representación de la abundancia relativa de la ardilla de nuca blanca que puede existir a largo plazo en el área considerada. Áreas con valores bajos de IH se consideran como hábitats pobres o poco adecuados como resultado de la escasa presencia de sitios idóneos para el establecimiento de sus madrigueras, escasa disponibilidad de alimentos principales y/o falta del recurso agua. En ese caso se asume que el número de ardillas que se puedan mantener en dichas áreas a largo plazo es baja. Del mismo modo, los valores altos de IH corresponderán a áreas que puedan mantener mayores números de ardillas.

A continuación se detallan las asunciones y el razonamiento utilizado para trasladar la información del hábitat de la ardilla de nuca blanca hacia las variables y ecuaciones utilizadas en el modelo de IH. En ellas se identifica las variables de importancia en el hábitat, se define y justifican los niveles de habitabilidad de cada variable y se describen las relaciones asumidas entre ellas y los requisitos para la supervivencia de la especie

Componentes de Alimento

El alimento como requisito es mejor representado durante la temporada seca, puesto que se trata de la temporada del año en que se define la supervivencia de los individuos de la especie. Por esto la cantidad de alimento que pueda estar presente durante dicho periodo es un limitante en este tipo de ecosistema. De esta manera, son consideradas como especies que brindan alimento principal a las especies que producen semillas que puedan permanecer en el ambiente incluso durante la temporada seca (Tabla 2-2), considerándose tanto el número de especies como la cobertura que representan respecto a la cobertura total del dosel.

En la Figura 2-1 se puede apreciar la relación asumida entre el número de especies de árboles que constituyen alimento principal en la temporada seca (almendro, huarapo, ébano, algarrobo, faique y hualtaco) y la calidad de alimento en el hábitat. A mayor número de especies productoras de alimento principal en la temporada seca, mayor probabilidad de que se produzca alimento en el año (ya que no fructifican todos los años). La máxima disponibilidad de alimento ocurrirá entonces cuando se presenten en el área tres o más especies que produzcan alimento principal. Las razones por las que se incluye el ébano aunque el fruto parece no permanecer en el ambiente por mucho tiempo, es porque además

de tener frutos con gran cantidad de endospermo, es una especie en la que se registra la construcción de madrigueras, evidenciando su importancia como recurso.

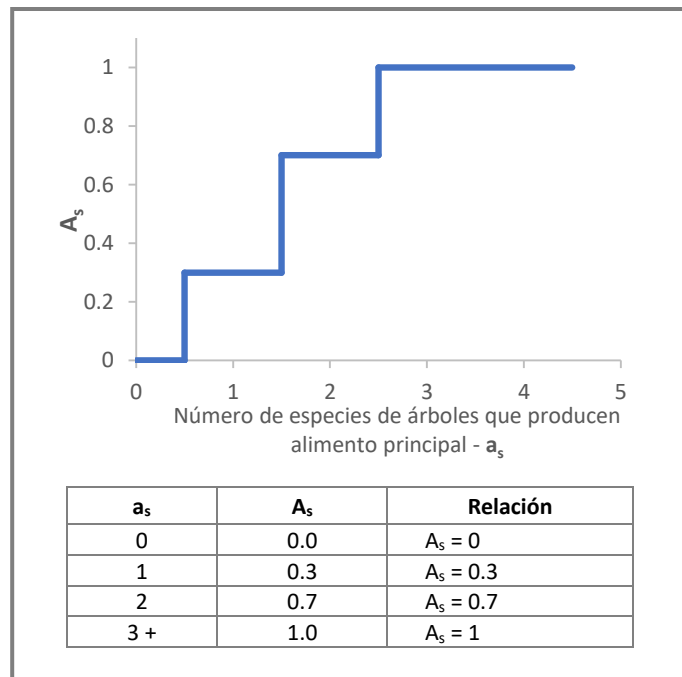


Figura 2-1 Número de especies de árboles que producen alimento principal.

La cobertura de dosel de las especies que producen alimento principal es una representación de la cantidad de alimento que pueden producir dichas especies en el espacio a evaluarse. Esto es, a mayor tamaño de copa, mayor será la cantidad de semillas que pueden producir y mayor será la calidad del componente alimento en el hábitat. El valor máximo de esta variable se alcanza cuando la cobertura de copa llega al 60% del área, recordando que no se trata del cierre de dosel, sino la sombra que proporcionan las copas de los arboles sobre el suelo, por lo que en teoría este valor podría superar el 100% si se sobreponen copas, sin embargo la ocurrencia de ello es improbable, más aún cuando nos referimos solo a unas pocas especies arbóreas de al menos las 44 registradas (Ríos, 1989) que se pueden presentar en este ecosistema.

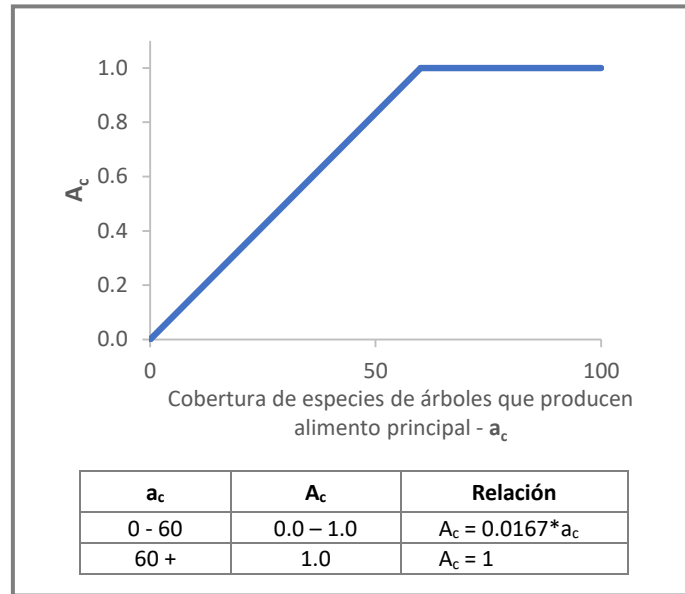


Figura 2-2 Cobertura de especies de árboles que producen alimento principal.

Es así que las variables a considerar para el componente alimento (A) son:

- a_s : Número de especie de árboles que producen alimento principal utilizado en la temporada seca.
- a_c : Cobertura de copa de especies que producen alimento principal utilizado en temporada seca (%).

Los valores obtenidos a partir de las figuras presentadas son calculados para obtener A, tal como figura a continuación:

$$A = \frac{A_s + A_c}{2}$$

Las variables que componen el factor A son compensatorias porque aun cuando se presenten varias especies que produzcan alimento, si se encuentran en un número bajo formando poca cobertura no representarán un valor alto del recurso alimento; del mismo modo, si se presenta una única especie, pero en grandes números puede representar buenas condiciones del recurso. Su valor máximo es 1.0 y debido a que A es un factor limitante, si toma el valor 0.0, todo el índice tomará el valor cero.

Componente Cobertura/Cobertura reproductiva

En las áreas naturales la densidad del dosel puede ser muy variadas, puesto que los árboles a menudo se encuentran en distribución agregada en extensiones de suelo con características que pueden ser de gran influencia (nutrientes, tipo de sustrato, pendiente, etc.), además,

muchas veces se encuentran agrupaciones de una especie en particular, a modo de pequeños rodales dependiendo de las condiciones del hábitat y del carácter de cada especie. Aunque existen muchas variables que influyen la distribución de los árboles y finalmente del cierre de dosel en un área determinada, se espera que en promedio no se supere el 60%. A partir de los datos que se pudo colectar sobre los lugares de establecimiento de madrigueras y de condiciones de la vegetación para la calibración del presente índice se pudo determinar que valores menores a 10% determinan un hábitat de calidad nula, y va aumentando hasta alcanzar el valor óptimo de calidad de cobertura en 40% (Figura 2-3).

El cierre de dosel es una variable sumamente influenciada por la temporada del año en la que se realiza la evaluación, por eso cabe recordar que la relación mostrada en la Figura 2-3 es aplicable únicamente a la temporada seca, preferentemente en la segunda mitad de dicha temporada.

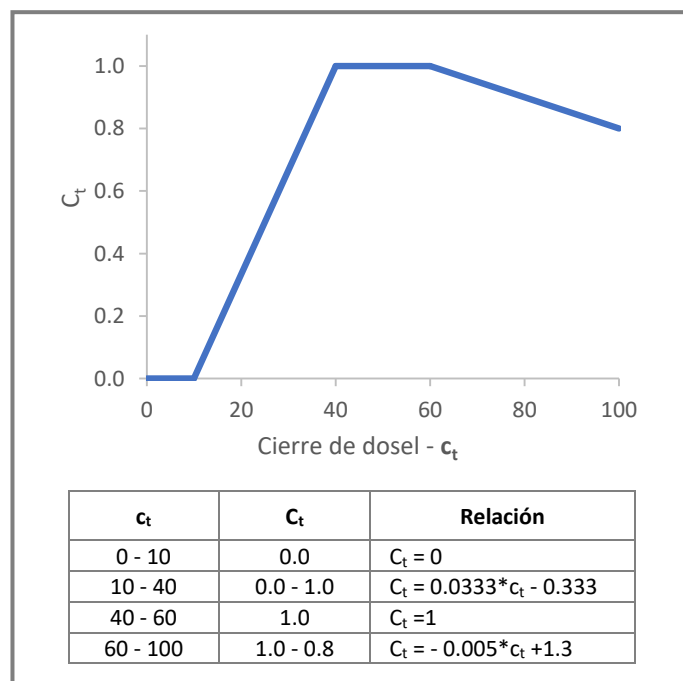


Figura 2-3 Cierre de dosel

Como indicador de la probabilidad del uso de un espacio para el establecimiento de una o más madrigueras se consideró una variable que describe la cantidad de árboles adecuados para tal fin (de las especies ébano, almendro, huarapo, ceibo, pasallo, porotillo, faique, algarrobo y hualtaco, con una altura mínima de 6 metros). En la Figura 2-4 se puede ver que a partir de 150 árboles con las características determinadas es lo mínimo para considerar un área como idónea para el establecimiento de madrigueras. Aunque intuitivamente parezca

un numero grande, o más bien, que es posible que un área con menor abundancia de dichos árboles pueda ser suficiente, hay que recordar que la influencia de esta variable se equilibra con el cierre de dosel para dar un valor de habitabilidad con relación a la cobertura.

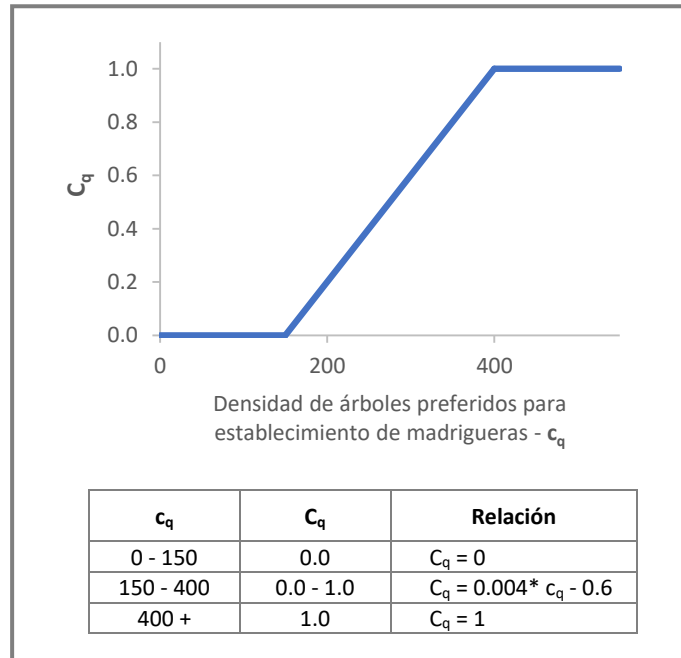


Figura 2-4 Densidad de árboles preferidos para el establecimiento de madrigueras

De este modo la definición de las dos variables a considerar para el cálculo del índice de habitabilidad de cobertura (C) son:

c_t : Cierre de dosel promedio a partir de los tres metros de altura (%)

c_q : Densidad de árboles de especies preferidas para anidar con $DAP \geq 20$ cm (árboles/ha)

Los valores presentados a partir de las figuras deben ser utilizados según la siguiente ecuación para hallar un valor de C:

$$C = \frac{C_t + C_q}{2}$$

Ya que las dos variables que componen este factor son compensatorias, el máximo valor el C es 1.0, de modo que la habitabilidad de cobertura es señalada con cierta aproximación al calcular este componente del modelo. Ya que se trata de un factor limitante, si un área

evaluada toma el valor 0.0 se considera un índice de habitabilidad nulo en su totalidad, aun cuando otros componentes tengan valores diferentes a cero.

Componente Agua

El componente agua es, a menudo, uno de los factores considerados como limitantes para muchas especies terrestres debido a la importancia en la vida de estos organismos. Sin embargo, para efectos del presente modelos se asume que el agua no es un factor limitante, pero que tiene mucha influencia en la determinación de las áreas utilizadas para el establecimiento de madrigueras de la especie. Pero esto no solo se debe al recurso directo del agua, sino también al efecto de una fuente de agua sobre la condición de la vegetación que la circunda, siendo esta por lo general más densa y con follaje verde perenne.

La razón por la que no se considera un factor limitante es porque el agua también está presente en la condensación de la humedad ambiental en la copa de los árboles durante las primeras horas del día. Al ser la ardilla blanca una especie pequeña, es posible que la cantidad de agua que necesita pueda ser obtenida de tal fuente cuando está presente.

En el caso particular del Sector Sauce Grande del CCEA, las zonas donde se produce condensación de agua en las copas de los árboles son extensas, evidenciada por la presencia de especies epífitas como la achupalla. Por lo que de usar este índice para zonas aledañas, es necesario revisar la fisiografía del área y las condiciones de la vegetación, pudiendo ser las fuentes de agua un factor limitante estricto y la distancia a las fuentes de agua un factor del hábitat que cobra mayor importancia. Las fuentes de agua consideradas son, en general, las aguadas que permanecen activas durante todo el año y, en casos particulares, pozos cavados a los que puedan acceder los individuos de la especie.

En la Figura 2-5 se describe la relación de la variable con el componente Agua (H), siendo lo más óptimo una distancia que fluctúa de 0 a 300 metros, decreciendo hasta los 1000 metros, donde alcanza su valor mínimo.

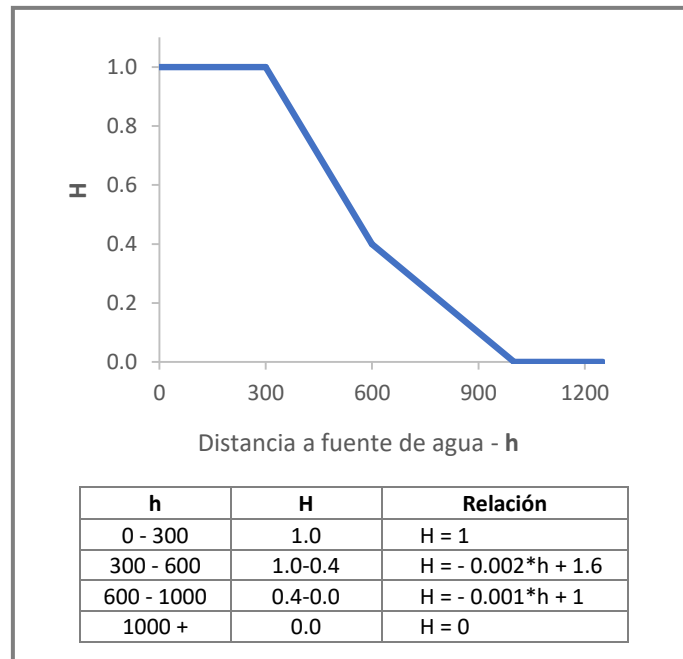


Figura 2-5 Distancia a una fuente de agua

De este modo, la variable que describe el componente Agua (H) es:

h: Distancia mínima a una fuente de agua permanente, natural o artificial (m)

Los valores presentados a partir de la figura mostrada, se reemplazan directamente en la ecuación final.

La variable toma valores entre 0.0 y 1.0, representando la habitabilidad dada según la disponibilidad de agua, este factor no se considera limitante, y solo se toma en cuenta cuando los factores A y C son diferentes de cero.

Determinación del IH:

Este modelo puede ser utilizado para determinar el valor de IH para un área en particular dentro del Sector Sauce Grande o a su totalidad. Aunque la determinación de valor de IH no está basado completamente en el concepto de factor limitante, en el caso de que alguno de los dos componentes principales: alimento (A) o cobertura (C) tomen el valor de 0.0, entonces todo el índice (IH_{CCEA}) toma el valor de cero.

$$IH_{CCEA} = \frac{A_s + A_c}{6} + \frac{C_p + C_q}{6} + \frac{H}{3}$$

Las variables internas que componen los dos primeros requisitos de hábitat, Alimento (A) y Cobertura (C), son compensatorias entre sí, pero como ya se dijo, ambos se tratan como factores limitantes en el modelo. El caso del Agua (H) es diferente, puesto que se trata de un

factor compuesto de una única variable que describe una condición de la ubicación con respecto al recurso agua, pudiendo tener influencia en los otros dos factores. Debido a dichas interacciones no se considera un factor limitante, sino que funciona como una variable compensatoria dentro del modelo.

A partir del modelo, es posible también calcular un IH ponderado para un conglomerado de áreas de interés siguiendo los pasos que se describen a continuación:

1. Definir parches de vegetación de acuerdo a su homogeneidad, tipo de cobertura u otras características que se consideren importantes (fisiografía, temperatura, áreas de manejo, impactos, etc.).
2. Determinar el área de cada parche y el total de área que se desea evaluar.
3. Determinar el valor de IH para cada parche utilizando la ecuación presentada.
4. Multiplicar el área de cada parche por el respectivo IH.
5. Sumar todos productos calculados en el paso 4 y dividirlos entre el área total para obtener el valor de IH ponderado.

$$\sum_{i=1}^n \frac{IH_i X_i}{X_i}$$

Donde n = número de parches

IH_i = IH del parche i

X_i = área del parche i

Aplicación del modelo

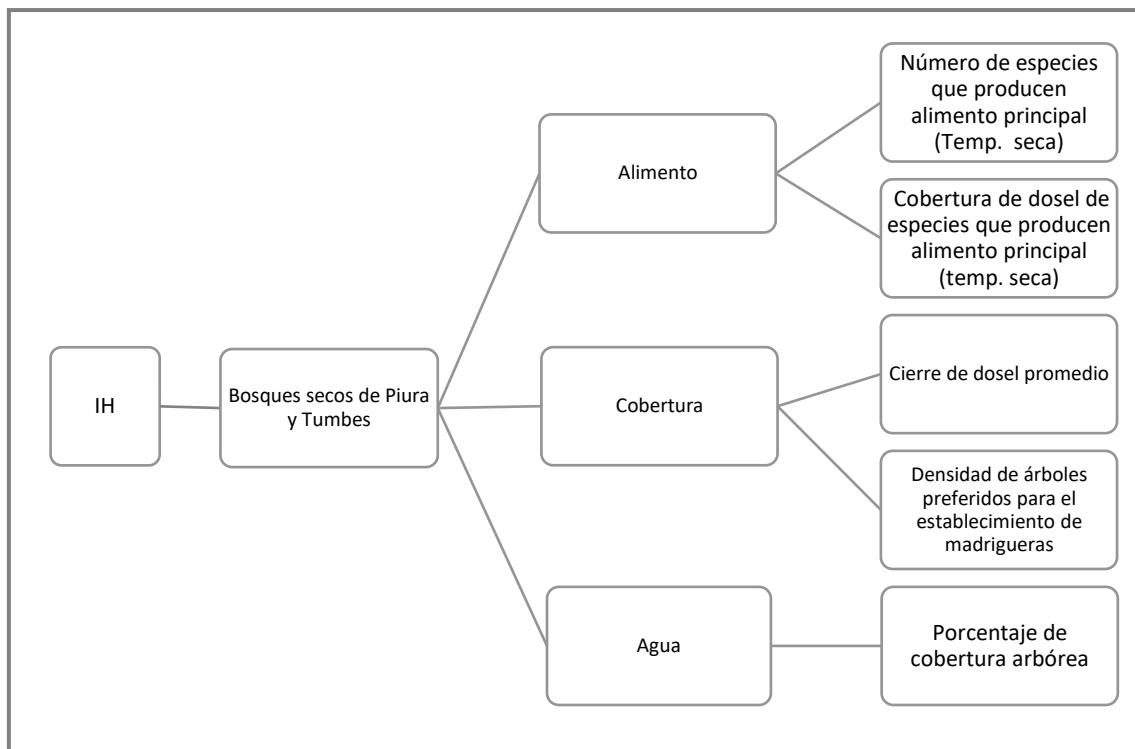
Resumen de variables del modelo

La relación general entre las variables del hábitat, el tipo de cobertura vegetal, los requisitos para la vida de la especie y el IH se encuentran resumidas en la Figura 2-6. Mientras que las definiciones de las variables utilizadas en el modelo de habitabilidad para la ardilla de nuca blanca en el CCEA y las técnicas sugeridas para su medición son indicadas en el Tabla 2-1

Asunciones del modelo

El modelo de habitabilidad para la ardilla de nuca blanca en el Coto de Caza el Angolo ha sido construido con base en las siguientes asunciones:

1. El alimento y la cobertura arbórea son los factores limitantes para la ardilla de nuca blanca en su hábitat natural. Mientras que el agua es un factor importante y su carácter de limitante debe ser evaluado antes de la aplicación del modelo en otro ámbito diferente a la del Sector Sauce Grande.
2. La disponibilidad del alimento está directamente relacionada con la abundancia y diversidad de las especies productoras de semillas y frutos presentes durante la temporada seca (Tabla 2-2)
3. La cobertura de los árboles que provee refugio y seguridad para el desplazamiento de la especie está directamente relacionado con el cierre de dosel y se asume como existente siempre que se encuentren en el área árboles que posean la talla mínima de 6 metros.
4. La cobertura utilizada para el establecimiento de las madrigueras está directamente relacionada con la disponibilidad de árboles de las especies listadas en la Tabla 2-3 que presenten un DAP ≥ 20 cm (indicativo de talla).



Fuente: Elaboración propia

Figura 2-6 Relación entre las variables de hábitat, cobertura, requisitos de hábitat e IH en el modelo de IH

Tabla 2-1 Definición de las variables del modelo IH_{CCEA} y técnicas sugeridas para su medición

Variable	Definición	Técnica sugerida
A _s	Número de especies de árboles que producen alimento principal durante la temporada seca.	Transecto de banda, parcela
A _c	Área de cobertura de dosel compuesta por especies que constituyen alimento principal (% de metros lineales sobre un transecto)	Transecto, línea-intercepto
C _t	Cierre de dosel promedio del área evaluada (%)	Transecto, punto-intercepto
C _q	Densidad de árboles preferidos para el establecimiento de las madrigueras. Son especies seleccionadas con un DAP ≥ 20 cm.	Transecto de banda, parcela
H	Distancia a cuerpo de agua (m)	A partir de mapa físico o digital

Fuente: Elaboración propia

Tabla 2-2 Lista de especies vegetales utilizadas como alimento en el Coto de Caza El Angolo

Familia	Especie	Nombre común	Parte consumida	Importancia Temp. Seca
Fabaceae	<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Faique	Frutos	C
Fabaceae	<i>Caesalpinia paipai</i> Ruiz & Pav.	Charán	Fruto ^a	C
Capparaceae	<i>Capparis eucalyptifolia</i> O.L. Haught	Margarito	Fruto ^b	-
Capparaceae	<i>Capparis scabrida</i> Kunth	Sapote	Fruto	-
Malvaceae	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh.	Ceibo	Hojas tiernas ^a	-
Boraginaceae	<i>Cordia lutea</i> Lam	Overo	Fruto	-
Malvaceae	<i>Eriotheca ruizii</i> (K. Schum.) A. Robyns	Pasallo	Fruto ^b	C
Fabaceae	<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff	Porotillo	Flor	-
Fabaceae	<i>Geoffroea striata</i> (Willd.) Morong	Almendro	Semilla ^a	P
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Huásimo	Fruto ^b	-
Anacardiaceae	<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl.	Hualtaco	Semilla	P
Fabaceae	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	Algarrobo	Fruto ^a Corteza	P C
Combretaceae	<i>Terminalia valverdeae</i> A.H. Gentry	Huarapo	Semilla ^a	P
Ximenaceae (Olacaceae)	<i>Ximenia americana</i> L.	Limoncillo	Frutos ^b	-
Rhamnaceae	<i>Ziziphus thyrsoiflora</i> Benth.	Ébano	Frutos	P

Parte consumida: ^a El registro del consumo se pudo hacer directamente en campo; ^b Aunque no se tiene registro se asume que son consumidas debido a las características de sus frutos; el resto de especies y partes consumidas proviene de información extraída de trabajos anteriores y comunicación de los pobladores locales.

Importancia: P=alimento principal; C=alimento complementario

Fuente: Elaboración propia

Tabla 2-3 Lista de especies utilizadas para establecimiento de madrigueras en el CCEA

Familia	Especie	Nombre común	Frecuencia de utilización (%) ^a
Rhamnaceae	<i>Ziziphus thyrsoiflora</i> Benth.	Ébano	23
Fabaceae	<i>Geoffroea striata</i> (Willd.) Morong	Almendro	15
Combretaceae	<i>Terminalia valverdeae</i> A.H. Gentry	Huarapo	14
Malvaceae	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh.	Ceibo	10
Malvaceae	<i>Eriotheca ruizii</i> (K. Schum.) A. Robyns	Pasallo	7
Fabaceae	<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff	Porotillo	6
Fabaceae	<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Faique	5
Fabaceae	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	Algarrobo	4
Anacardiaceae	<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl.	Hualtaco	3
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Huásimo	3
Ximenaceae (Olacaceae)	<i>Ximenia americana</i> L.	Limoncillo	3
Oleaceae	<i>Schrebera americana</i> (Zahlbr.) Gilg	Diente	2
Moraceae	<i>Ficus padifolia</i> Kunth	Higuerón	1
Burseraceae	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	Palo Santo	<1
Nyctaginaceae	<i>Pisonia macranthocarpa</i> (Donn. Sm.) Donn. Sm.	Pego-pego	<1
Fabaceae	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart.	Chaquiro	<1
Polygonaceae	<i>Coccoloba ruiziana</i> Linda	Añalque	<1

^a Basado en todos los registros obtenidos hasta el momento (Pulido y Yockteng, 1985; Calvimontes, 2001 y trabajos de campo 2015), incluyen 330 madrigueras en 284 árboles.

Fuente: Elaboración propia

BIBLIOGRAFÍA

CDC-UNALM (Centro de Datos para la Conservación – Universidad Nacional Agraria la Molina). 2006. Análisis del Recubrimiento Ecológico del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Lima, Perú. 169 p.

Calvimontes, J; Soto, A; Tovar, C. 2001. Evaluación de un índice poblacional y determinación de la preferencia de árboles para la construcción de nidos de la ardilla nuca blanca (*Sciurus stramineus*) en el Coto de Caza El Angolo. Informe de campo XVII Ejercicio de campo para el curso Censos de Fauna de la Maestría en Conservación de Recursos Forestales de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

- Flyger, V; Gates, JE. 1982. Fox and gray squirrels. In Champan, JA; Feldhamer, GA (eds.). Wild Mammals of North America. Johns Hopkins University Press, Baltimore. p 209-229.
- Gómez, CK. 2011. Densidad poblacional de *Sciurus stramineus*, ardilla gris de nuca blanca en el Santuario Histórico Bosque de Pómac, Marzo 2009 – Junio 2010. Tesis Lic. Biol. Lambayeque, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad nacional “Pedro Ruiz Gallo”. 62 p.
- Gurnell, J. 1987. The Natural History of Squirrels. New York, Facts on File. 180 p.
- Jessen, RR; Merrick, MJ; Koprowski, JL; Ramirez, O. 2010. Presence of Guayaquil squirrels on the central coast of Peru: an apparent introduction. *Mammalia*, 74(4):443-444.
- Lajo, RL. 2015. Caracterización de la ubicación de madrigueras de *Sciurus stramineus* (Rodentia: Sciuridae) en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Tesis Blgo. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Nixon, CM; Havera, SP; Hansen, LP. 1980. Initial response of squirrels to forest changes associated with selection cutting. *Wildlife Society Bulletin*, 8:298-306.
- Nixon, CM; McClain, MW; Donohoe, RW. 1975. Effects of hunting and mast crops on a squirrel population. *Journal of Wildlife Management*, 39:1-25.
- Pacheco, V; Cadenillas, R; Salas, E; Tello, C; Zeballos, H. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología*. 16:5–32.
- Pulido, V; Yockteng, C. 1986. Estimado de la población de ardilla nuca blanca a través del método de conteo por indicios en el coto de caza “El Angolo”. Lima, UNALM – Escuela de Graduados, Conservación de recursos forestales.
- Ríos, J. 1989. Análisis del hábitat del Coto de Caza El Angolo – Piura. Tesis Mg. Sc. Universidad Nacional Agraria La Molina.

ANEXO 3

MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD: ARDILLA DE NUCA BLANCA EN EL CAMPUS DE LA PUCP

INFORMACIÓN SOBRE USO DEL HÁBITAT

General

La ardilla de nuca blanca (*Simosciurus neboxii*) es originaria de los bosques estacionalmente secos del norte del Perú. Su presencia en la ciudad de Lima se debe a que es comúnmente comercializada como mascota, pudiendo algunos individuos escapar o ser liberados intencionalmente. Su éxito en el medio urbano es posible gracias a un alto potencial reproductivo, una alta capacidad de dispersión, una dieta diversa, la capacidad para construir madrigueras y la plasticidad en paisajes impactados por la actividad humana, características comunes en ardillas arborícolas (Palmer y Koprowski, 2007).

Se conoce de su presencia en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú desde la década del 70 y los registros en otros puntos de la capital se han hecho comunes (Jessen *et al.*, 2010). Además parecen colonizar nuevas áreas con el paso del tiempo.

Alimento

En Lima se tiene registro de un gran número de especies consumidas por esta ardilla. Las semillas y frutos de algunos árboles constituyen su alimento principal, mientras que otros frutos, hojas tiernas, capullos florales, larvas de insectos, corteza de algunos árboles y huevos de aves son también consumidos de manera complementaria.

Aunque no hay estudios específicos sobre la dieta de la especie, se sabe a partir de registros directos que el árbol de tipa (*Tipuana tipu*) constituye una fuente importante de alimento, ya que se trata de una especie muy común en la ciudad y sus semillas son intensamente consumidas, así también, lo son las hojas tiernas y parte de las flores cuando estas están presentes. Las especies como el nogal (*Juglans neotropica*) y el pecano (*Juglans illinoensis*), cuando están presentes, son también una fuente importante de alimento en la

temporada de fructificación (normalmente de Julio a Noviembre). Otras especies de importancia son algunas palmeras ornamentales que producen gran cantidad de frutos comestibles, entre ellas se encuentran la palmera hawaiana (*Dypsis lutescens*) y la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*). Además, existe un gran número de especies que aprovechan cuando están presentes, las cuales incluyen frutales, algunos arbustos con flores suculentas, flores con néctar, etc.

Agua

Se cree que las ardillas obtienen el agua en su mayoría de las plantas suculentas que consumen, sin embargo, pueden beber directamente el agua cuando está presente. En el campus de la Pontificia Universidad Católica existen fuentes de agua artificiales, pero también se riega periódicamente todas las áreas verdes, por lo que las ardillas tienen agua a disposición de manera frecuente, dejando de ser este un recurso limitante.

Cobertura/Cobertura reproductiva

La cobertura arbórea es fundamental para la supervivencia de las ardillas ya que están adaptadas para la vida en el dosel de los bosques que habitan. De los árboles obtienen gran parte del alimento que consumen y en ellos construyen sus madrigueras en las que se protegen de las inclemencias del tiempo y donde mantienen a sus crías, brindándoles protección frente a depredadores que merodean en el suelo y también cubriéndolos de la vista de algunas aves rapaces. Aunque se ha descrito la importancia de la cobertura arbustiva para algunas especies de ardillas en ciertos hábitats (Shorten, 1954; Nixon *et al.*, 1968; Barkalow and Shorten, 1973), se ha encontrado evidencia de que ésta es menos importante en hábitats urbanos como parques y cementerios (Williamson, 1982), por lo que se asume para este modelo que la cobertura arbustiva no tiene tanta importancia como para afectar de forma significativa la calidad del hábitat.

Los árboles más comunes en el campus de la PUCP, son: el cedro (*Cedrela odorata*), la tipa (*Tipuana tipu*), la ponciana (*Delonix regia*), el ceibo (*Ceiba speciosa*), el jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*), el molle costeño (*Schinus terebinthifolius*), el molle serrano (*Schinus molle*), el aucalípto (*Eucalyptus camaldulensis*), el fresno (*Fraxinus americana* entre otros). Los más utilizados por la ardilla de nuca blanca para la construcción de su madriguera son la tipa, el aucalípto, el fresno y el tulipán africano (*Spathodea campanulata*), pero también se han registrado madrigueras en el ficus (*Ficus benjamina*), el ceibo, el molle serrano, el cedro y el pacay (*Inga edulis* – Lajo y Landeo, 2012). Por lo que a pesar de existir

una clara preferencia por algunas especies, otras que pudieran brindar protección y que se encuentren ubicadas en zonas con vegetación idónea también pueden ser utilizadas.

Distribución/Presencia

Esta especie es solitaria y territorial, es posible verla en grupos (compuestos por una hembra y uno o más machos) durante la temporada reproductiva, que en ardillas urbanas ocurre varias veces al año, o durante las últimas semanas del cuidado de las crías en las que se les puede ver forrajeando en la copa de las árboles (grupos compuestos por la madre y entre una y tres crías).

Las áreas abiertas, aun las cubiertas de césped, parecen ser evitadas por las ardillas arborícolas, como en el caso de las ardillas grises, documentado por Tounzen *et al.* (2012). Aunque se han observado ardillas de nuca blanca buscando, extrayendo y consumiendo larvas de *Golopha* en la temporada de octubre a noviembre (Lajo y Landeo, 2012) en áreas cubiertas de césped con escasa cobertura arbórea/arbustiva, parece ser un comportamiento propio de la temporada de escasez de frutos y semillas.

La ubicación de las madrigueras muestra una distribución agregada por el efecto de la conformación de la vegetación. Agrupándose estas donde la cobertura cumple los requisitos básicos para la supervivencia de la especie. Se cree que las madrigueras en un mismo árbol o muy cerca una de otras pueden pertenecer a la misma ardilla o a la descendencia de esta, ya que al ser territoriales pueden rechazar individuos que forrajean en el área, intensificándose en la temporada de cría (Gurnell, 1987).

El *home-range* de la especie, como en otros miembros de la familia Sciuridae, se puede ver influenciado por varios factores. Entre ellos se cuenta la disponibilidad de alimento, la densidad de la población, la calidad del hábitat, el sexo y la edad (Gurnell, 1987). En ardillas arborícolas, los machos suelen tener *home-range* más amplio y pueden sobreponerse con el de otros machos. Mientras que las hembras son más sedentarias y, cuando están en época de cría, defienden su espacio de otras hembras. Por esto las hembras son más susceptibles a los cambios en las condiciones del hábitat que influyen la disponibilidad de sitios para la construcción de madrigueras y alimento, como lo describen Nixon *et al.* (1975) y Nixon *et al.* (1980). En general un *home-range* de gran extensión puede estar asociado a hábitats de baja calidad, mientras que los más pequeños corresponden a densidades poblacionales más altas (Flyger y Gates, 1982).

Aunque no hay cálculos de *home range* para la ardilla de nuca blanca en medio urbano, se asume para efectos de este modelo una extensión de 2 ha en promedio.

MODELO DE ÍNDICE DE HABITABILIDAD (IH)

Aplicabilidad del Modelo

Área geográfica

El presente modelo ha sido diseñado específicamente para las áreas verdes del campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Sin embargo, es posible su uso fuera de dicha área siempre que se trate de vegetación urbana, la misma que tiene por característica una alta heterogeneidad.

Estación

Este modelo produce valores de IH para los requisitos de hábitat de la ardilla de nuca blanca durante todo el año.

Tipo de cobertura

Este modelo fue preparado para evaluar el hábitat de la ardilla de nuca blanca en las áreas verdes de la ciudad de Lima, las mismas que corresponden al tipo de cobertura vegetación urbana.

Área mínima de hábitat (tal vez no incluir este ítem)

El área mínima de hábitat está definida como la cantidad mínima de hábitat contiguo que es requerida para que un área sea ocupada por una especie. El área de hábitat mínimo para la ardilla de nuca blanca no ha sido estudiada y por lo tanto no se cuenta con este dato. Para efectos del uso de este modelo, se asume que áreas menores a 1 ha que no tengan conexión con otras áreas (vía árboles o estructuras artificiales como el tendido eléctrico) no son habitables, de tal modo que tomarán un valor de IH igual a cero.

Nivel de verificación

Este IH ofrece información útil de hábitat para la evaluación de impactos y manejo de hábitat. El modelo es una hipótesis de la relación especie-hábitat y no refleja una relación probada de causa-efecto. Sin embargo, el nivel de verificación de la relación de las variables de hábitat consideradas y la abundancia de la especie es mediana, ya que se ha realizado evaluaciones paralelas y comparables de ambos aspectos.

Descripción del modelo

Generalidades

Todos los requisitos del hábitat de la ardilla de nuca blanca pueden ser cubiertos por la vegetación urbana siempre y cuando esta posea árboles de altura igual o mayor a 6 metros y posea especies que produzcan semillas comestibles. Como la dieta de la especie es diversa y puede adaptarse, los árboles productores de las especies mencionadas como alimento primario son más importantes pero no exclusivos. Mientras que la cobertura reproductiva también es considerada cobertura general para la protección de los individuos a lo largo del todo el año puesto que les sirve para guarecerse de las bajas temperaturas en invierno y la fuerte radiación en verano, así como una protección contra los depredadores.

La disponibilidad de agua por lo general no es un factor limitante en el medio urbano, dado que todas las áreas verdes reciben riego periódico. Por ello, la presencia de fuentes de agua no está considerada en este modelo.

En el hábitat natural de la ardilla de nuca blanca, la vegetación del sotobosque puede ser de importancia al momento de la elección de sitios de anidamiento. Sin embargo, este modelo se basa en la asunción de que la densidad del sotobosque o cobertura arbustiva no tiene importancia en comparación a los requisitos de cobertura reproductiva y alimento. Y que si el área en evaluación cumple con los requisitos mínimos de cobertura reproductiva y alimento, entonces será un hábitat adecuado para la ardilla de nuca blanca, independientemente de la cobertura del sotobosque. Es por ello que la vegetación de sotobosque no está considerada en este modelo.

Los valores del índice obtenidos a partir de la aplicación de este modelo, se asumen como indicativo de la abundancia relativa de la ardilla de nuca blanca que puede habitar a largo plazo en el área evaluada. Áreas con valores bajos de IH se consideran como hábitats pobres o poco adecuados, como resultado de carencia de lugares para la construcción de madrigueras o una disponibilidad de alimento insuficiente. En cuyo caso se asume que solo pueden mantener pocas ardillas de nuca blanca a largo plazo. Es así que el potencial de un área para mantener grandes números de ardillas debe corresponder a los valores más altos de IH.

Líneas abajo se indican las asunciones y el razonamiento utilizado para trasladar la información del hábitat de la ardilla de nuca blanca hacia las variables y ecuaciones usadas en el modelo de IH. En ellas se identifica las variables importantes del hábitat, se define y

justifica los niveles de habitabilidad de cada variable y se describen las relaciones asumidas entre las variables y los requisitos de hábitat para la vida de la especie.

Componentes de alimento

La disponibilidad de alimento no fue separada por temporadas puesto que se comprobó, durante la calibración del índice, que utilizando la variable referida al alimento presente en el momento de la evaluación para la construcción del índice, no arrojaba datos tan correlacionados a la presencia y/o abundancia de la especie como cuando se usaba la variable que describía la disponibilidad de alimento independientemente de si la estructura aprovechada estaba presente o no en el momento de la evaluación. De esta manera se consideró la cobertura de las especies de árboles que son utilizadas para alimentarse como un indicativo de la disponibilidad de alimento en general. Siendo la disponibilidad de alimento principal una función de la cobertura de los árboles de las especies indicadas en la Tabla 3-1 (que poseen un diámetro a la altura de pecho mayor a 10 cm) y todas las palmeras indicadas en la misma tabla (sin restricción de tamaño). Es necesario recordar que se listan las especies utilizadas por la ardilla de nuca blanca en el campus de la PUCP, y que de utilizarse para otras áreas urbanas, es necesario considerar las especies que produzcan frutos y semillas.

La Figura 3-1 ilustra las relaciones asumidas entre la proporción de la cobertura de árboles (DAP \geq 10 cm) y palmeras que constituyen alimento principal en el área, y la calidad de alimento en el hábitat. La máxima disponibilidad de alimento ocurrirá entonces cuando el total de la cobertura de dosel está compuesta por especies que producen frutos o semillas utilizadas como alimentos principales. El DAP de 10 cm ha sido incluido como requisitos para considerar los árboles que producen alimento debido a que a partir de dicha medida los árboles dentro del campus ya producen flores y semillas (nogales, tipas, etc.). Mientras que en el caso de las palmeras, algunas especies tienen talla baja y tallo delgado y producen grandes cantidades de frutos que son consumidos por las ardillas. Si este modelo ha de ser utilizado para otras áreas urbanas es necesario confirmar la talla mínima de árboles productores de semillas, ya que ésta puede variar debido a las condiciones del ambiente o al tipo de manejo que tenga.

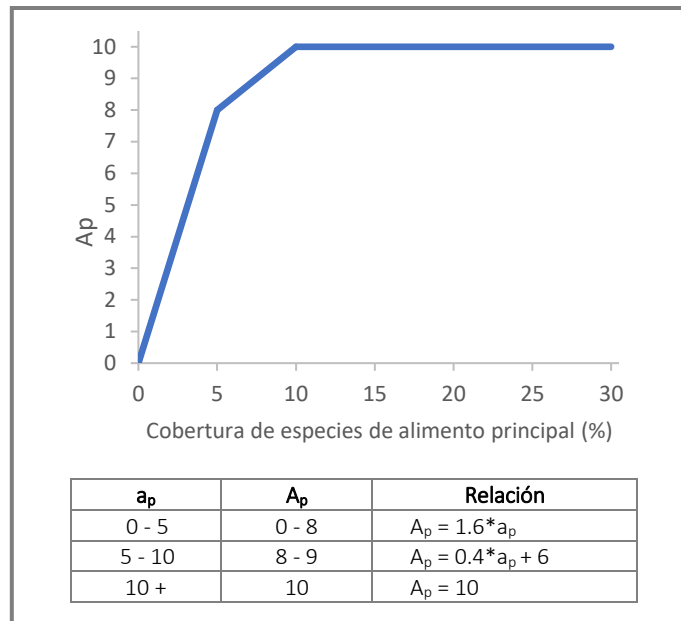


Figura 3-1 Cobertura de árboles y palmeras que constituyen alimento principal

La diversidad de especies que proveen de alimento es un factor importante en el potencial alimenticio de un área. Esto se debe a que los tiempos de floración y fructificación de las diferentes especies pueden variar de unas a otras. Además, las variaciones del clima de un año a otra pueden afectar los ciclos de floración y/o fructificación de algunas especies, pero es menos probable que afecten a todas a la vez. De modo que un área con mayor número de especies que producen alimento resulta en un mejor hábitat en cuanto a calidad de alimento se refiere, en comparación con un área que presenta una o dos especies. La Figura 3-2 presenta la relación asumida entre el número de especies que producen alimento primario y la calidad de alimento para la ardilla de nuca blanca. Las áreas con seis o más especies productoras de alimento primario son consideradas como las de máxima calidad de alimento para las ardillas. A medida que disminuye el número de especies que producen alimento primario la probabilidad de disponibilidad continua de alimento primario también disminuye. El valor total de la calidad de alimento no depende únicamente de esta variable puesto que aun cuando no estén presentes las especies que proveen alimento primario otras especies pueden estar disponibles y pueden servir de alimento para la ardilla.

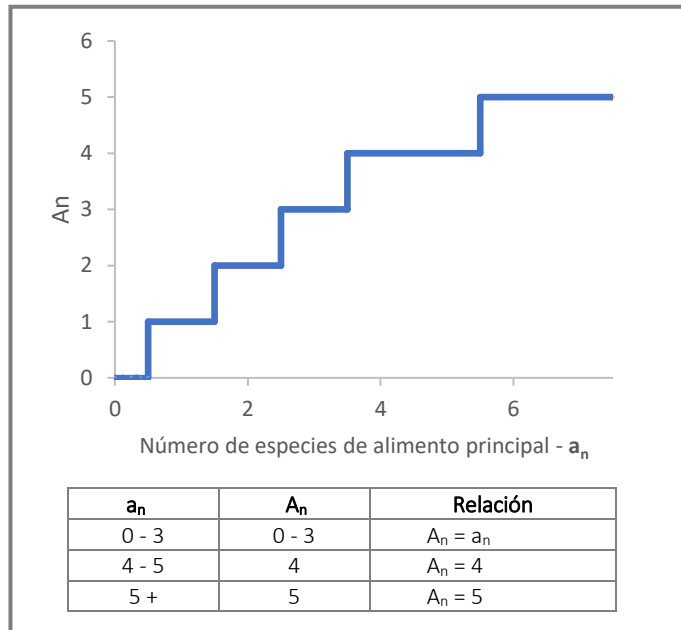


Figura 3-2 Número de especies que proveen alimento principal

El alimento obtenido por las ardillas de especies que no son las preferidas se denomina alimento complementario. Este es consumido de forma adicional cuando las especies preferidas están presentes, y puede convertirse en alimento único si es que estas últimas no se presentan. Entre las especies que proveen alimento complementario se encuentran los árboles frutales, algunos arbustos con flores suculentas o que presentan néctar, entre otros (Tabla 3-2). La Figura 3-3 muestra la relación asumida entre la abundancia de alimento complementario y la calidad de este tipo de alimento

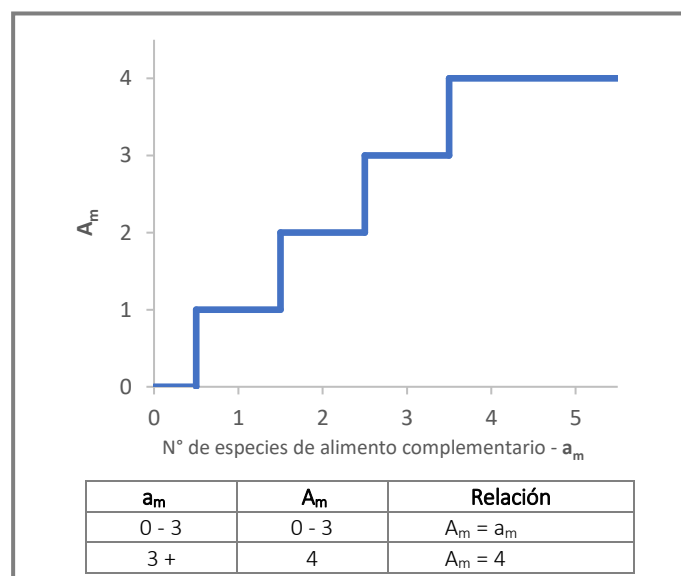


Figura 3-3 Número de especies que proveen alimento complementario

Entonces, las variables a considerar para el componente Alimento (A) son:

- a_p : cobertura de especies de especies que producen alimento principal (árboles con DAP > 10 cm y palmeras dentro de la categoría independientemente de su altura)
- a_n : número de especies que producen alimento principal
- a_m : número de especies que producen alimento secundario

La ecuación está basada en las siguientes asunciones: El máximo valor de A_p es más alto que el número de especies que lo conforman (A_n) y que el número de especies que constituyen alimento complementario (A_m), debido a que tiene mayor importancia en la cuantificación del componente A. Como se puede ver el máximo valor de A_p es 10, mientras que para A_n y A_m es 5 y 4 respectivamente, teniendo importancia distinta en el cálculo del valor final del índice.

Componentes de cobertura reproductiva

A diferencia de las áreas naturales, las áreas urbanas no suelen alcanzar valores altos de cierre de dosel en grandes extensiones. Pero las áreas con dosel más cerrado pueden estar agrupadas en el espacio haciendo posible su utilización por parte de la ardilla de nuca blanca, especialmente para la construcción de madrigueras y cuidado de las crías. Dichas áreas pueden presentarse de forma agregada en grandes extensiones de áreas verdes, donde la cobertura arbustiva puede predominar ofreciendo otros recursos que complementan la calidad del hábitat. Del mismo modo, estructuras artificiales como postes y tendido eléctrico pueden servir como corredores de desplazamiento entre parches de vegetación arbórea cercana, teniendo una influencia aún no estudiada en la calidad del hábitat. Por tal motivo, las estructuras artificiales no son consideradas en el presente índice. Únicamente se considera el cierre de dosel de las copas de los árboles, a partir de su medida en porcentaje, a partir de los 3 metros de altura. La Figura 3-4 muestra la relación asumida entre el cierre de dosel y la calidad de cobertura para la ardilla de nuca blanca.

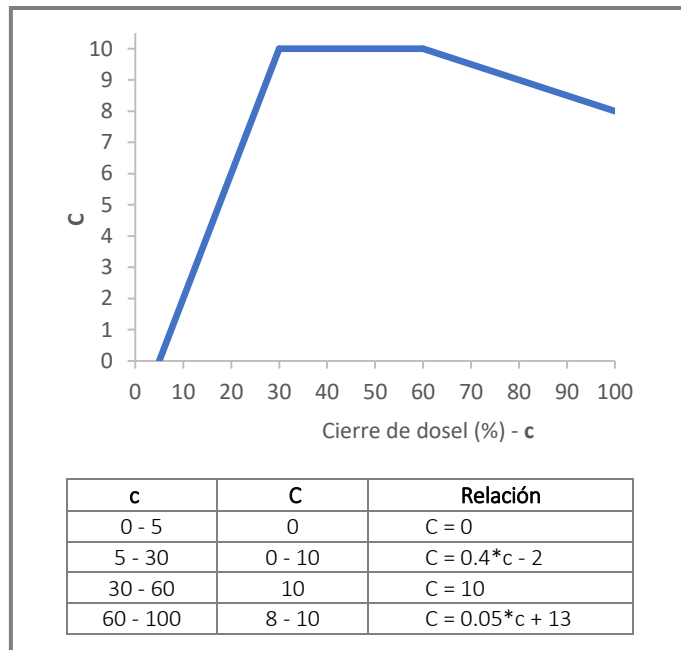


Figura 3-4 Cierre de dosel

Se sabe que las ardillas prefieren árboles de una altura mínima de 6 metros, y de 70 % de cierre de copa. Este índice no considera estos detalles debido a que se sabe que las áreas con árboles del campus de la PUCP incluye este tipo de árboles. Para utilizar este índice en otras áreas verdes es posible que se tenga que considerar la altura de los árboles o describir la cobertura a partir de dos o más variables para poder evaluar la calidad del hábitat con mayor precisión.

c: Cierre de dosel, considerándolo como tal si se encuentra a un mínimo 3 metros de altura

De esta manera, el máximo valor para dicha variable, y el factor cobertura, es 10.

Determinación del IH

El cálculo del IH para la ardilla de nuca blanca considera los valores de alimento (A) y cobertura (C) como requisitos para su vida en el hábitat, pero no necesariamente como factores limitantes. Debido a que se tiene poca información sobre la interacción entre las variables seleccionadas, se presenta este índice tal como se describe líneas arriba, sin condiciones de límite para los valores que tomen las variables y los factores, siendo la suma de los el valor del índice de habitabilidad (IH_{PUCP}). Vale recordar que este índice está diseñado para evaluar áreas de vegetación urbana con presencia de árboles de por lo menos

6 metros de altura, siendo las áreas abiertas sin cobertura arbórea, o únicamente arbustiva, descartadas como adecuadas para la vida de la especie.

$$IH_{PUCP} = \frac{A_p + A_n + A_m + C}{29}$$

Todas las variables se consideran compensatorias, y no es posible establecer si alguna de ellas o uno de los factores se trata de un factor limitante. Esto ocurre porque las relaciones entre alimento y cobertura parecen estar fuertemente relacionadas, formando interacciones entre los factores del índice.

Este modelo puede ser utilizado para determinar el valor de IH para un área en particular dentro del campus o para todas las áreas verdes en conjunto. Debido a la heterogeneidad de las áreas, dos áreas aun siendo contiguas, pueden tener valores muy distintos de IH. Pero también es posible calcular un IH ponderado para dichas áreas en conjunto siguiendo los pasos que se describen a continuación.

1. Definir los parches de vegetación de acuerdo a su homogeneidad, manejo u otro criterio que se considere adecuado según las condiciones particulares del área.
2. Determinar el área de cada parche y el total del área que se desea evaluar.
3. Determinar el valor de IH para cada parche utilizando la ecuación presentada.
4. Multiplicar el área de cada parche por respectivo IH.
5. Sumar todos los productos calculados en el paso 4 y dividirlos entre el área total para obtener el valor de IH ponderado.

$$\sum_{i=1}^n \frac{IH_i X_i}{X_i}$$

Donde n = número de parches

IH_i = IH del parche i

X_i = área del parche i

Aplicación del modelo

Resumen de variables del modelo

La relación entre las variables del hábitat, el tipo de cobertura vegetal, los requisitos para la vida de la especie y el IH se encuentran resumidas en la Figura 3-5. Mientras que las

definiciones de las variables utilizadas en el modelo para la ardilla de nuca blanca en el campus y las técnicas sugeridas para su medición, son indicadas en la Tabla 3-1

Asunciones del modelo

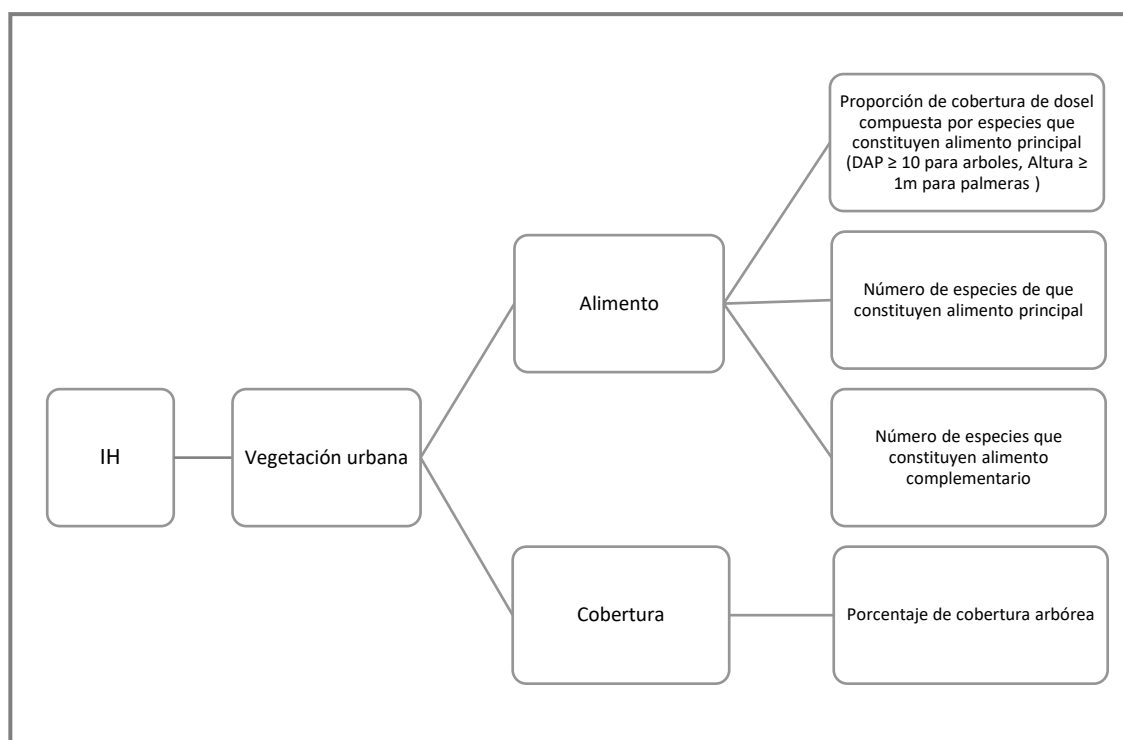
El modelo para la ardilla de nuca blanca en medio urbano ha sido construido con base en las siguientes asunciones:

1. El alimento y la cobertura arbórea son los requisitos de hábitat más importantes para la ardilla de nuca blanca en las áreas urbanas de Lima.
2. La disponibilidad del alimento está directamente relacionada con la abundancia y diversidad de las especies productoras de nueces y otros frutos/semillas listados en la Tabla 3-2, pero no restringidas a ellas, otras especies también pueden proveer alimento y es necesario identificarlas antes de la aplicación del índice si fuera necesario.
3. La disponibilidad de alimento está directamente relacionado con la diversidad de especies productoras de alimento complementario, pero su influencia en dicho requisito es mucho menor que el caso de alimento principales.
4. La cobertura de árboles que provee refugio y que son utilizadas para la construcción de madrigueras se asume como existente siempre que se encuentren las especies de árboles que constituyen alimento primario y que tienen talla mínima.

Tabla 3-1 Definición de las variables del modelo IH_{PUCP} y técnicas sugeridas para su medición.

Variable	Definición	Técnica sugerida
A _p	Área de cobertura de dosel compuesta por especies que constituyen alimento principal (DAP ≥ 10 para árboles y palmeras sin restricción) medida en metros cuadrados, dividida entre el área total de la cobertura de dosel.	Parcela, medida de proyección de copa cada individuo
A _n	Número de especies vegetales (árboles, palmeras, arbustos o herbáceas) que constituyen alimento principal.	Parcela
A _m	Número de especies vegetales (árboles, palmeras, arbustos o herbáceas) que constituyen alimento complementario.	Parcela
C	Cobertura total de dosel que corresponde al porcentaje de superficie cubierto por la proyección vertical de la cubierta vegetal sobre el mismo (se incluyen árboles, palmeras y algunos arbustos, siempre que su cobertura este por encima de los 3 metros).	Transecto, línea-intercepto

Fuente: Elaboración propia



Fuente: Elaboración propia

Figura 3-5 Relación entre las variables de hábitat, cobertura, requisitos de hábitat e IH en el modelo de IH

Tabla 3-2 Lista de especies vegetales utilizadas como alimento en la ciudad de Lima

Familia	Especie	Nombre común	Parte utilizada	Estación en la que se utiliza	Importancia PUCP
Fabaceae	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipa	Flor	Primavera - Verano	P
			Fruto	Verano - Otoño	P
			Corteza	Todo el año	C
			Hijas tiernas	Primavera	C
Juglandaceae	<i>Juglans illinoensis</i> Wangenh.	Pecano	Flor	Otoño	C
			Fruto	Invierno - Primavera	P
			Hojas tiernas	Primavera - Verano	C
			Corteza	Invierno	C
Juglandaceae	<i>Juglans neotropica</i> Diels	Nogal	Fruto	Invierno - Primavera	P
Arecaceae	<i>Phoenix dactylifera</i> L.	Palmera datilera	Inflorescencia	Verano	C
			Frutos	Otoño	P
Arecaceae	<i>Phoenix canariensis</i> Wildpret.	Palmera canaria	Inflorescencia	Verano	C
			Frutos	Otoño	P
Arecaceae	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	Palmera	Inflorescencia	Verano	C
			Frutos	Otoño	P
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Pacay	Fruto	Verano	C
Malvaceae		Ceibo	Flor	Verano	C

Familia	Especie	Nombre común	Parte utilizada	Estación en la que se utiliza	Importancia PUCP
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna		Hojas tiernas	Primavera - Verano	C
			Corteza	Invierno	C
Malvaceae	<i>Ceiba insignis</i> (Kunth) P.E. Gibbs & Semir	Ceibo	Flor	Verano	C
			Hojas tiernas	Primavera - Verano	C
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus	Fruto	Verano	C
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	Cucarda	Hojas	Todo el año	C
			Flores	Verano - Otoño	C
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv	Tulipán africano	Fruto	Verano	C
Meliaceae	<i>Melia azederach</i> L.	Melia	Fruto	Primavera	C
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	Morera	Frutos	Primavera	C
			Hojas	Todo el año	C
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> L.	Melocotón	Frutos	Otoño	C
Rosaceae	<i>Prunus serrulatata</i> Lindl.	Cerezo	Frutos	Otoño	C
Rosaceae	<i>Pyrus malus</i>	Manzano	Frutos	Otoño	C
Myrtaceae	<i>Eugenia jambos</i> L.	Pomarrosa	Fruto	Otoño	C
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	Fruto	Otoño	C
Fabaceae	<i>Bahuinia tomentosa</i> L.	Árbol de Santo Tomás	Flor	Verano	C
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Jacarandá	Fruto	Verano	C
Arecaceae	<i>Dypsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf.	Palmera hawaiana	Fruto	Verano	P

Fuente: Elaboración propia

Tabla 3-3 Lista de especies utilizadas para establecimiento de madrigueras en el campus de la PUCP

Familia	Especie	Nombre común	Frecuencia de utilización (%)*
Fabaceae	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipa	37
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv	Tulipán africano	15
Olaceae	<i>Fraxinus americana</i> L.	Fresno	20
Olaceae	<i>Fraxinus</i> sp.	Fresno	<5
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Eucalipto	15
Malvaceae	<i>Ceiba insignis</i> (Kunth) P.E. Gibbs & Semir	Ceibo	<5
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Molle serrano	<5
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	<5
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Pacay	<5
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus	6

* Basado en los registros obtenidos hasta el momento de 70 madrigueras en la PUCP correspondiente a los años 2014 y 2015 (Lajo y Landeo, 2012; Lajo, 2015)

Fuente: Elaboración propia

BIBLIOGRAFÍA

- Barkalow, FS; Shorten, M. 1973. The world of the gray squirrel. Lippincott, Philadelphia, PA. 160 p.
- Flyger, V; Gates, JE. 1982. Fox and gray squirrels. In Champan, JA; Feldhamer, GA (eds.). Wild Mammals of North America. Johns Hopkins University Press, Baltimore. p 209-229.
- Gurnell, J. 1987. The Natural History of Squirrels. New York, Facts on File. 180 p.
- Jessen, RR; Merrick, MJ; Koprowski, JL; Ramirez, O. 2010. Presence of Guayaquil squirrels on the central coast of Peru: an apparent introduction. *Mammalia*, 74(4):443-444.
- Lajo, RL. 2015. Caracterización de la ubicación de madrigueras de *Sciurus stramineus* (Rodentia: Sciuridae) en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Tesis Blgo. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Lajo, RL; Landeo, S. 2012. Algunos aspectos de *Sciurus stramineus* en la ciudad de Lima, primeros reportes. Presentado en: Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología (3, 2012. Piura, Perú).
- García, S; Landeo, S; Lajo, RL. 2012. Selección de especies arbóreas para anidamiento y densidad de nidos por parte de *Sciurus stramineus* en San Isidro, Lima. Presentado en: Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología (3, 2012. Piura, Perú).
- Nixon, CM, Worley, DM; McClain, MW. 1968. Food habits of squirrels in South-east Ohio. *Journal of Wildlife Management*, 32(2):294-305.
- Nixon, CM; Havera, SP; Hansen, LP. 1980. Initial response of squirrels to forest changes associated with selection cutting. *Wildlife Society Bulletin*, 8:298-306.
- Nixon, CM; McClain, MW; Donohoe, RW. 1975. Effects of hunting and mast crops on a squirrel population. *Journal of Wildlife Management*, 39:1-25.
- Palmer, GH; Koprowski, JL. 2007. Tree squirrels as invasive species: conservation and management implications. In. Witmer, W; Pitt, WC; Fagerstone, KA (Eds.). *Managing Vertebrate Invasive Species: Proceedings of an International Symposium* (G). USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO. p. 273-282.
- Shorten, M. 1954. *Squirrels*. Colling, St. James's Place. London. 212 p.

Tounzen, MR; Epperson, D; Taulman, JF. 2012. Home range and habitat selection of Eastern gray squirrels (*Sciurus carolinensis*) in a small urban hardwood forest. Transactions of the Kansas Academy of Science, 115(3/4):89-101.

Williamson, R. 1982. Identification of urban habitat components which affect eastern gray squirrel abundance. Urban Ecology, 7:345-356.

ANEXO 4

LINEAMIENTOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE ÍNDICES DE HABITABILIDAD EN EL PERÚ

La construcción de los índices se describen en el Manual de Desarrollo de Índices de Habitabilidad (Standard for the Development of Habitat Suitability Index Models) que forma parte de la serie Procedimientos de Evaluación de Hábitat (Habitat Evaluation Procedures) desarrollado alrededor del año 1980 por el Servicio de Pesca y Vida Silvestres de los Estados Unidos de América (USFWS, 1980a; USDFWS, 1980b; USFWS, 1981). El manual forma parte de la metodología para la evaluación basada en hábitat como una herramienta para cuantificación de impactos y planificación de proyectos. En él se describen las etapas para su desarrollo, al mismo tiempo que se brindan ejemplos mediante los cuales se puede entender con claridad el proceso.

En el presente documento se describen algunas consideraciones para su aplicación el Perú, así como recomendaciones y pasos a seguir, resaltando las modificaciones al procedimiento original, con la finalidad de obtener índices de habitabilidad que sirvan como herramienta para la toma de decisiones respecto a las acciones sobre áreas que cubran el hábitat de las especies de interés.

CONSIDERACIONES GENERALES

La aplicación de la metodología en el contexto peruano debe contemplar algunos detalles propios de las características geográficas del país, así como el estado del conocimiento de las especies y los espacios que se desean manejar para la conservación y/o aprovechamiento. A continuación se describen algunas consideraciones sobre la utilización de esta metodología en el contexto nacional:

- Sobre los ecosistemas

En principio los índices de habitabilidad pueden ser utilizados en cualquier ecosistema debido a su plasticidad. Sin embargo, dada la gran diversidad y la complejidad de los bosques tropicales que se presentan en el territorio nacional, su aplicación puede presentar dificultades mayores debido al número de variables a utilizar, o la dificultad para llevar a cabo la evaluación. Además, las decisiones que se tomen en base a un índice

que simplifique en gran medida las relaciones que existan entre las especies y su hábitat pueden generar grandes sesgos que probablemente no puedan ser estimados a priori. Por esto, las acciones basadas únicamente en índices de habitabilidad no se recomiendan en este tipo de ecosistemas, a no ser que se trate de áreas deforestadas o bajo un impacto significativo que haya producido la degradación del ecosistema, áreas en recuperación tales como zonas en reforestación o áreas agrícolas. Nunca en bosques primarios o áreas que puedan ser calificadas como “frágiles” bajo algún criterio razonable. Su aplicación en otro tipo de ecosistemas debe ser evaluado en base a los objetivos del desarrollo del índice, complejidad de los ecosistemas y accesibilidad.

- Sobre las especies de interés

Los presentes lineamientos han sido desarrollados en base a dos casos específicos involucrando una única especie terrestre y herbívora. Por ello, es posible que no se contemplen algunos detalles o dificultades que se puedan presentar al desarrollar índices de organismos acuáticos, depredadores o especies que presenten peculiaridades en cuanto a su biología y comportamiento. Sin embargo, la plasticidad del método tal como se describe en el manual original permite su aplicación en la mayoría de especies de fauna, así como algunas especies vegetales. Por ello, es necesario el estudio de la fuente original, así como tomar en cuenta las modificaciones y recomendaciones que se consignan en el presente documento.

- Sobre la extensión del área de trabajo

En cuanto a la extensión del área para la cual se desea aplicar el modelo, esta depende principalmente de los objetivos iniciales. Sin embargo es necesario considerar algunos aspectos de la biología de la especie de interés, tales como tamaño de *home-range*, temporalidad y migraciones. Por ejemplo las especies como grandes depredadores, herbívoros de gran tamaño y algunas aves, pueden tener *home-range* extensos que excedan al tamaño del proyecto, o puedan presentarse solamente en algunas temporadas a lo largo del año. En algunos casos es posible desarrollar el índice para ciclos determinados de la especie, o para factores limitantes como presas o vegetación forrajera que presenta en temporadas determinadas en las áreas correspondientes al proyecto. Sin embargo es necesario determinar si es útil y posible dicha evaluación y, finalmente, si es posible el desarrollo del índice en cuestión.

- Sobre la colecta de datos e información básica

Dependiendo de la escala a la que se desee trabajar, la información tomada a partir de sistemas de información geográfica, estimaciones con técnicas de teledetección u otro tipo de técnica que pueda estar disponible para la evaluación de las variables del hábitat podrán ser preferidas por encima de los datos tomados directamente en el campo, siempre que se justifique su elección. Ello dependerá de la extensión y particularidades del área a evaluar, así como al comportamiento y otros aspectos de la especie.

RECOMENDACIONES PRELIMINARES

En base a la Guía Técnica para el Monitoreo de Hábitat de Vida Silvestre (Rowland y Voijta, 2013) se han preparado las siguientes recomendaciones previas a los trabajos bajo el enfoque de evaluación de hábitat (en contraposición al enfoque de evaluación de poblaciones).

1. Definir correctamente los objetivos del estudio. Esto llevará a determinar si el enfoque de evaluación de hábitat es realmente el tipo de evaluación indicado o si lo que se busca en realidad es un inventario, la evaluación de poblaciones o la evaluación de vegetación, entre otros.
2. Conformar un equipo para el desarrollo del modelo o estrategia de evaluación. El equipo en conjunto debe tener las siguientes competencias o habilidades: entendimiento completo de los objetivos del estudio, conocimiento de los requerimientos del hábitat de la especie seleccionada, entendimiento y experiencia respecto a temas de estadística, conocimiento relacionado a los factores que puedan afectar la calidad de hábitat, y conocimiento del potencial de respuesta de la especie seleccionada frente a los cambios en el hábitat debido a acciones de manejo (esto último sobre todo cuando lo que se busca es realizar un monitoreo).
3. Si la evaluación se realiza bajo un modelo de hábitat es necesario llevar a cabo procesos de verificación y validación para obtener un grado de confiabilidad adecuado. Además, si se lleva a cabo un monitoreo bajo este enfoque siempre es recomendable contrastar periódicamente con datos poblacionales para poder verificar que las relaciones asumidas entre la especie y su hábitat son correctas.

PROCEDIMIENTOS GENERALES PARA LA ELABORACIÓN DE ÍNDICES DE HABITABILIDAD EN EL CONTEXTO DEL PERÚ

Las modificaciones del manual original propuesta para la aplicación del método en el contexto del Perú se listan a continuación y se desarrollan posteriormente:

- A. Identificación de vacíos de información.
- B. Levantamiento de información básica.
- C. Calibración (de preferencia en base a datos de campo).
- D. Verificación (con datos independientes a los utilizados en la calibración para ser contrastados con un conjunto de datos obtenidos a partir de un método alternativo).
- E. Recomendación de un único método de colecta de datos para cada variable

Las modificaciones correspondientes a las letras A, B y E se hicieron en base al estudio de caso el cual dio como resultado el presente documento, mientras que las dos restantes, C y D, al ordenamiento para la validación propuesta por Brooks (1997) para la mejora del proceso de elaboración de modelos de índices de habitabilidad.

En la Figura 4-1 se muestran las etapas o pasos adicionales a los señalados en la metodología original y líneas abajo se hace una descripción resumida de las etapas, incluyendo una descripción extensa de las modificaciones realizadas. Para observar ejemplos más completos revisar los Índices de Habitabilidad desarrollados para *Simosciurus neboxii* en la Pontificia Universidad Católica del Perú y en el Sector Sauce Grande del Coto de Caza el Angolo.

Fase I. Definir objetivos del modelo

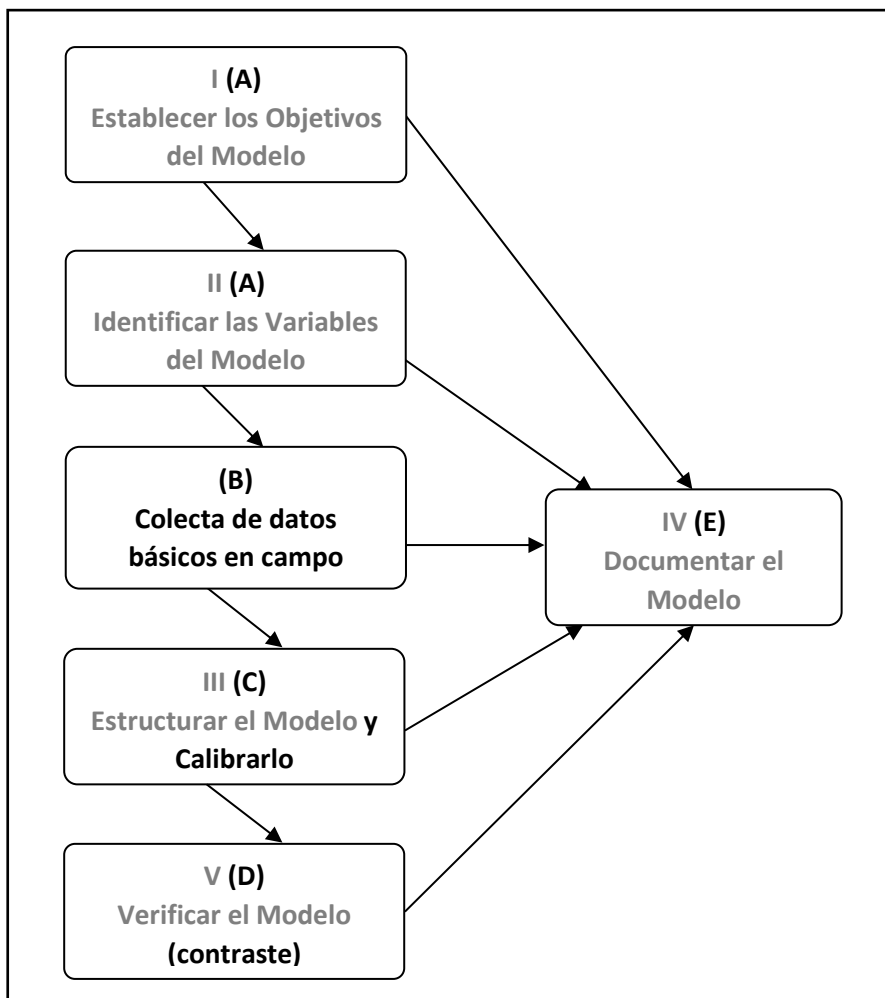
La definición de los objetivos del modelo se hace tal y como lo indica el manual original. Se recomienda trabajar con una especie a la vez, aunque agrupar varias especies con hábitos similares puede resultar conveniente si así se requiere. También es posible trabajar con un estadio de la especie (en el caso de peces, anfibios y organismos similares con varias etapas bien diferenciadas) o con un requerimiento específico de la misma (zonas de cría, zonas de alimentación, etc.). El establecimiento de objetivos involucra:

- a. Definir la salida/respuesta óptima y aceptable del modelo: La salida ideal de un modelo de IH es de un puntaje de 0.0 a 1.0 que tenga una relación lineal directa con la capacidad de carga. Y el nivel de aceptación dependerá del contexto en el que se

trabaje, puede ser aceptable para el equipo evaluador, para un investigador que se considere autoridad en el tema; puede compararse con valores de estudios publicados sobre la especie, capacidad de carga, etc. El paso final de verificación comprobará si se ha alcanzado el nivel de aceptación propuesto.

- b. Definir el área geográfica de aplicabilidad del modelo: Todo modelo de hábitat debe ser aplicable únicamente a un área geográfica definida. En general, mientras más extensa sea el área en la cual se desea aplicar el modelo, más difícil será construir un modelo que ofrezca resultados consistentes a un nivel de confianza determinado.
- c. Definir la estacionalidad de aplicación de modelo: Es importante definir la temporada en la que el modelo será aplicado ya que a menudo tiene que ver con el estado de residencia de la especie en el área geográfica definida. Muchas veces las especies aunque sean residentes permanentes en áreas determinadas, utilizaran zonas específicas para alimentarse, o para establecer nidos o madrigueras, en periodos de tiempo determinados. A menudo la temporada en la que se aplicará el modelo puede ser determinada a partir de una revisión de literatura.

La única observación en esta etapa que puede diferir del documento original, es la consideración de otras fuentes de información básica diferentes a las publicaciones científicas. En el caso de que una revisión de literatura arroje vacíos importantes, antes de considerar el levantamiento de información es necesario considerar información que pueda estar incluida en informes técnicos, inventarios regionales, trabajos de pregrado, etc. Pudiendo complementar también la información a partir de entrevistas con pobladores locales o profesionales y técnicos con experiencia en la zona geográfica en la que se vaya a trabajar.



Fuente: Elaboración propia

Figura 4-1 Esquema para la construcción de un modelo de habitabilidad en el contexto peruano

Fase II. Identificar variables del modelo

Las variables a considerar deben ser aquellas que, de ser modificadas, afectarían la capacidad del hábitat para mantener a la especie. Cada variable debe cumplir tres criterios (1) estar relacionada con la capacidad del hábitat para mantener la especie (2) que exista al menos un entendimiento básico de la relación de la variable con el hábitat (3) que se pueda medir de una forma práctica dentro de las restricciones del modelo.

Además, las variables relacionadas con la población de la especie usualmente no son incluidas en el modelo, debido a que su evaluación suele ser costosa, difícil de predecir y muchas veces no es un indicativo directo de habitabilidad.

La utilización de los diagramas de árbol es de utilidad, en ellos se puede ir disgregando la información que se tiene en varios niveles. Los cuatro niveles son: Temporalidad, requisitos

de vida, estadíos de vida y tipo de cobertura; y pueden ser ordenados según convenga. Los ejemplos respecto al ordenamiento de los diferentes niveles se pueden observar en la sección 3.2, página 3-10 del manual original.

Algunos documentos importantes para tomar como base, que describen y comparan los principales métodos para medir variables de hábitat son los elaborados por Hays *et al.* (1981); Herrick *et al.* (2009) y DeMeo *et al.* (2013). Se recomienda la revisión de estos u otras publicaciones especializadas en cada tema antes de decidir sobre las variables y los métodos a utilizar para realizar las mediciones.

Fase adicional (B). Colecta de datos básicos en campo

Si durante alguna de las fases anteriores se identifican vacíos de información importantes y se cree que exista la necesidad de recoger información entonces se debe definir qué información y cómo se va a obtener.

El tipo de información faltante puede ser de dos categorías:

- a. Relacionadas al comportamiento, dieta y/o reproducción de la especie; o
- b. Relacionadas al hábitat de la especie, tales como datos de vegetación, cobertura, recursos en general (alimento, agua, refugio) o datos geográficos.

El primer tipo de información puede ser mucho más costosa de obtener que la relacionada a hábitat. Sin embargo es necesario realizar un análisis de las necesidades específicas del modelo y de los recursos con los que se cuenta para obtener la información.

Para esta fase es importante tener presente que es preferible datos de uno o unos pocos temas específicos, pero que sean lo más claros y precisos posible; a obtener gran cantidad de datos imprecisos, o datos que no puedan ser directamente utilizados para la construcción del modelo ya sea por su irrelevancia o por restricciones relacionadas al área geográfica o la temporalidad.

Además, en esta fase es posible recoger datos a partir de diferentes métodos o aspectos relacionados a una misma variable. Por ejemplo, si se ha identificado la variable cobertura arbustiva en la primera etapa, se puede coleccionar los datos a partir de porcentaje en área cubierta, porcentaje en base a puntos de intersección, etc.; así se podrá decidir cuál describe mejor la variable.

En muchos casos se puede emplear también variables proxy cuando medir la variable directa no resulta práctico o incluso posible. Por ejemplo, medir la producción de frutos de los que se alimenta la especie de forma directa puede ser sumamente difícil, por lo que medirlo de forma indirecta es la alternativa más factible. En tal caso se puede medir el promedio del DAP o la cobertura de copa de los árboles que producen los frutos.

Fase III (C). Estructuración del modelo y calibración

El proceso de estructurar el modelo consiste en combinar las variables identificadas para construir el modelo. Es necesario para esto definir las relaciones entre las variables y la importancia que tiene cada una dentro del modelo. Estas relaciones pueden presentarse en forma de gráfico, escritas o en ecuaciones matemáticas.

La manera en la que se establecen las relaciones del modelo puede tener diferentes enfoques. El manual señala cinco enfoques principales: (1) modelos escritos, (2) modelos mecanicistas, (3) modelos de reconocimiento de patrones, (4) modelos de Bayesianos de probabilidad y (5) modelos estadísticos multivariados. Cada uno de estos modelos se discute y se describe claramente en el manual (a partir de la página 3-18, en la sección 3.3). Sin embargo, en el contexto peruano las posibilidades de tener datos, o de obtener datos en campo, suficientes para utilizar modelos bayesianos o modelos estadísticos multivariados para producir un índice de habitabilidad son muy reducidas.

Se recomienda la utilización de alguno de los primeros tres enfoques según convenga, ya que la obtención de suficiente información para los dos restantes resulta poco práctica. Esto se debe a que la información necesaria para la construcción de un índice de habitabilidad es mucho menor que la necesaria para la obtención de modelos bayesianos o multivariados. Y, tratándose de un método cuyo objetivo es obtener una herramienta para el manejo y no necesariamente la generación de conocimiento científico de la relación especie-hábitat, existen límites de presupuesto y tiempo que deben considerarse.

Para completar esta etapa, además de seguir los pasos según el enfoque elegido, se debe llevar a cabo un proceso de calibración a partir de datos obtenidos en campo.

Como los índices de habitabilidad son desarrollados para ser aplicados en un espacio determinado, a menudo relacionados a un proyecto específico, entonces debe poder describir todo el rango de condiciones del hábitat que se presentan o se pueden presentar en el espacio y en el tiempo, para cada área de interés. Por ello algunos lugares que cubran todo el rango

de habitabilidad deben ser evaluados. Los sitios con excelente calidad de hábitat deben presentar valores de entre 0.7 y 1.0, mientras que los de baja calidad de hábitat deben ir de 0.0 a 0.3.

Brooks (1997) señala que los índices que no han pasado por un proceso de calibración a menudo muestran valores intermedios (entre 0.3 y 0.7) lo cual no permite diferenciar con claridad la calidad entre dos sitios. De modo que para el proceso de calibración se puede proceder de tres formas, en orden de preferencia:

1. Obtener datos en campo que cubran el rango completo de condiciones del hábitat para la especie y utilizarlos para calibrar el modelo.
2. De no encontrarse alguna de las condiciones dentro del área del proyecto se puede incluir datos de zonas cercanas que cubran dichas condiciones y realizar la calibración.
3. Si no es posible obtener datos con todas las condiciones de hábitat es posible realizar simulaciones asignando puntajes teóricos basados en criterio profesional y analizando el comportamiento del modelo relacionado a cada variable.

Recordar que durante el proceso de calibración no se debe hacer cambios que provoquen sesgos en los requerimientos de hábitat reales de la especie en cuestión. El objetivo es modificar el modelo para que refleje diferencias concretas en el área de trabajo. La calibración puede requerir varias iteraciones para alcanzar un modelo que represente de forma precisa todo el rango de condiciones que se presenten.

Fase V(D). Verificación

Después de realizar la calibración se debe seleccionar un conjunto de sitios diferentes para ser evaluados. Estos sitios deben ser evaluados en base a las variables seleccionadas del modelo y además a partir de un método diferente, para poder contrastar los valores que arroje el índice con los que se obtengan a partir del método alternativo.

Si existen, o si se pueden obtener, estimaciones de densidad de población que sean confiables y que se puedan analizar en la misma escala a la que ha sido diseñada el modelo, entonces es posible realizar la verificación utilizando dichos datos. De forma alternativa los sitios seleccionados para la verificación pueden ser evaluados en base a (1) datos de ocurrencia o de índices de abundancia; (2) medidas de las condiciones del hábitat basadas en métodos cuantitativos establecidos con conocimientos confiables previos; (3) la aplicación del juicio profesional de un segundo grupo de observadores (O'Neal et al., 1988). El grado de similitud

entre los puntajes del índice y el puntaje basado en el método alternativo puede ser determinado a partir de cualquier método estadístico (prueba de rangos de Mann Whitney, análisis de correlación, etc.). Si los puntajes son similares, entonces el modelo es razonablemente confiable para su uso en la región. Brooks (1997) sugiere que la correlación mínima entre los puntajes debe ser de 0.8, sin embargo el nivel de correlación aceptable depende del usuario final del índice.

Fase IV (E). Documentar el modelo

Todos los pasos descritos anteriormente deben estar documentados, así como los pasos necesarios para su implementación y las asunciones hechas durante su desarrollo. La documentación del modelo es importante porque: (1) el usuario debe entender el modelo, sus objetivos, sus asunciones biológicas básicas y las bases de su construcción; (2) la documentación del modelo ayuda al entendimiento de cómo el hábitat es utilizado por la especie en evaluación; (3) el usuario debe saber qué esperar del modelo; y (4) la documentación es la base para entender cómo el modelo puede ser adaptado para otras aplicaciones.

Existen dos niveles en la documentación del modelo:

- a. Información de uso de hábitat
- b. Información de la construcción del modelo

La descripción detallada para el desarrollo de cada nivel se encuentra a partir de la página 48 del manual original.

La única precisión que difiere del procedimiento original es recomendar una única metodología para cada variable a evaluar en el documento final. Puesto que la utilización de metodologías diferentes las empleadas en el modelo construido pueden generar desviaciones en los valores obtenidos por los usuarios, pudiendo alterar la precisión de la salida del modelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Brooks, RP. 1997. Improving habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1):163-167.
- DeMeo, TE; Manning, MM; Rowland, MM; Vojta, CD; McKelvey, KS; Brewer, CK, Kennedy, RS; Maus, PA; Schulz, B; Westfalla, JA; Mersmann, TJ. 2013. Chapter 4. Monitoring Vegetation Composition and Structure as Habitat Attributes. In Rowland, MM; Vojta, CD (Eds.). *A Technical Guide for Monitoring Wildlife Habitat*. Gen. Tech. Rep. WO-89. Forest Service - United States Department of Agriculture. Washington, DC. p. 4-1 – 4-63.
- Hays, RL; Summers, C; Seitz, W. 1981. Estimating wildlife habitat variables. *USDI Fish and Wildlife Service*. p.111
- Herrick, JE; Van Zee, JW; Havstad, K.M.; Burket, LM; Whitford, WG. 2005. *Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems (en línea)*. USDA-ARS Jornada Experimental Range. Las Cruces, New Mexico. 2 v. Consultado el 25 de jul. 2016. Disponible en <http://jornada.nmsu.edu/monit-assess/manuals/monitoring>.
- O'Neal, IJ; Roberts, TH; Wakeley, JS; Teaford, JW. 1988. A procedure to modify habitat suitability index models. *Wildlife society Bulletin*, 16(1):33-36.
- USFWS (U.S. Fish & Wildlife Service). 1980a. *Habitat as a basis for environmental assessment*. ESM 101. Department of the Interior. Washington D.C.
- USFWS (U.S. Fish & Wildlife Service). 1980b. *Habitat evaluation procedures – ESM 102*. Department of the Interior. Washington D.C.
- USFWS (U.S. Fish & Wildlife Service). 1981. *Standard for the development of habitat suitability index models*. ESM 103. Department of the Interior. Washington D.C.
- Rowland, MM; Vojta, CD. 2013. *A technical guide for monitoring wildlife habitat*. Gen. Tech. Rep. WO-89. Washington, Dc. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 400 p.

ANEXO 5

REGISTRO FOTOGRÁFICO

1. SECTOR SAUCE GRANDE, COTO DE CAZA EL ANGOLO – PIURA

Todas las fotografías mostradas a continuación fueron tomadas durante el trabajo de campo en diciembre de 2015, a excepción de aquellas en las que señala lo contrario.



Figura 5-1. Individuos en el Sector Sauce Grande, Coto de Caza El Angolo: **a.** adulta alimentándose de fruto de almendro junto a la cabaña, quebrada Sauce Grande; **b.** juvenil buscando alimento en la quebrada El Espino; **c.** juvenil adulto con pelaje en muda, alimentándose junto a la cabaña, quebrada Sauce Grande; **d.** macho adulto en la quebrada El Espino; **e.** juvenil buscando alimento en la quebrada El Espino; **f.** hembra adulta junto a la cabaña, quebrada Sauce Grande; **g.** macho adulto alimentándose en la zona de Cerro Verde.



Figura 5-2. Ejemplos de madrigueras de *S. neboxii* registradas en el Sector Sauce Grande, CCEA: **a.** y **b.** madriguera entera en ébano (*Ziziphus thyrsoiflora*) en la quebrada El Espino; **c.** madriguera entera en angolo (*Pithecellobium multiflorum*) en la quebrada Tacones; **d.** y **e.** madriguera entera en ceibo (*Ceiba thichistandra*) en la quebrada El Espino; **f.** madriguera entera en porotillo (*Erythrina smithiana*) en la quebrada La Tigra, compuesta parcialmente por salvajina (*Tillandsia usneoides*); **g.** restos de madriguera en pasallo (*Eriotheca ruizii*) en la quebrada Tacones; **h.** restos de madriguera en almendro (*Geoffroea striata*) en los alrededores de la quebrada Lodazal.



Figura 5-3. Algunos alimentos consumidos por *S. neboxii*. **a.** y **b.** restos de frutos de almendro (*Geoffroea striata*); **c.** restos vainas verdes de charán (*Caesalpinia paipai*); **d.** hoja tierna de ceibo (*Ceiba trichistandra*); **e.** ardilla adulta consumiendo frutos de huarapo (*Terminalia valverdae*), fotografía de diciembre 2013.



Figura 5-4. Zonas representativas de hábitat de la especie: **a.** habitabilidad alta, árboles de porte alto, cierre de dosel alto y especies que producen alimento en la quebrada Tacones; **b.** habitabilidad baja, con árboles altos y cierre de dosel medio, pero con pocas especies productoras de alimento, en la quebrada La Tigra; **c.** habitabilidad nula, compuesta de matorrales y árboles de bajo porte, sin especies productoras de alimento en la trocha Botella.

2. PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ – LIMA

Las fotografías presentadas a continuación fueron tomadas en su mayoría durante los trabajos de campo en los meses de abril y mayo de 2016, a excepción de aquellas en las que se indica lo contrario.

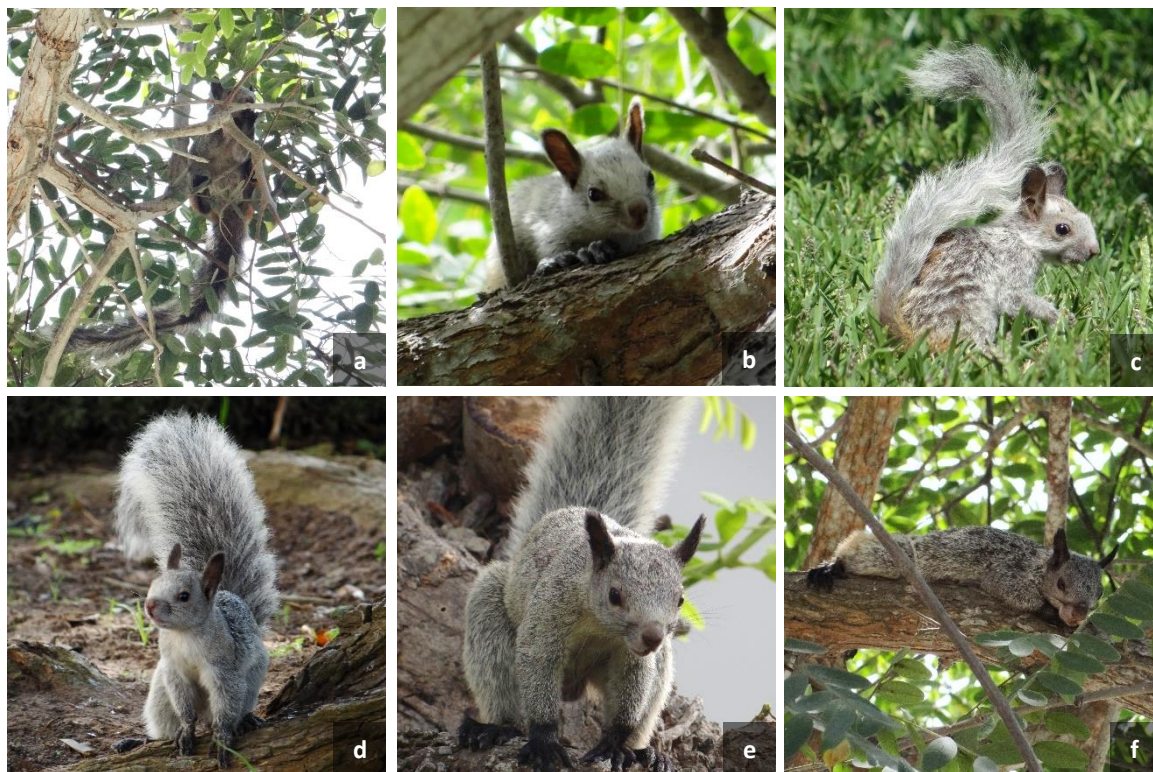


Figura 5-5. Algunos individuos presentes en el campus de la PUCP: **a.** juvenil de 4 meses aproximadamente (abril de 2016); **b.** juvenil de 3 meses aproximadamente (junio de 2012); **c.** juvenil de 3 meses aproximadamente (mayo de 2013); **d.** hembra adulta; **e.** macho adulto (2013); **f.** macho adulto (2016).



Figura 5-6. Ejemplos de madrigueras registradas en el campus de la PUCP: **a.** madriguera entera en tipa (*Tipuana tipu*) junto a Facultad de Letras; **b.** madriguera entera en eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*) junto a Facultad de Ciencias Sociales; **c.** restos de madriguera en árbol de fuego (*Grevillea robusta*) junto a Facultad de Física.



Figura 5-7. Evidencias de alimento consumido por la especie *S. neboxii* en el campus de la PUCP: **a.** adulto consumiendo fruto de guayaba (*Psidium guajava*); **b.** restos de fruto de nogal (*Juglans neotropica*); **c.** fruto de pacay (*Inga edulis*) parcialmente consumido aún en árbol; **d.** restos de frutos de tipu (*Tipuana tipu*); **e.** restos de fruto de jazmín africano (*Carissa macrocarpa*); **f.** fruto de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*); **g.** ardilla adulta consumiendo huevo de paloma (San Isidro, Lima; Foto: Camila Montaña/APECO); **h.** hembra adulta consumiendo larva de escarabajo (*Golopha* sp.); **i.** fragmento de hongo (*Agaricus* sp.) probado por ardilla y rechazado, se pueden apreciar las marcas de dientes.



Figura 5-8. Algunas evidencias de presencia de *S. stramineus*: **a.** marcas de rasguños en tronco de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*), junto a Facultad de Arte; **b.** comedero compuesto por abundantes restos de frutos de palmera hawaiana (*Dyopsis lutescens*) con marcas de dientes en la base de un ejemplar de la especie, junto a Facultad de EE.GG.LL.; **c.** comedero compuesto por restos de frutos verdes de tipa (*Tipuana tipu*) con evidencia de haber sido consumidos por ardillas, jardín próximo al Camino Inca a espaldas de la Tiendecita Verde.



Figura 5-9. Ejemplos de parcelas evaluadas: **a.** Zona de habitabilidad alta junto a Facultad de Letras, con árboles de gran porte y de especies preferidas para el establecimiento de madrigueras, así como productores de alimento; **b.** Zona de habitabilidad media entre Biblioteca Central y Pabellón Z, con cobertura mediana pero compuesta de árboles de porte bajo y escasa presencia de especies productoras de alimento; **c.** Zona de habitabilidad nula entre el Centro de Investigación en Arquitectura y Ciudad y el Complejo de Innovación Académica.