

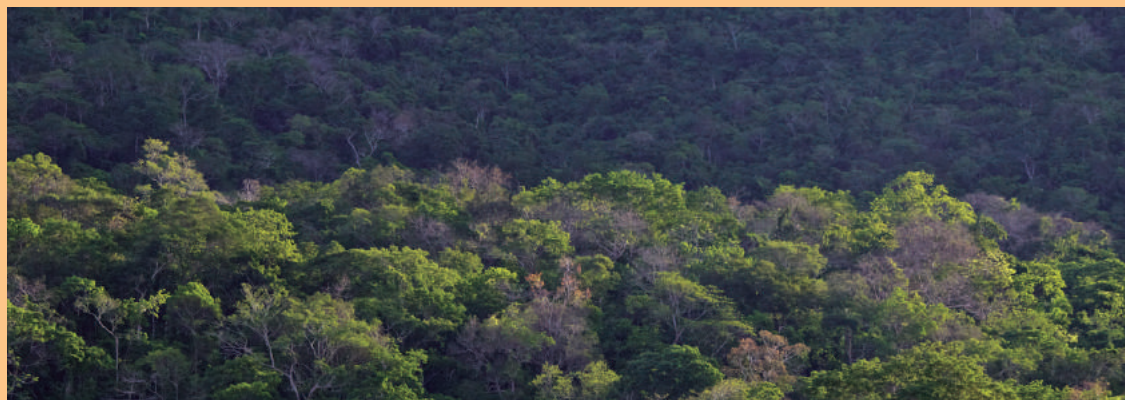


PERÚ

Ministerio
del Ambiente



Guía de inventario de la fauna silvestre



591.985

P45 Perú. Ministerio del Ambiente

Guía de inventario de la fauna silvestre / Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. -- Lima : MINAM, 2015.

83 p. : il., tpls.

1. FAUNA SILVESTRE; 2. BIODIVERSIDAD; 3. PERÚ; I. Perú. Ministerio del Ambiente. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural; II. Título.

Guía de inventario de la fauna silvestre

Ministerio del Ambiente

Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales

Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural

Director general

Dr. Roger Loyola Gonzales

Equipo de especialistas DGEVFPN

Ing. Hubert Portuguez Yactayo

Ing. Daniel Matos Delgado

Blga. Sabby Araujo Flores

Equipo de especialistas colaboradores del Museo de Historia Natural - UNMSM

Dr. Víctor Pacheco Torres

M. Sc. Letty Salinas Sánchez

M. Sc. (c) Jesús Córdova Santa Gadea

Ph. D. Grace Patricia Servat

M. Sc. (c) Claudia P. Torres Gastello

Blga. Sandra Karen Velazco Salvatierra

Blgo. César Ramirez

Dr. Víctor Morales

Dr. José Pérez

Blgo. Víctor Vargas

Dr. Rudolf von May

Bach. Juan Carlos Cusi Martínez

Blgo. Germán Chávez

Bach. Alfredo Guzmán

Blgo. Alejandro Mendoza

Bach. Giuseppy Edison Calizaya Mamani

Editado por:

© Ministerio del Ambiente. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural.

Calle Los Laureles n.º 285, San Isidro

Lima, Perú

Central telefónica: (+511) 611 6000

Web: www.minam.gob.pe

Material fotográfico

Archivo MINAM

Hecho el Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú n.º 2015-13228

Primera edición, octubre de 2015

Tiraje: 500 ejemplares

Impreso en:

Zona Comunicaciones S. A. C.

Jr. Neón n.º 5665, Los Olivos

Lima, Perú

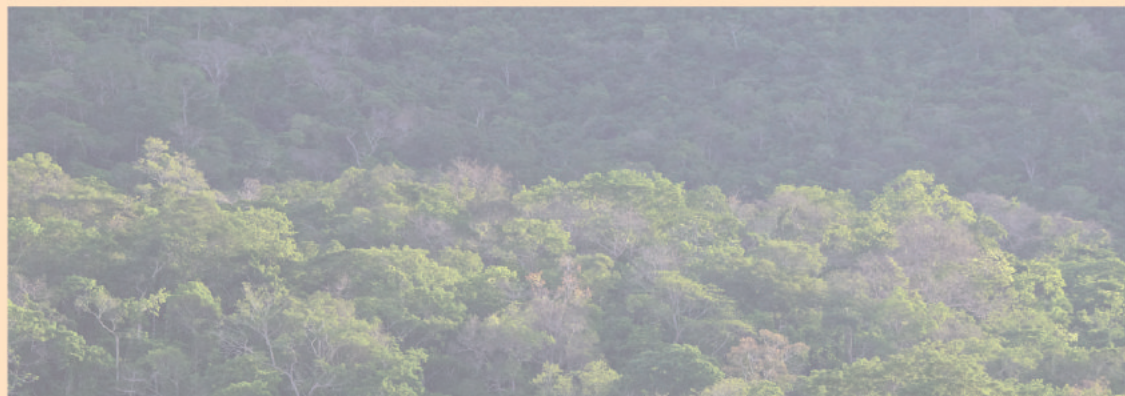
Noviembre de 2015

Diseño y diagramación:

Zona Comunicaciones S. A. C.



Guía de inventario de la fauna silvestre





Resolución Ministerial N° 057-2015-MINAM

19 MAR. 2015

Lima,

Visto, el Memorando N° 104-2015-MINAM/DVMDERN del Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales; así como el Informe N° 017-2015-MINAM/DVMDERN/DGEVFPN de la Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, y demás antecedentes; y,

CONSIDERANDO:

Que, según los artículos 66° y 68° de la Constitución Política del Perú, los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación; el Estado está obligado a promover la conservación de la diversidad biológica y de las áreas naturales protegidas;

Que, el literal i) del artículo 6° de la Ley N° 28245, Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental, señala que las competencias sectoriales, regionales y locales se ejercen con sujeción a los instrumentos de gestión ambiental, diseñados, implementados y ejecutados para fortalecer el carácter transectorial y descentralizado de la Gestión Ambiental, y el cumplimiento de la Política, el Plan y la Agenda Ambiental Nacional. Para este efecto, el CONAM debe asegurar la transectorialidad y la debida coordinación de la aplicación de estos instrumentos, a través de la elaboración de propuestas para la creación y fortalecimiento de los medios, instrumentos y metodologías necesarias para inventariar y valorizar el patrimonio natural de la Nación;

Que, el numeral 85.3 del artículo 85° de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente determina que la Autoridad Ambiental Nacional, en coordinación con las autoridades ambientales sectoriales y descentralizadas, elabora y actualiza permanentemente, el inventario de los recursos naturales y de los servicios ambientales que prestan; estableciendo su correspondiente valorización;

Que, según la Tercera Disposición Complementaria Final del Decreto Legislativo N° 1013, que aprueba la Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente, toda referencia hecha al Consejo Nacional del Ambiente – CONAM, o a las competencias, funciones y atribuciones que éste venía ejerciendo, se entenderá como efectuada al Ministerio del Ambiente; por lo que se constituye en la Autoridad Ambiental Nacional y ente rector del Sistema Nacional de Gestión Ambiental;

Que, el literal a) del artículo 3° del citado Decreto Legislativo detalla como uno de los objetivos específicos del Ministerio del Ambiente, asegurar el cumplimiento del mandato constitucional sobre la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, la diversidad biológica y las áreas naturales protegidas y el desarrollo sostenible de la Amazonía;



Que, asimismo, se tiene como uno de los objetivos del Eje de Política 1 – Conservación y Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales y de la Diversidad Biológica de la Política Nacional del Ambiente, aprobada por Decreto Supremo N° 012-2009-MINAM, lograr la implementación de instrumentos de evaluación, valoración y financiamiento para la conservación de los recursos naturales, diversidad biológica y servicios ambientales en el país;

Que, en tal sentido, el Ministerio del Ambiente a través de la Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural ha elaborado la "Guía de Inventario de la Fauna Silvestre", que tiene por finalidad contar con información estandarizada de la fauna silvestre en los grupos de mamíferos, aves, reptiles y anfibios para mejorar la gestión de los recursos naturales, diversidad biológica y servicios ecosistémicos;

Que, asimismo, en el marco de lo dispuesto en el Reglamento sobre Transparencia, Acceso a la Información Pública Ambiental y Participación y Consulta Ciudadana en Asuntos Ambientales, aprobado por Decreto Supremo N° 002-2009-MINAM; mediante Resolución Ministerial N° 177-2014-MINAM, la citada propuesta fue sometida a participación ciudadana, en virtud de la cual se recibieron aportes y comentarios; por lo que, corresponde emitir el presente acto resolutivo;

Con el visado del Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales, de la Secretaría General, de la Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, y de la Oficina de Asesoría Jurídica; y,

De conformidad con la Ley N° 28245, Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental; la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente; y el Decreto Legislativo N° 1013, que aprueba la Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente.

SE RESUELVE:

Artículo 1.- Aprobar la "Guía de Inventario de la Fauna Silvestre", que como Anexo forma parte integrante de la presente Resolución Ministerial.

Artículo 2.- Disponer la publicación de la presente Resolución Ministerial en el Diario Oficial El Peruano.

La presente resolución y su Anexo serán publicados, asimismo, en el Portal Web Institucional del Ministerio del Ambiente, en la misma fecha de publicación de la presente Resolución Ministerial en el Diario Oficial El Peruano.

Regístrese, comuníquese y publíquese.


Manuel Pulgar-Vidal Otálora
Ministro del Ambiente



Índice

	Pág.		
Introducción	8		
Capítulo 1			
Objetivos, finalidad y alcance	10		
Objetivo general	10		
Objetivo específico	10		
Finalidad	10		
Alcance	10		
Capítulo 2			
Marco legal e institucional	11		
Capítulo 3			
Consideraciones generales	13		
3.1. Temporada de inventario	13		
3.2. Perfil, número de personal en campo e institución depositaria	14		
3.3. Planificación y logística	15		
3.3.1. Acceso al área de muestreo	15		
3.3.2. Recopilación de información secundaria	15		
3.3.3. Material de preparación	15		
3.4. Georreferenciación de datos de campo	16		
3.5. Tratamiento de la fauna silvestre	16		
3.6. Inventario en Áreas Naturales Protegidas (ANP)	16		
Capítulo 4			
Inventario de mamíferos	17		
4.1. Esfuerzo de muestreo	17		
4.2. Métodos de inventario	17		
4.2.1. Mamíferos pequeños terrestres	17		
A. Tipos de registro	18		
i. Registro directo	18		
a. Trampas con el uso de cebos	18		
b. Trampas sin el uso de cebos	18		
B. Diseño de muestreo para mamíferos pequeños terrestres	19		
i. Por transectos	19		
C. Técnicas y métodos particulares por región natural	20		
4.2.2. Murciélagos	21		
A. Registro de murciélagos	21		
i. Captura de murciélagos	21		
ii. Detección acústica	21		
B. Diseño de muestreo	22		
i. Transectos con redes de niebla	22		
a. Redes de niebla en sotobosque	22		
b. Redes de niebla en dosel	23		
ii. Trampas arpa	24		
iii. Transectos para búsqueda de refugios	24		
a. Cuevas, minas y/o edificaciones humanas	24		
b. Por transectos	24		
iv. Registro acústico	25		
C. Técnicas y métodos particulares por región natural	25		
4.2.3. Mamíferos medianos y grandes	26		
A. Tipos de registro	26		
i. Directos	26		
a. Avistamientos	26		
b. Vocalizaciones	26		
ii. Indirectos	26		
a. Rastros y fotografías	26		
b. Entrevistas	26		
B. Diseño de muestreo	27		
i. Transectos	27		
a. Transectos de ancho fijo o fajas	28		
b. Transectos de ancho variable o transecto lineal	28		
C. Técnicas y métodos particulares por región natural	28		
Capítulo 5			
Inventario de anfibios y reptiles	32		
5.1. Esfuerzo de muestreo	32		
5.2. Métodos de inventario	33		
A. Tipos de registro	33		
i. Detección directa	33		
a. Búsqueda por encuentro visual (VES)	33		
b. Transectos de banda fija (TBF)	34		
c. Parcelas de hojarasca	35		
d. Cerca de desvío y trampas de caída	35		
e. Detección directa fuera de las técnicas de muestreo descritas	36		
B. Técnicas y métodos particulares por región natural	37		

Capítulo 6

Inventario de aves

40

6.1. Esfuerzo de muestreo	40
6.2. Métodos de inventario	40
A. Puntos de conteo (Ralph <i>et al.</i> , 1995)	40
B. Conteos directos	41
C. Búsqueda intensiva (modificación de Ralph <i>et al.</i> , 1996)	42
D. Listas de especies (Herzog <i>et al.</i> , 2002)	42
E. Transectos	42
i. Transectos lineales (Mikol, 1980)	42
ii. Transectos en franja (Seber, 1982)	43
F. Playback para especies poco conspicuas (Johnson <i>et al.</i> , 1981)	44
G. Redes de neblina (Karr, 1981)	44
i. Manipulación de las aves	45
H. Reproducción (Franke, Nolzco y León 2014b)	45
I. Búsqueda de nidos (Martin y Geupel, 1993)	45
J. Consideraciones para conteos de grupos especiales de aves	46
i. Aves que forman leks	46
ii. Aves rapaces	46
iii. Aves nocturnas	46
iv. Aves coloniales	46
v. Aves migratorias	47
vi. Bandadas	47
vii. Aves playeras	47
K. Técnicas y métodos particulares por región natural	47

Capítulo 7

Análisis de datos

51

7.1. Diversidad alfa	51
7.1.1. Riqueza específica (S)	51
A. Curva de acumulación de especies	51
i. Ecuación de Clench	52
ii. Modelo exponencial negativo	52
iii. Rarefacción	53
iv. Predicción y saturación de especies	54
a. Chao 1	54
b. Chao 2	55
c. Jackknife 1	55
d. Jackknife 2	55
7.1.2. Abundancia relativa	55

i. Frecuencia relativa	56
7.1.3. Índice de ocurrencia (Boddicker <i>et al.</i> , 2002)	56
7.1.4. Índice de actividad (Boddicker <i>et al.</i> , 2002)	57
7.1.5. Índices de diversidad	58
i. Índices de dominancia	58
a. El índice de Simpson	58
ii. Índices de equidad	59
a. Índice de Shannon-Wiener	59
b. Índice de Pielou	59
c. Índice de diversidad de Margalef	60
7.2. Diversidad beta	60
i. Índice de similitud de Jaccard	60
ii. Índice cualitativo de Sørensen	61
iii. Índice de Morisita-Horn	61
iv. Índice cuantitativo de Czekanowski (Sørensen)	62
7.3. Especies legalmente protegidas	62
A. Legislación nacional: Decreto Supremo n.º 004-2014-MINAGRI	62
i. Especies amenazadas	63
ii. Especies endémicas	63
iii. Otras	63
B. Listado de protección internacional	63
i. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES)	63
ii. Convención sobre especies migratorias (CMS)	63
C. Listado referencial	63
i. Lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN)	63
ii. Áreas de Aves Endémicas (EBA)	64
7.4. Especies indicadoras	64
7.5. Especies exóticas invasoras	64
7.6. Mapa de registro de fauna	64

Bibliografía

67

Mamíferos	67
Herpetofauna	70
Aves	74

Glosario

81

Introducción

El Perú es uno de los países con mayor diversidad de ecosistemas y de especies del planeta. Alberga 84 zonas de vida de las 117 que se reconocen en el mundo, comprendidas en una gran diversidad de climas, geoformas y tipos de vegetación (MINAM, 2010). En lo que respecta a la fauna silvestre, cuenta con 1 849 especies de aves (Plenge, 2014), 580 especies de anfibios (Frost, 2014), 452 especies de reptiles (Uetz y Hallermann, 2014) y 508 especies de mamíferos (Pacheco *et al.*, 2009). Esta riqueza natural le otorga al país importantes ventajas competitivas y responsabilidades sobre el uso sostenible y conservación de los recursos naturales y biológicos como patrimonio nacional y de la humanidad. El propósito de esta guía es desarrollar protocolos metodológicos apropiados para inventariar los mamíferos, anfibios, reptiles y aves del Perú.

Mamíferos

Los mamíferos se encuentran entre los vertebrados de más amplia distribución geográfica a escala global debido a su gran adaptabilidad a variados ámbitos geográficos. Globalmente, los mamíferos también incluyen una gran cantidad de especies amenazadas de forma directa por las actividades humanas, como la cacería y la destrucción de hábitats (Dirzo *et al.*, 2014). Las características geológicas, fisiográficas y climáticas propias del Perú propician que el país posea una gran diversidad de mamíferos, la cual probablemente supera las 508 especies hasta ahora detectadas en su territorio y que la ubica entre los cinco países más diversos del mundo en este grupo (Pacheco *et al.*, 2009). Sin embargo, los continuos avances de la taxonomía, el descubrimiento y descripción de nuevas especies, así como los nuevos reportes de distribución hacen necesaria la regular actualización de las bases de datos que documentan la diversidad, abundancia, y distribución de mamíferos en el Perú (Jiménez *et al.*, 2013; Escobedo y Velazco, 2012). El Perú es también muy rico en especies endémicas, la mayoría de ellas restringidas a las yungas de la vertiente oriental de los Andes y la selva baja (Pacheco, 2002; Pacheco *et al.*, 2009).

En el Perú, los inventarios de mamíferos se realizan principalmente en el ámbito de la investigación científica (*e. g.*, Pacheco *et al.*, 2011). Sin embargo, el incremento de proyectos de inversión en minería e hidrocarburos en la última década ha generado demanda de inventarios de mamíferos para las evaluaciones de impacto ambiental. La alta diversidad, la riqueza de endemismos y el alto grado de amenaza de extinción de muchas especies de mamíferos hacen que su detallada evaluación sea una necesidad.

Aves

Las aves son consideradas como indicadoras de la calidad del ambiente, ya que presentan diferentes grados de sensibilidad



a perturbaciones como la fragmentación del hábitat, los cambios estructurales del sotobosque (e. g., tala selectiva, proliferación de claros) y la degradación o recuperación de hábitats (Thiollay, 1997), entre otros. Las aves también proveen funciones ecosistémicas vitales. Por ejemplo, las semillas de la vasta mayoría de las plantas leñosas, arbustos, lianas y epífitas tropicales son dispersadas por aves que se alimentan de frutos (Jordano, 2000). Por otro lado, las aves insectívoras contribuyen enormemente a reducir las poblaciones de insectos y otros invertebrados (Marquis y Whelan, 1994).

Además de ser un grupo muy apropiado para la evaluación rápida de diversos hábitats, especialmente terrestres, debido a su general detectabilidad y existencia de guías de identificación impresas (Schulenberg *et al.*, 2010; Fjeldsa y Krabbe, 1990; Neotropical Birds, 2014; NatureServe, 2007), las aves son el único grupo para el que se cuenta con una base de datos cualitativa que incluye, para todas las especies peruanas, parámetros como sensibilidad a la disturbación, hábitats donde se reproduce la especie y abundancia general de la especie (Stotz *et al.*, 1996), que permiten una apropiada selección de especies clave o idóneas para monitorear los distintos hábitats, así como también seleccionar áreas clave (aquellas que deben recibir especial atención) (Franke *et al.*, 2014).

Anfibios y reptiles (Herpetofauna)

Los anfibios y reptiles son organismos que se encuentran virtualmente en todos los ambientes naturales de las zonas tropicales y subtropicales del mundo, donde la presencia y abundancia de algunas de sus especies reconocidas como indicadoras muestran señales de condiciones ecológicas “saludables” o sensibles a potenciales cambios ambientales ocasionados por actividades antropogénicas. En otras palabras, recabar información sobre la composición, abundancia y diversidad de las comunidades de anfibios y reptiles previa a cualquier acción humana significativa a efectuarse en determinada área, es uno de los elementos más básicos y retributivos dentro de los estudios de impacto ambiental, así como para la toma de decisiones respecto al mismo. La información base recopilada antes de cualquier acción humana suministra valores de base que permiten evaluar los impactos de las actividades para un manejo más efectivo.

Actualmente, en el país se realizan inventarios de la fauna silvestre utilizando diferentes objetivos, criterios, procedimientos y metodologías que imposibilitan la adecuada gestión del recurso, así como para compartir una base de datos estándar, de uso nacional.

El Ministerio del Ambiente (MINAM) es el organismo rector del sector ambiental y tiene entre sus funciones técnico-normativas el formular propuestas y aprobar lineamientos, normas, instrumentos o directivas de carácter nacional para el inventario, evaluación y valoración de los recursos naturales, la diversidad biológica y los servicios ambientales, con lo que propone su aprobación.

En este sentido, el MINAM ha elaborado la presente *Guía de inventario de la fauna silvestre*, de alcance nacional, en la cual se establecen los criterios y procedimientos básicos que orientan la realización de inventarios biológicos.

En este documento se detallan y estandarizan los procedimientos a seguir en el proceso de inventario de la fauna silvestre, así como los parámetros a obtener, como la riqueza específica, valores de abundancia, y frecuencia e índices de diversidad y de abundancia, entre otros.

Esta guía está referida al desarrollo del inventario de la fauna silvestre terrestre de mamíferos, anfibios, reptiles y aves, y para su realización se ha contado con el apoyo de investigadores del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. En el futuro, se elaborarán guías para otros grupos taxonómicos.

La aplicación de este instrumento es de alcance nacional, dirigido u orientado principalmente a los responsables de trabajar las líneas de base biológicas para los estudios ambientales que corresponda en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), así como en los estudios del medio biológico de la Zonificación Ecológica y Económica, entre otros.



Capítulo 1

Objetivos, finalidad y alcance

Objetivo general

Establecer los lineamientos básicos para el desarrollo del inventario de la fauna silvestre y contribuir de esta manera a la mejora de la gestión de los recursos naturales, la prevención de impactos ambientales y un patrimonio natural saludable.

Objetivo específico

Estandarizar los criterios y procedimientos para realizar inventarios de la fauna silvestre, que involucren a los grupos de mamíferos, aves, reptiles y anfibios en los diferentes ecosistemas terrestres que existen a en el ámbito nacional, a fin de contribuir a la línea base biológica de los estudios ambientales a los que les sea aplicable, estudios del medio biológico de la Zonificación Ecológica y Económica (ZEE) e inventarios en general de la fauna silvestre a nivel detallado.

Finalidad 1

Mejorar los procesos de inventario de la fauna silvestre en los grupos de mamíferos, aves, reptiles y anfibios, para contribuir a mejorar la gestión y uso sostenible de los recursos naturales.

Finalidad 2

Fomentar la adecuada formulación y evaluación de la línea base biológica de los estudios ambientales a los que les sea aplicable y estudios del medio biológico de la Zonificación Ecológica y Económica (ZEE)

Finalidad 3

Contar con información estandarizada de la fauna silvestre en los grupos de mamíferos, aves, reptiles y anfibios para mejorar la gestión de los recursos naturales, la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos.

Alcance

La presente guía constituye un documento de alcance nacional, dirigido a las instituciones públicas, instituciones privadas y sociedad civil, que formulen y evalúen la línea base biológica de los estudios ambientales a los que les sea aplicable en el marco del SEIA, estudios del medio biológico de la Zonificación Ecológica y Económica (ZEE) e inventarios en general de la fauna silvestre.



Capítulo 2

Marco legal e institucional

- Constitución Política del Perú
- Ley n.° 26821, Ley Orgánica para el Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales
- Ley n.° 26834, Ley de Áreas Naturales Protegidas
- Ley n.° 27308, Ley Forestal y de Fauna Silvestre
- Ley n.° 27446, Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental
- Ley n.° 28245, Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental
- Ley n.° 28611, Ley General del Ambiente
- Ley n.° 29763, Ley Forestal y de Fauna Silvestre (articulado vigente)
- Decreto Legislativo n.° 1013, que aprueba la Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente
- Decreto Supremo n.° 014-2001-AG, que aprueba el Reglamento de la ley n.° 27308
- Decreto Supremo n.° 038-2001-AG, que aprueba el Reglamento de la ley n.° 26834
- Decreto Supremo n.° 087-2004-PCM, que aprueba el Reglamento de Zonificación Ecológica y Económica
- Decreto Supremo n.° 008-2005-PCM, que aprueba el Reglamento de la ley n.° 28245
- Decreto Supremo n.° 030-2005-AG, que aprueba el “Reglamento para la Implementación de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) en el Perú”
- Decreto Supremo n.° 007-2008-MINAM, que aprueba el Reglamento de Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente
- Decreto Supremo n.° 012-2009-MINAM, que aprueba la Política Nacional del Ambiente
- Decreto Supremo n.° 019-2009-MINAM, que aprueba el Reglamento de la ley n.° 27446
- Decreto Supremo n.° 014-2011-MINAM, que aprueba el Plan Nacional de Acción Ambiental - Planaa Perú 2011-2021

- Decreto Supremo n.° 004-2014-MINAGRI, que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas
- Resolución Ministerial n.° 405-2014-MINAM, que aprueba la Agenda Nacional de Acción Ambiental - AgendAmbiente 2015-2016
- Decreto del Consejo Directivo n.° 010-2006-CONAM-CD, que aprueba la Directiva “Metodología para la Zonificación Ecológica y Económica”





3.1. Temporada de inventario

Debido a que en el país se tiene dos épocas muy características: seca y lluviosa, los inventarios de fauna silvestre se deben realizar al menos en dos temporadas por año: estación seca (o con un régimen de lluvias menor, entre mayo y agosto) y estación lluviosa (con mayor frecuencia y volumen de lluvias, entre los meses de diciembre a marzo), y evitar de preferencia los períodos transicionales; es decir, en un intervalo semestral, que debe coincidir con las dos temporadas.

No obstante, es importante mencionar que esta delimitación de meses es referencial y se debe ubicar geográficamente el área de estudio para establecer los límites más adecuados para dichas temporadas. Una referencia adecuada es proporcionada por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (Senamhi) por departamento (Senamhi, 2008).

En la zona costera norte del país, este patrón se mantiene, principalmente en el bosque seco ecuatorial; sin embargo, en el desierto costero central y sur, la ausencia de lluvias es constante, y la estacionalidad debe estar referida a la variación del ecosistema de lomas. Las lomas presentan una temporada húmeda entre los meses de julio y setiembre, y otra seca entre diciembre y abril.

Cabe mencionar que en años con características particulares como los eventos de El Niño, estos límites se modifican y se deben considerar estas variaciones en las fechas de evaluación.

Asimismo, es necesario indicar la excepcionalidad del inventario en dos temporadas donde se demuestre que el cambio de estación no afecta la integridad y desarrollo de la cobertura vegetal (estructura y composición florística), en las comunidades arbóreas, arbustivas y herbáceas como fuente de alimentación y refugio de la fauna silvestre. También se tendrá que indicar si entre una y otra temporada de inventario hay una diferencia no menor a tres meses, esto debido a que fechas muy cercanas no permiten evidenciar la variabilidad de la composición y abundancia de las poblaciones por unidad de vegetación, ya sea por hábitos reproductivos o de comportamiento.

En algunos grupos taxonómicos como los mamíferos, se recomienda que la evaluación se realice posterior al pico máximo de precipitación para evitar un sesgo en la toma de los datos de abundancia, riqueza y diversidad de especies. Ello, siempre y cuando se obtengan datos meteorológicos previos de la zona a evaluar. Asimismo, se recomienda realizar el inventario en época seca y húmeda. Considerando la diferencia entre ambas temporadas de inventario, al menos de tres meses.

3.2. Perfil, número de personal en campo e institución depositaria



- Responsable de conducir el inventario en campo y la elaboración del informe correspondiente.
- Debe ser profesional en biología, ingeniería forestal o medicina veterinaria.
- Con experiencia mínima de cinco años en evaluación de fauna silvestre.
- Debe contar con publicaciones científicas y estudios en el grupo taxonómico a evaluar.
- Debe contar con estudios de posgrado y estar habilitado por su respectivo colegio profesional.



- Deberá tener un grado mínimo de bachiller en biología, ingeniería forestal o medicina veterinaria.
- Con al menos un año de experiencia en procesos de inventario similares en la especialidad del grupo taxonómico a evaluar.

Inventario para grupos:



- Contar con un mínimo de un profesional responsable.
- Contar con uno o más asistentes.



- Considerar tres grupos de trabajo: **mamíferos pequeños terrestres, murciélagos y mamíferos medianos y grandes.**
- Para cada uno, contar con un profesional responsable y un asistente.



Para todos los grupos, es necesaria la ayuda de entre uno y dos apoyos locales¹.

Asimismo, las características de los profesionales del equipo técnico responsable del inventario deben considerar lo señalado en el Reglamento del Registro Nacional de Consultoras Ambientales, cuando se trate de estudios ambientales en el marco del SEIA.

Las muestras y especímenes colectados deben ser depositados en una institución registrada ante la autoridad competente, que asegure el mantenimiento y duración a largo término de las colecciones. La institución depositaria debe permitir la supervisión de la autoridad competente para asegurar las óptimas condiciones para el mantenimiento de los especímenes, así como verificar que los números de ingreso y del catálogo de la institución que figuran en los reportes, coincidan con los depósitos declarados.

¹ Apoyo local, se entiende como personal de la zona a inventariar (pobladores de localidades cercanas) que asisten en tareas no especializadas durante el trabajo de campo.

3.3. Planificación y logística

A continuación, se describen algunas actividades importantes que se deben tomar en cuenta durante la etapa de planificación y logística.

3.3.1 Acceso al área de muestreo

Previo al ingreso del equipo de profesionales al área de muestreo, es necesario que se realice una salida de campo para reconocer las características generales del paisaje, instalar transectos, parcelas, accesos, senderos, trochas, etc. Para determinados ambientes como selva baja o yungas, estos transectos deben abrirse como mínimo tres días antes del inventario, para tener mejor acceso a los lugares donde se realizará el mismo, y sobre todo minimizar la perturbación antrópica generada por la instalación del transecto con la consecuente subestimación del número de individuos y especies. El número de días es una propuesta estimada ante la escasez de información sobre el tiempo de apertura de transectos previo al proceso de inventario.

Es importante destacar que los inventarios de cada grupo taxonómico deben tener cuidado de la realización simultánea de sus actividades, debido a que requieren métodos muy distintos y que pueden confluir entre sí con respecto a la detección de especies, debido a que muchas son sensibles a la presencia humana y al ruido, lo cual afectaría los estimados de riqueza y abundancia. Asimismo, deberán contar con la autorización de quien corresponda para realizar las colectas y manipulación de especímenes en campo.

3.3.2 Recopilación de información secundaria

Previo al muestreo de campo, se debe levantar una base de especies que potencialmente podrían encontrarse en el área a evaluar (Barnett y Dutton, 1995; Bautista *et al.*, 2011) que incluya especies endémicas o amenazadas.

Para este propósito, los servidores electrónicos como NatureServe, GBIF y MaNIS son herramientas útiles, que permiten el acceso a la información sobre especímenes previamente capturados en zonas a evaluar y que han sido depositados en museos internacionales (AMNH, FMH, MVZ, etc.). Esta investigación debe complementarse con una revisión de literatura en publicaciones científicas e informes previos de evaluaciones ambientales realizados en el área específica o sus alrededores. A partir de dicha información, se procederá a elaborar una lista preliminar de las especies presentes en el área a inventariar.

3.3.3 Material de preparación

Para la realización del inventario, se debe contar con el material cartográfico necesario, incluyendo el *Mapa nacional de cobertura vegetal*, el cual podrá ser revisado en el siguiente link: <http://geoservidor.minam.gob.pe/geominam/visor>.

Los mapas deben tener una escala \geq a 1:25 000 para mostrar en detalle las unidades de vegetación, como se menciona en la *Guía de inventario de la flora y vegetación*.

3.4. Georreferenciación de datos de campo

Es necesario se levanten los datos de localización (coordenadas y altura) de los puntos de posicionamiento relevantes al inventario, según sea apropiado para la metodología utilizada. Esto incluye datos de posicionamiento de individuos observados y/o colectados en los inventarios, así como de las trampas, transectos, redes, etc.

La información generada debe ser ubicada en el sistema de coordenadas geográficas a partir del datum WGS 84. Si el ámbito de estudio no es muy amplio (como por ejemplo un distrito o un área protegida), es mejor utilizar el sistema de coordenadas planas, proyección UTM, referido a la zona UTM correspondiente al área.

3.5. Tratamiento de la fauna silvestre

El profesional a cargo debe proporcionar un tratamiento ético y adecuado durante la captura, toma de datos, colecta² o liberación de los animales, para lo cual requiere de entrenamiento básico en la disciplina, sobre todo cuando se trata de organismos con potencial tóxico (como anfibios, víboras y corales o naca naca, varias culebras). Asimismo, con algunos mamíferos que son considerados potenciales reservorios de patógenos peligrosos, como murciélagos y roedores. Para la colecta de estos especímenes, es indispensable el uso mínimo de equipos de bioseguridad como guantes y mascarillas durante el proceso de manipulación de los animales o durante la entrada a cuevas en el caso de búsqueda de refugios de murciélagos. La manipulación y colecta de especímenes seguirá los protocolos y estándares de bioseguridad para prevenir la posible diseminación de hongos como *Batrachochytrium dendrobatidis*, hongo causante de la declinación de anfibios a escala mundial. Por su parte, las botas de jebe deben ser desinfectadas con lejía antes del ingreso a la zona de estudio (Aguirre y Lampo, 2006). Por otra parte, la liberación de individuos se debe realizar preferentemente en el mismo lugar de captura o cerca del mismo, dependiendo de la movilidad del animal.

Las colectas y el número de especímenes a colectar, deben ser mínimas y solo en casos de incertidumbre taxonómica. Para el caso de especies CITES, se registrará en base a la normatividad vigente. Asimismo, se debe evitar la captura de hembras preñadas o en estado de lactancia.

Por último, se recomienda realizar un registro fotográfico de las especies observadas en campo.

3.6. Inventario de Áreas Naturales Protegidas (ANP)

En caso los inventarios involucren ámbitos dentro de áreas naturales protegidas, se tomará en consideración lo mencionado en la normativa vigente sobre la materia.

² Se realizará en caso estrictamente necesario para la determinación taxonómica. En el caso de especies amenazadas, considerar lo dispuesto en el D. S. n.º 004-2014-MINAGRI y la normatividad vigente.



Capítulo 4

Inventario de mamíferos

A continuación, se describirán las metodologías estandarizadas basadas en el conocimiento y experiencias de especialistas vinculados al área de mastozoología, las cuales han sido recopiladas a partir de información de diferentes estudios desarrollados por los mismos.

4.1. Esfuerzo de muestreo

Para fines de la presente guía, el esfuerzo de muestreo debe permitir registrar en campo una riqueza mayor al 50 % de los diferentes grupos de mamíferos de acuerdo a las curvas de acumulación de especies, o un mínimo de cinco días continuos por unidad de vegetación. El esfuerzo de muestreo será mayor cuando el estudio incluya ecosistemas frágiles y áreas naturales protegidas por el Estado.

4.2. Métodos de inventario

El grupo de mamíferos se ha dividido en tres subgrupos:

- Mamíferos pequeños terrestres
- Murciélagos
- Mamíferos medianos y grandes

El inventario de los distintos subgrupos de mamíferos debe contemplar un diseño de muestreo estratificado y dirigido al interior de las grandes unidades del Mapa nacional de cobertura vegetal, donde se ubiquen las diferentes formas de registro y/o captura en zonas con mayor presencia de mamíferos, *e. g.*, madrigueras, senderos, etc. (Jones *et al.*, 1996).

4.2.1 Mamíferos pequeños terrestres

Agrupar generalmente a diferentes taxones de mamíferos no voladores que poseen un peso aproximado menor a 1 kg en su etapa adulta (Barnett y Dutton, 1995). Incluye a los roedores, marsupiales y lagomorfos (Pacheco *et al.*, 2009). Por su conducta evasiva y hábitos nocturnos, su tamaño pequeño y coloración opaca o porque permanecen ocultos en refugios subterráneos o son arborícolas, se requiere su captura y determinación poscampo, en la cual se utilicen trampas y cebos (de ser el caso) para su identificación (Voss y Emmons, 1996).

A | Mamíferos pequeños terrestres

i. Registro directo

Las trampas son la herramienta básica más eficaz para la captura y registro de la diversidad de los mamíferos pequeños terrestres (Jones *et al.*, 1996; Voss y Emmons, 1996; Voss *et al.*, 2001). Su efectividad depende del comportamiento de los animales, las condiciones climáticas, la topografía, el tipo de trampa y la experiencia del profesional. Dependiendo del tipo de trampa, existen aquellas que involucran el uso o no de cebos.

a. Trampas con el uso de cebos

Los cebos actúan como atrayentes; el éxito de captura está relacionado a los olores atractivos que proporciona el cebo y se elaboran en base a diversos ingredientes, siendo el más efectivo el que contiene mantequilla de maní, comprobado en ambientes de selva baja (Hice y Velazco, 2013; Muñoz-Pedreros y Yañez, 2000). Sin embargo, la elección final de este u otro tipo de cebo va depender de la experiencia del evaluador y su conocimiento sobre los hábitos alimenticios del grupo a inventariar (Barnett y Dutton, 1995); se pueden ver algunos tipos de cebo en el tabla n.º 1.

El cebo se debe cambiar diariamente durante el tiempo que la trampa se mantenga instalada; pudiendo ser necesario, según sea el caso, volver a cebar debido a factores externos que puedan inutilizar el cebo, como lluvias intensas o insectos.

Las trampas que requieren cebo se dividen en trampas de captura viva (Trampas Sherman®, Trampas Tomahawk® y Havahart) y trampas de golpeo (Trampas Victor® y Trampas Museum Special®).

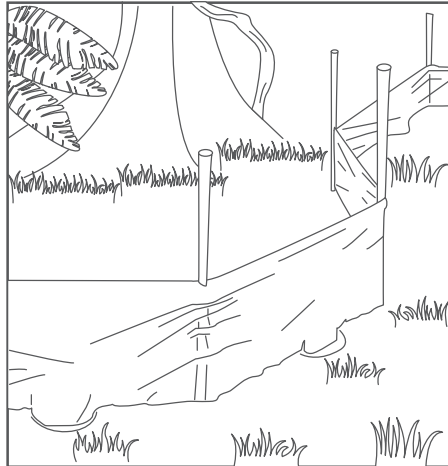
Cuadro n.º 1. Tipos de cebos utilizados para pequeños mamíferos terrestres	
Mamíferos	Tipo de cebo
Roedores: Ardillas	Nueces, semillas, mantequilla de maní, pan.
Ratas y ratones	Mantequilla de maní, avena, alpiste, pan, cereales, yuca cocida, miel, frutas propias de la zona.
Marsupiales: Marsupiales pequeños	Mantequilla de maní, sardina enlatada, carne fresca o enlatada, frutas propias de la zona.

Fuente: Gurnell y Pepper, 1994; Tirira, 1999; Fasola *et al.*, 2005; Gurnell *et al.*, 2009; Amador, 2010

b. Trampas sin el uso de cebos

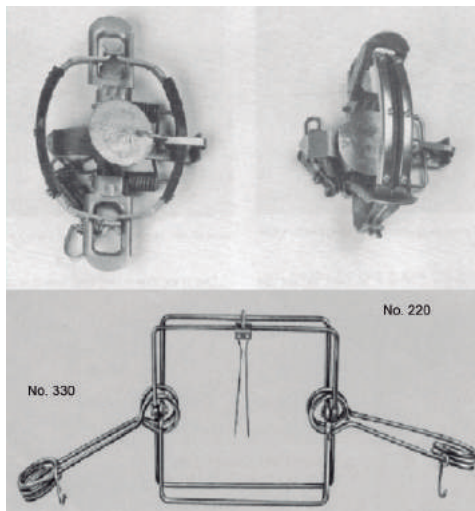
Estas incluyen las trampas de caída *pitfall* y las trampas de lazo cebo (Oneida Victor, n.º 10, Conibear®).

Figura n.º 1. Disposición de trampas pitfall



Fuente: modificado de Voss y Emmons, 1996

Figura n.º 2. Arriba: accionar de las trampas cebo suave "Victor". Abajo: accionar de la trampa Conibear®



Fuente: Gallina y López-González, 2011

B | Diseño de muestreo para mamíferos pequeños terrestres

i. Por transectos

Esta metodología es útil para realizar un inventario completo de mamíferos (Wilson *et al.*, 1996; Barnett y Dutton, 1995). Consiste en instalar o mantener activo cada día un mínimo de 4 transectos de trampas; cada uno de ellos con 30 estaciones de trampas, separadas entre ellas cada 10 o 15 m aproximadamente, a lo largo de una distancia mínima de 300 m durante la instalación del transecto (Pacheco *et al.*, 2007, 2011; Jones *et al.*, 1996). Cada estación de trampas debe tener una trampa de golpe (Museum Special o Víctor) y una trampa de caja (Sherman), colocadas dentro de un radio

aproximado de 2 m (Hoffman *et al.*, 2010). De esa forma, el número mínimo de la unidad muestras es 240 trampas-noche (TN) por cada día de muestreo.

En bosques primarios, los ecotonos deben ser considerados como un sitio de muestreo adicional, y la distancia mínima entre transectos dentro de un mismo hábitat no debe ser menor a los 100 m, con el fin de no alterar el éxito de trampeo (Barnett y Dutton, 1995; Hoffman *et al.*, 2010).

La instalación y dirección del transecto será, en lo posible, tratando de ubicar las trampas en línea, y que abarquen un solo tipo de unidad de vegetación, para que sea representativo y preferentemente en la entrada de huecos entre piedras o rocas, en galerías, en huecos de árboles, etc.

En ambientes arbóreos, las trampas deben ubicarse a diferentes alturas sobre el suelo, con el uso de poleas o al amarrar las trampas sobre las ramas con el fin de abarcar los diferentes estratos arbóreos donde se pueden encontrar roedores y marsupiales arborícolas. Asimismo, en cuerpos de agua como quebradas, pequeños arroyos y estanques, que deben ser incluidos dentro de los transectos del inventario (Barnett y Dutton, 1995).

Las trampas de caída o pitfall para mamíferos pequeños son también dispuestas en estaciones a lo largo de un transecto, y deben mantener una distancia de separación promedio de 100 m con otros transectos. La longitud del transecto con trampas de caída puede variar entre 10 y 50 m (Hoffman *et al.*, 2010), Voss y Emmons (1996) recomiendan ubicarlas cada 5 m, pero son igualmente eficaces cada 8 o 10 m (Pacheco, V., comm. pers.). El número de estaciones depende de la accesibilidad del terreno (espacio, presencia de rocas, vegetación, pendiente, etc.).

C | Técnicas y métodos particulares por región natural

Costa

Es necesario que se utilicen transectos con trampas de caja (Sherman) y golpe (Victor y/o Museum Special) por cada estación en sitios secos y abiertos, o con poca vegetación. En algunos ecosistemas donde la diversidad de mamíferos es bien conocida (*e. g.*, bosques secos), el uso de trampas de golpe ya no es necesario, y se deben incluso tener una mayor tasa de liberación de ejemplares (tabla n.º 3), con excepción de lomas poco exploradas.

Sierra

Es necesario tomar lo requerido para ecosistemas en costa, y agregar el uso de trampas de lazo cepto en algunos casos específicos (*e. g.*, registrar roedores llamados “tuco tucos”, de la familia *Ctenomidae*, que habitan en los pajonales andinos del sur). En los bosques andinos de la serranía (bosquecillos de alisos, queñoales o similares) y en los páramos también se pueden emplear trampas de *pitfall* o de hoyo (tabla n.º 3).

Selva

Es necesario aplicar todo lo anterior (costa y sierra), además de ubicar trampas en el estrato arbóreo. Con respecto al empleo de trampas *pitfall* o de hoyo, estas se dispondrán preferentemente en vegetación esclerófila, de arena blanca, sabana hidrofítica y en bosques no asociados a pacales.

En cuanto a los valores del esfuerzo de muestreo para mamíferos pequeños terrestres, estos se expresan como el número total de trampas por tipo (de captura viva y/o de golpe, o *pitfall*) que permanecen operativas durante cada noche de muestreo (Medina *et al.*, 2012; Pacheco *et al.*, 2011). El esfuerzo se expresa en trampas-noche (TN), porque las trampas permanecen activas de un día para otro. Ejemplo: si se colocan 120 trampas Victor y 120 trampas Sherman por noche, permaneciendo estas en el mismo lugar durante 5 noches consecutivas, el esfuerzo de captura realizado será de $240 \times 5 = 1\ 200$ trampas-noche o 1200 TN. Si se colocan 10 trampas de hoyo o *pitfall* durante 5 noches, el esfuerzo de captura será $10 \times 5 = 50$ baldes-noche o 50 BN (tabla n.º 3).

4.2.2

Murciélagos

La apariencia críptica y el comportamiento aéreo, evasivo y nocturno de los murciélagos (Barlow, 1999), hacen particularmente difícil su registro cuando están fuera de sus refugios.

A | Registro de murciélagos

El inventario de la fauna de murciélagos se realiza aplicando diversos métodos que implican en todos los casos la captura viva de los individuos. Entre los métodos de registro más conocidos se tiene el empleo de redes de niebla, redes de mano o mariposeras y trampas arpa (Jones *et al.*, 1996; Kunz *et al.*, 2009), las cuales son efectivas para las especies que habitan dentro de bosques. Mientras que el uso de equipos de detección acústica es utilizado para aquellas especies que son particularmente difíciles de registrar con los métodos convencionales de captura, como los que habitan espacios abiertos (Kalko y Aguirre, 2007). La combinación de ambos métodos favorece un inventario completo de la fauna local de especies.

i. Captura de murciélagos

Se realiza utilizando redes de niebla, redes de mano y trampas arpa dispuestos en la entrada de refugios o lugares de forrajeo. La forma de instalación y configuración de las redes se realizará de acuerdo a las características del lugar.

ii. Detección acústica

Para la identificación de gran parte de murciélagos se debe de evaluar las ecolocaciones mediante detectores acústicos o ultrasonidos, debido a que estas llamadas presentan características particulares que difieren de cada grupo taxonómico (familia, género e incluso especies), puede ser aprovechada durante el proceso de inventario (Kalko y Aguirre, 2007).

Sin embargo, las características del hábitat, dieta, modo de forrajeo, comportamiento e historia evolutiva influye en la plasticidad de las llamadas, observándose variaciones dentro de una misma especie (Denzinger *et al.*, 2004), es por ello, con el fin de evitar una determinación ambigua de la especie se debe tener un repertorio de grabaciones (biblioteca acústica) considerando diferencias ecológicas y ambientales (morfología del ala, características del vuelo, hábitat, localidad, etc.) de las especies (Korine y Kalko, 2001).

Al no contar actualmente con una biblioteca acústica completa o en desarrollo, la utilización de este método no solo servirá para inventariar especies con información existente, sino que además fomentará la generación de información para la biblioteca acústica.

B | Diseño de muestreo

i. Transectos con redes de niebla

El número mínimo de la unidad muestral es 10 redes de niebla por noche de muestreo y unidad de vegetación, dispuestas en dos transectos de 5 redes cada una y con una separación promedio de 20 m entre una y otra (tomando en cuenta el punto medio de cada red de niebla). De colocarse dos redes juntas, ambas deben ser consideradas como independientes para el análisis del esfuerzo de muestreo. Los transectos deben estar dispuestos en sitios representativos, de la topografía y vegetación, procurando se encuentren separados al menos unos 200 m; pero igualmente el especialista determina las distancias *in situ*. Las redes deben cambiarse cada cierto tiempo de lugar variando, su dirección o moviéndolas a distancias cortas a fin de evitar que la liberación de individuos afecte el éxito de captura. Adicionalmente, es necesario colocar una red a nivel de dosel.

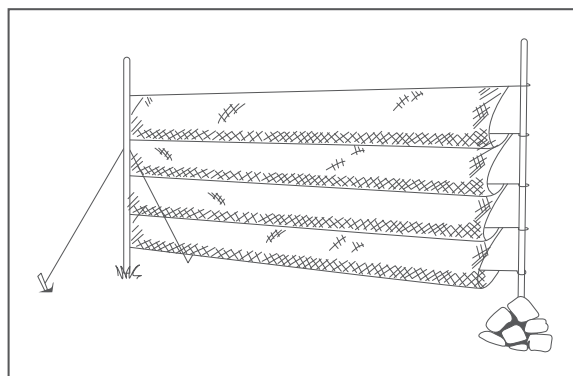
La captura debe realizarse durante la actividad de forrajeo de los murciélagos (Jones *et al.*, 1996), por ello, las redes deben ser instaladas entre las 17:30 y 18:00 horas para capturar aquellas especies que inician su actividad antes de la puesta de sol.

El tiempo de revisión de las redes no debe ser mayor a los 30 minutos (Kunz *et al.*, 2009) y debe ser realizado por al menos dos personas para evitar el daño a las redes y el estrés en los animales agilizando el retiro de los murciélagos (Aguirre, 2007). Para evitar el descenso de las redes colocadas a nivel de dosel durante cada revisión, estas deben ser revisadas utilizando linternas con una iluminación de gran alcance para visualizar a los murciélagos capturados en las partes altas del bosque. Debido a que las especies presentan picos de actividad en distintos horarios, se recomienda la apertura de la red hasta las 00:00 horas, cumpliendo como mínimo cinco noches de muestreo efectivo: 1 noche efectiva = 6 horas (Aguirre, 2007).

a. Redes de niebla en sotobosque

Son utilizadas esencialmente para el registro de murciélagos de la familia Phyllostomidae (Voss y Emmons, 1996). Este tipo de redes deben ser colocadas en el sotobosque a una altura no mayor a los 3 m utilizando varillas de aluminio o carrizos a ambos extremos (Aguirre, 2007a; Voss y Emmons, 1996), en sitios donde haya mayor probabilidad de captura, colocando las redes en paralelo, perpendicular o atravesando las vías de vuelo que por lo general son espacios abiertos presentes en los caminos, senderos, así como cerca de fuentes de agua y sitios de alimentación (Kunz *et al.*, 1996; Voss y Emmons, 1996).

Figura n.º 3. Red de niebla instalada a nivel de sotobosque



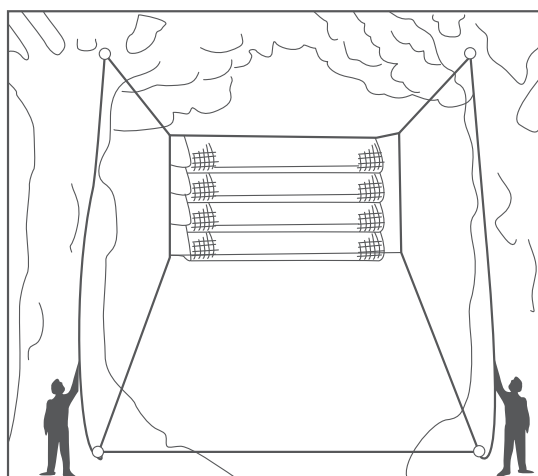
Fuente: Nagorsen y Peterson, 1980

b. Redes de niebla en dosel

En determinados ambientes, es necesario complementar el uso de redes en sotobosque con la instalación de redes de dosel, puesto que la composición y abundancia de especies difiere entre ambos tipos de estratos arbóreos (Voss y Emmons, 1996). La colocación de redes a nivel de dosel se da en forma horizontal o vertical. En ambos casos, es necesario buscar un espacio libre (claros o árboles emergentes), para lanzar las cuerdas y suspender las redes. Las redes de dosel colocadas de forma horizontal requieren la ubicación de dos ramas, con una distancia de separación mayor a la longitud de las redes para que estas se mantengan tensas durante el muestreo; mientras que las redes colocadas en forma vertical requieren el uso de solo una rama de árbol. La instalación de las redes en ambos casos se logra mediante un sistema de poleas y equipos (Hoffman *et al.*, 2010; Kunz *et al.*, 2009).

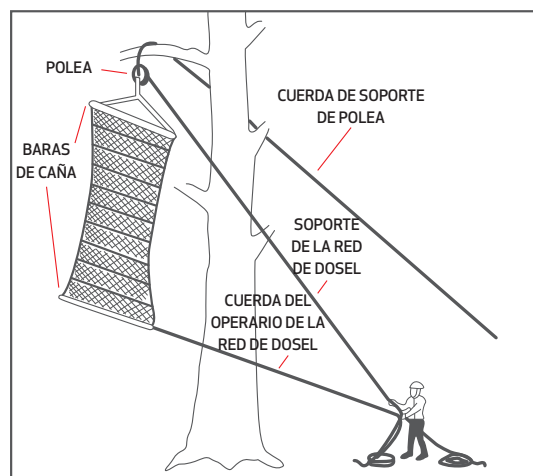
Es necesario considerar que el número mínimo de 10 redes por unidad de vegetación, es la suma de las dos tipos de redes, de acuerdo a las necesidades del área a inventariar, pudiendo ser 5 redes de niebla en el dosel y 5 en sotobosque.

Figura n.º 4. Instalación de red de dosel horizontal



Fuente: Kunz y Kurta, 1988, modificado por Tirira 1999

Figura n.º 5. Instalación de red de dosel vertical

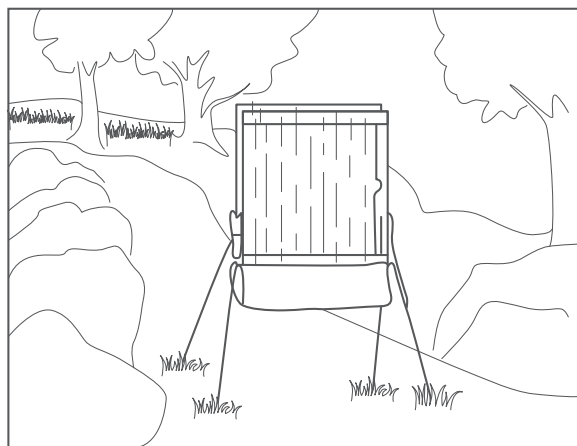


Fuente: Munn, 1991

ii. Trampas arpa

Usualmente constan de dos marcos rectangulares metálicos o de PVC de 2 m x 1,8 m de ancho, colocados de forma paralela con una separación de 4 a 6 cm. Cada marco presenta una serie de monofilamentos verticales de hilos de nylon tensionados, dispuestos a unos 2,5 a 3 cm de separación. Los murciélagos chocan contra los hilos y caen a una bolsa de tela que pende de los marcos, los murciélagos se retiran inmediatamente evitando la agresividad y depredación entre individuos de diferentes especies (Aguirre, 2007b; Jones *et al.*, 1996). Se utilizan en lugares de alta concentración de murciélagos (cuevas, minas, socavones, huecos de árboles), por la facilidad de extracción de murciélagos (Mitchell-Jones y Mc Leish, 2004).

Figura n.º 6. Trampa arpa instalada en un sendero



Fuente: Kunz y Kurta, 1988

iii. Transectos para búsqueda de refugios

a. Cuevas, minas y/o edificaciones humanas

Para el muestreo de murciélagos en sus dormitorios se recomienda el empleo de al menos una trampa arpa (en lugar de redes de niebla) debido a la gran concentración de murciélagos dentro de estos lugares, entre las 18:00 y 20:00 horas, periodo durante el cual los murciélagos inician su actividad de forrajeo.

b. Por transectos

Para la búsqueda de refugios en bosque, se recomienda instalar un transecto lineal de inventario diurno, recorriéndolo a un ritmo de aproximadamente a 1 km/hora, a ambos lados de los transectos de ida y vuelta, haciendo un total de 2 a 3 km por día. La búsqueda se hace básicamente al nivel del suelo entre 0-5 m de altura, observando detalladamente los lugares potenciales como: cavidades en árboles, hojas de Musaceas y Arecaceas, cavernas, entre otros (Graham, 1988; Fenton *et al.*, 2000; Kalko *et al.*, 2006). Después de ubicar estos potenciales refugios se verifica la presencia de murciélagos con el uso de varillas delgadas y linternas para perturbar el lugar. De confirmada la presencia de murciélagos en el refugio se procede a colocar una red de niebla en los alrededores, posteriormente mediante una perturbación mínima se espera la salida de los individuos para atraparlos en la red. De no poderse capturar a los individuos, la toma de fotos o

registro de vocalizaciones en el refugio pueden ser útiles para ayudar a la determinación de especies. Para la clasificación de los refugios se sigue el criterio de Kunz y Lumsden (2003).

iv. Registro acústico

Previo al inventario en campo con detectores acústicos, se debe de elaborar una biblioteca acústica de diversas especies de murciélagos que incluya un repertorio de las llamadas de ecolocación en diferentes ambientes (Rivera-Parra y Burneo, 2013).

Debido a la facilidad de transporte de estos equipos, el registro de las llamadas de ecolocación de los murciélagos se realiza usando detectores con grabación pasiva o activa. Los equipos de grabación pasiva son colocados en el sitio seleccionado, donde graba de forma automática cada vez que pasa un murciélago. Con los equipos de grabación activa se escucha las llamadas de ecolocación en tiempo real, seleccionando y grabando aquellos de interés para el profesional que evalúa. En ambos casos, los equipos de grabación pueden ser ubicados fuera de los refugios o en sitios de forrajeo.

Las grabaciones de las llamadas de ecolocación, usualmente se realizan sin seguir un patrón de diseño de muestreo (transectos, puntos, etc.). Este involucra la realización de recorridos con al menos una hora de grabación por día durante la fase de actividad de los murciélagos (Orozco-Lugo *et al.*, 2013; Williams-Guillén y Perfecto, 2011).

C | Técnicas y métodos particulares por región natural

A continuación se presentan algunas consideraciones en la metodología según el tipo de región donde se ubique el área a inventariar. Se debe de considerar la descripción realiza por el componente de vegetación.

Costa y sierra

El uso de redes de niebla, registros acústicos y trampas arpa pueden ser empleados en ambas regiones naturales si las condiciones del sitio lo ameritan. El uso de redes de niebla a nivel de dosel así como los registros acústicos son recomendables para los Bosques subhúmedos de Tumbes mientras que las trampas arpa en aquellos lugares con evidencia de refugios en ambientes naturales o edificaciones humanas (tabla n.º 4).

Selva

En esta región natural se recomienda principalmente el uso de redes de niebla a nivel de sotobosque y dosel en las diferentes unidades de cobertura vegetal, a excepción de aquellos lugares desprovistos de vegetación arbórea. Mientras que el empleo del registro acústico se recomienda para evaluaciones en espacios abiertos. El uso de las trampas arpa es recomendado principalmente en los bosques de selva alta o yungas.

El esfuerzo de muestreo para murciélagos, debe ser medido por el número de redes operativas por noche (RN) de inventario, considerando redes estándares de 12 m de largo x 2,5 m ancho (Pacheco *et al.*, 2007; Medina *et al.*, 2012) y 6 m en espacios reducidos (*e. g.*, quebradas, entradas a cuevas, etc.). Ejemplo: si 10 redes se abren en el mismo lugar por cinco noches, el esfuerzo se debe medir como 10 redes x 5 = 50 redes-noche o 50 RN (tabla n.º 4).

Existen diversos métodos para inventariar la presencia, distribución y abundancia de este grupo de mamíferos, desarrollados tanto para hábitats abiertos donde se pueden observar fácilmente como en hábitat cerrados como los bosques (Voss y Emmons, 1996).

A | Tipo de registro

Para los fines de un inventario se emplea una combinación de técnicas que permiten reunir evidencias para determinar las especies de mamíferos mayores y medianos existentes en el área, conocidas como de observación directa e indirecta.

i. Directos

a. Avistamientos

Implica la visualización directa de los ejemplares, en un grado tal que permita una determinación correcta de la especie.

b. Vocalizaciones

Son consideradas como parte de la observación directa (Pereira *et al.*, 2011), aunque no se tenga el contacto visual con la especie. La grabación de vocalizaciones es una herramienta muy importante para el registro de algunos mamíferos especialmente primates y cérvidos (Tirira, 1999; Bautista *et al.*, 2011). Su uso debe ser complementario a los otros métodos de detección mencionados.

ii. Indirectos

a. Rastros y fotografías

Los registros de mamíferos medianos y grandes se realizan usualmente a través de huellas, heces, refugios, huesos, pelos, rasguños, madrigueras y otros (Wilson *et al.*, 1996; Krebs *et al.*, 2008), puesto que gran parte de este grupo de mamíferos son animales terrestres de comportamiento tímido, presentes en baja densidad y por lo general se desplazan de forma solitaria o en grupos reducidos (Tellería, 1986). Entre los métodos más frecuentes de registro indirecto se encuentran las trampas de pelo y/o trampas de huellas y las trampas cámara.

Se recomienda colocar como mínimo 10 trampas cámara por unidad de vegetación, distribuidas en dos transectos con una distancia de separación de 500 m entre ambos. Cada transecto contará con cinco cámaras, con unos 100 m de separación, ubicados en los caminos y lugares de posible tránsito de los animales incluyendo abrevaderos, collpas, quebradas, etc. Una vez instaladas las trampas cámara es importante revisar el estado de las baterías y la tarjeta de memoria, para que puedan permanecer operativas por al menos 10 días por unidad de vegetación.

b. Entrevistas

Las entrevistas son realizadas a los pobladores locales de manera informal sin estructura específica, que no involucren el uso de cuestionarios, cartillas o libretas que puedan desorientar o confundir

al entrevistado. Primero, se debe pedir a los pobladores locales que describan a las especies presentes en el área de la forma más detallada posible y luego contrastar la información con láminas, procurando obtener detalles morfológicos y ecológicos que ayuden a la determinación taxonómica de la especie. La presencia de la especie debe estar respaldada por el hábitat y la altitud adecuada, es decir debería ser esperada en la zona. Sin embargo, en lo posible se debe tratar de conseguir restos de los animales cazados o utilizados por la comunidad local con el fin de respaldar la información obtenida durante las entrevistas.

B | Diseño de muestreo

i. Transectos

Consiste en recorrer un sendero exclusivo para el inventario de mamíferos, observando y anotando todas las especies presentes hacia ambos lados del transecto. Los transectos deben abarcar en lo posible los diferentes microhábitats presentes en la unidad de vegetación, por lo que no son necesariamente dispuestos en línea recta. La distancia recorrida de los transectos puede presentar una longitud variable, pero en ambientes de relieve relativamente plano (*e. g.*, bosques de llanura amazónica), los transectos tengan una longitud entre 4 y 5 km para permitir la presencia de mamíferos mayores (costa, sierra y selva), o al menos no menor a los 2 km cuando la topografía es abrupta (*e. g.*, bosque montano), con el fin de obtener un esfuerzo de 20 km por unidad de vegetación. Deben de mantener una distancia mínima de 500 m entre transectos instalados dentro de una misma unidad de vegetación, con el fin de no alterar el éxito de registro.

Los recorridos dentro del transecto se deben realizar por una o dos personas en los horarios de mayor actividad de las especies, manteniendo una velocidad entre 1,0 y 1,5 km/hora, preferentemente entre las 5:00 y 10:00 horas de la mañana para especies diurnas y entre las 18:00 y 22:00 horas de la noche para las nocturnas. Mayores detalles se pueden encontrar en Peres (1999) y Wallace (1999). Estas consideraciones generales son para transectos de ancho fijo o fajas y transectos de ancho variable o lineal.

En el caso de observación directa por visualización de los individuos, estos se registran midiendo (con telémetro o wincha de 50 m) la distancia perpendicular desde el borde lateral del transecto hasta la ubicación del animal o hasta el centro geométrico del grupo de animales, o la distancia desde el observador al animal y el ángulo de observación con respecto a la línea del transecto, siempre y cuando se utilice el programa *Distance* para estimar la densidad de los individuos. Sin embargo, para inventarios y estimación de la actividad de los individuos no es indispensable tomar los datos de distancia, y se registra solo el número máximo de individuos y su determinación correcta.

La información a recabar en cada uno de los transectos, debe incluir el tipo de registro (visual, huellas, etc.), la hora de avistamiento, el tipo de hábitat en el que fue registrada cada especie. A continuación se detallan dos métodos de instalación de transectos para el inventario de mamíferos medianos y grandes.

a. Transectos de ancho fijo o fajas

En los transectos de ancho fijo se registran todos los animales observados a lo largo del sendero o transecto de inventario con un ancho predeterminado, a modo de faja. La toma de datos y la longitud del transecto sigue las recomendaciones inicialmente establecidas. El ancho de la faja debe determinarse según la visibilidad transversal, es decir, la distancia a la cual se estima se tiene una probabilidad de 100 % de detección de un individuo; pudiendo ser hasta 100 m a cada lado del transecto como máximo en ambientes abiertos. Este método se aplica para la determinación de la densidad de individuos de mamíferos medianos y grandes.

b. Transectos de ancho variable o transecto lineal

En este método, la probabilidad de avistar un animal depende de la distancia a la cual se encuentra el animal. Los animales más cercanos a la línea del transecto tienen una mayor probabilidad de ser visualizados que los animales más alejados del transecto (Buckland *et al.*, 1993). Aquí se registran todos los animales observados a lo largo del transecto, midiendo las distancias perpendiculares al transecto de todos los individuos observados. Los transectos lineales constituyen un método de muestreo donde se puede estimar la presencia, abundancia, actividad y densidad poblacional de grandes mamíferos (Buckland *et al.*, 1993; Wallace, 1999). Los datos de densidad poblacional son considerados como datos complementarios a los estudios de línea base de mamíferos medianos y grandes, principalmente de aquellos que se desplazan en grandes grupos.

C | Técnicas y métodos particulares por región natural

Los métodos descritos para el registro de mamíferos medianos y grandes pueden ser aplicados a todos los tres tipos de región (costa, sierra y selva en sus respectivas unidades de coberturas vegetales).

Cuadro n.º 2. Resumen de algunas técnicas de inventario de mamíferos

	Mamíferos pequeños terrestres		Murciélagos		Mamíferos medianos y grandes terrestres	
	Transecto	Transecto	Transecto	Transecto para búsqueda de refugio	Registro acústico	Transectos de ancho fijo
Diseño	Transecto	Transecto	Transecto	Transecto para búsqueda de refugio	Registro acústico	Transectos de ancho fijo
Metodología	Estaciones de trampeo: trampa de golpe (Museum Special o Victor) y de caja (Sherman). Distancia entre estaciones 10-15 m	Trampas pitfall	Redes de niebla (separación 20 m dentro del transecto m) Sotobosque: altura no > 3 m	Altura de 0-5 m sobre el nivel del suelo	No existe un patrón definido	
Radio	2 m					
Longitud	300 m	10-50 m (50 metros con 8-10 baldes)		2 a 3 km por día		Separación entre trampas 100 m
Ancho						
Distancia entre transectos	100 m	5-10 m	200 m			500 m
Número	4 transectos, 30 estaciones de trampas	Dependiendo de accesibilidad del terreno.	10 redes de niebla (divididas en dos transectos)			Mínimo 10 trampas cámara por unidad de vegetación, distribuidas en dos transectos
Tiempo			30 min para revisión. Mínimo de 6 horas de muestreo por noche	Velocidad 1 km/h	Recorrido por lo menos 1h tiempo actividad murciélagos	

Fuente: Elaboración propia

Cuadro n.º 3. Técnicas de inventario de mamíferos pequeños terrestres por región y unidad de cobertura vegetal

Región natural	Unidad de cobertura vegetal	Trampas de caja (Sherman)	Trampas de golpe (Victor y/o Museum Special)	Trampas pitfall	Trampas cepto
Costa (desecado-árido)	Tilandial	X	X		
	Loma	X	**		
	Bosque seco ribereño	X	X		
Costa (superárido-semiárido)	Bosque seco ¹	X	X		
	Manglar	X	X		
Costa (subhúmedo)	Bosque subhúmedo de montaña	X	X	X	
Sierra (subhúmedo-superhúmedo)	Bosque ²	X	X	e.g, bosques de alisos, queñoales	
	Jalca	X	X		
	Páramo	X	X	X	
	Pajonal andino	X	X		X
	Bofedal	X	X		
Sierra (árido-perhúmedo)	Matorral arbustivo	X	X		
	Cardonal	X	X		
Amazonía tropical (selva baja)	Bosque ³	X	X	X	
	Vegetación esclerófila de arena blanca (varillal)	X	X	X	
	Pacal	X	X		
	Sabana hidroftica	X	X	X	
Yungas (selva alta)	Bosque ⁴	X	X	e.g, bosques que no presentan paca	
	Palmeral de montaña	X	X		
	Bosque de montaña basimontano con paca	X	X		
Matorral		X			

Fuente: Elaboración propia

¹ Comprende los distintos tipos de bosque seco

² Comprende los distintos bosques relictos y montanos

³ Comprende los distintos bosques de terraza, de colina, esclerófilo, inundable, con paca, semideciduo, etc.

⁴ Comprende los distintos bosques de terraza, inundable, basimontano, montaña, con paca, etc.

Cuadro n.º 4. Técnicas de inventario de murciélagos por región

Región natural	Unidad de cobertura vegetal	Redes de niebla	Registro acústico	Trampas arpa
Costa (desecado-árido)	Tilandisial	X	X	**** ****
	Loma	X	X	
	Bosque seco ribereño	X	X	
Costa (superárido-semiárido)	Bosque seco ¹	X	X	****
	Manglar	X	X	
Costa (subhúmedo)	Bosque subhúmedo de montaña	X (dosel y sotobosque)	X (en espacios abiertos)	****
Sierra (subhúmedo- superhúmedo)	Bosque ²	X	X	**** **** **** ****
	Jalca	X	X	
	Páramo	X	X	
	Pajonal andino	X	X	
	Bofedal	X	X	
Sierra (árido-perhúmedo)	Matorral arbustivo	X	X	**** ****
	Cardonal	X	X	
Amazonia tropical (selva baja)	Bosque ³	X (sotobosque y dosel) ^a	X (en espacios abiertos)	
	Vegetación esclerófila de arena blanca (varillal)	X (sotobosque y dosel)	X (en espacios abiertos)	
	Pacal	X	X (en espacios abiertos)	
	Sabana hidrofitica	X	X	
Yungas (selva alta)	Bosque ⁴	X (sotobosque y dosel) ^a	X (en espacios abiertos)	****
	Palmeral de montaña	X	X	
	Bosque de montaña basimontano con paca	X	X (en espacios abiertos)	
	Matorral	X	X	

Fuente: Elaboración propia

¹ Comprende los distintos tipos de bosque seco

² Comprende los distintos bosques relictos y montanos

³ Comprende los distintos bosques de terraza, de collina, esclerófilo, inundable, con paca, semidecíduo, etc.

⁴ Comprende los distintos bosques de terraza, inundable, basimontano, montaña, con paca, etc.

** Por si las condiciones lo ameritan (cuando hay evidencia de refugios cercanos en ambientes naturales y/o construcciones humanas).

^a Con excepción de las redes de dosel en bosques con presencia de pacales.



Capítulo 5

Inventario de anfibios y reptiles

Esta sección de la guía tiene como objetivo mostrar las consideraciones mínimas para la realización de Inventarios de anfibios y reptiles, lo cual permitirá la obtención de resultados confiables en aspectos taxonómicos mediante la correcta implementación de las metodologías recomendadas; más aun siendo una de las etapas más importantes dentro de estudios ambientales, Zonificación Ecológica y Económica (ZEE), etc. que es la de recabar información cualitativa y cuantitativa previa a cualquier actividad humana relacionada a proyectos de inversión.

La información indicada en esta sección de la guía se fundamenta en literatura especializada y experiencia de campo de especialistas que han aportado en el diseño de esta sección; el documento provee un marco teórico básico para el desarrollo de inventarios biológicos. Así también se recalca la importancia de la temperatura y precipitación influye en el patrón de actividad de este grupo de vertebrados por lo que la temporalidad (húmeda y seca) debe ser precisada, evaluada y comparada.

Es necesario mencionar que los anfibios y reptiles cumplen roles importantes dentro del ecosistema, siendo los anfibios valiosos indicadores de la calidad ambiental y desempeñan múltiples funciones dentro de ecosistemas acuáticos y terrestres (Blaustein y Wake, 1990; Stebbins y Cohen, 1995), además de cumplir dos papeles fundamentales, el biológico (abundancia en biomasa, consumidores de materia vegetal-animal, presa para otros vertebrados, flujo de energía y ciclo de nutrientes), y el socio-económico (bioquímico, control de enfermedades, comercio y folklore) (Lips *et al.*, 2001). De la misma manera, los reptiles son organismos altamente especializados a determinadas condiciones térmicas y en algunos casos se sitúan en la cima de la cadena trófica de sus ecosistemas ya que son magníficos consumidores (buenos controladores) de artrópodos, aves, mamíferos, entre otros (Torres-Gastello y Córdova, 2014). La alta diversidad de anfibios y reptiles que habitan en el Perú, en particular en los Andes Tropicales, es una de las más grandes del planeta (Lehr *et al.*, 2012; Catenazzi *et al.*, 2013), este reconocimiento conlleva a asumir un compromiso de protección frente a numerosos factores antropogénicos como la destrucción del hábitat y la introducción de especies invasoras no nativas.

5.1. Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo viene a ser la cantidad total de unidades de muestreo desplegadas o efectuadas en un determinado hábitat, ecosistema o área de interés, y en una ubicación temporal determinada; la implementación de las unidades de muestreo tiene como finalidad establecer o conocer ciertas características de una comunidad, población animal (riqueza, abundancia por ejemplo) u otros elementos (Magurran y Mc Gill, 2011).

En el mundo existen algunos métodos para determinar cuál es el esfuerzo de muestreo adecuado para un estudio de inventario, sin embargo la mayoría de ellos se basan en estudios previos (como en el caso de curvas de acumulación de especies) o estudios piloto (Magurran y Mc Gill, 2011) y en el caso del Perú muchas veces son escasos.

El uso previo de referencias topográficas (mapas de unidades o formaciones vegetales, isolíneas de altura, entre otras) y los estudios básicos existentes, junto con la experiencia de los investigadores, proporciona la base para el muestreo en un área determinada (Elzinga *et al.*, 1989; Magurran, 2004). Debido a que los estudios de inventario de fauna por lo general están limitados por ámbitos geográficos y de tiempos, los métodos de muestreo seleccionados deben ser eficaces y maximizados, por ello el esfuerzo de muestreo debe suceder en periodos de tiempo que permitan registrar a la mayoría de los taxones (Magurran y Mc Gill, 2011; Rueda *et al.*, 2006). Posteriormente a los muestreos, las curvas de acumulación de especies son una herramienta útil para corroborar la eficacia de los inventarios (Soberón y Llorente, 1993).

Para fines de un inventario de línea base biológica para Herpetología, se necesita utilizar métodos integrados y rápidos que permitan con precisión identificar: las comunidades de herpetofauna presentes en el lugar de interés, las poblaciones de especies amenazadas como caimanes, tortugas, lagartijas y ranas, especies con rangos de distribución, reducidas, además de determinar si estas comunidades son de alta prioridad a nivel regional o mundial.

El esfuerzo de muestreo establecido en cada unidad de muestreo será mayor cuando el estudio incluya ecosistemas frágiles y áreas naturales protegidas por el Estado.

5.2. Métodos de inventario

Para el inventario de anfibios como reptiles terrestres, se utilizan un conjunto de técnicas estándar muy similares entre sí, sin embargo el análisis deberá ser separado (anfibios y reptiles).

Es necesario que las técnicas seleccionadas generen datos de riqueza y abundancia de especies que sean comparables con datos publicados en ecosistemas similares al que se va a evaluar. Este procedimiento facilitará la comparación e interpretación de resultados provenientes de evaluaciones a través del tiempo. Para anfibios y reptiles existen varias publicaciones que presentan datos provenientes de muestreos estandarizados, una publicación reciente (Catenazzi y von May, 2014) presenta una lista de algunas localidades y hábitats estudiados en el Perú. Para el trabajo de campo es necesaria la participación de dos herpetólogos, los cuales conformen dos equipos, cada uno conformado por un herpetólogo y un asistente local.

Por otra parte, es necesario conocimiento previo de la historia natural y ecología que se tiene de las especies a inventariar.

A | Tipos de registro

Para los fines de un inventario se emplea una combinación de técnicas que permiten reunir evidencias para determinar las especies de anfibios y reptiles existentes en el área.

i. Detección directa

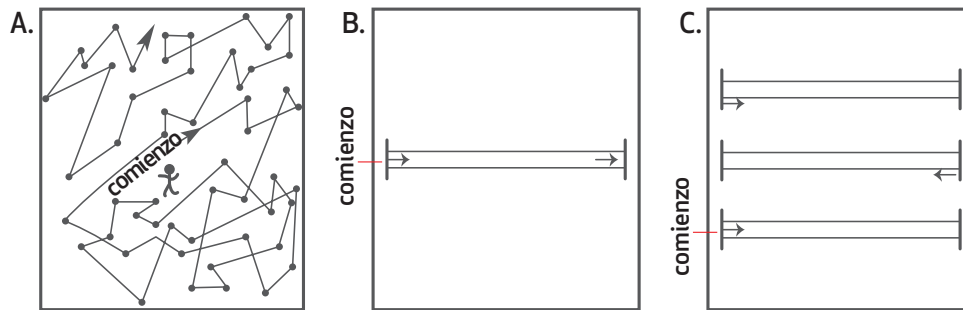
a. **Búsqueda por encuentro visual (VES)**

Esta técnica debe ser entendida como una evaluación limitada o estandarizada por tiempo de búsqueda. Este método es ampliamente conocido y es citado comúnmente como VES por sus siglas en inglés *Visual Encounter Survey* (Heyer *et al.*, 1994), y en español como búsqueda por encuentro visual o REV (Relevamiento por encuentro visual) (Rueda *et al.*, 2006).

Los datos registrados puede emplearse para determinar la riqueza, composición y la abundancia relativa (Crump y Scott, 2001; Icochea *et al.*, 2001; Rueda *et al.*, 2006). El tiempo de muestreo por unidad de muestreo, según el hábitat y la experiencia en campo, puede oscilar entre 20 a 30 minutos (horas/hombre), y consta de una búsqueda con desplazamiento lento y constante, revisando vegetación, cuerpos de agua, piedras, rocas y diverso material que sirva de refugio a los especímenes dentro de un hábitat determinado. Esta técnica debe realizar tanto de día como de noche (Córdova *et al.*, 2009), pues permite localizar a las especies diurnas durmiendo en la vegetación baja (Doan, 2003; Schlüter y Pérez, 2004). Cada unidad de muestreo debe estar espaciada como mínimo 50 metros.

Este método es útil para registrar especímenes acuáticos, terrestres y arborícolas como anfibios, salamandras, lagartijas, lagartos, culebras y tortugas. Es inapropiado para el registro de especies que están adaptados a la vida subterránea y al dosel de los árboles (Rueda *et al.*, 2006; Crump y Scott, 2001). Debe de evitarse hacer los inventarios cerca de caminos y trochas usadas por pobladores locales.

Figura n.º 7. Diseño de la búsqueda por encuentro visual. A: diseño de caminatas aleatorias y las camina en secuencia por un determinado número de metros, determinados aleatoriamente. B-C: diseño en línea, se establece una única línea (B) o múltiples líneas en paralelo (C), y se muestrean sistemáticamente las áreas a cada lado del sendero



Fuente: Heyer *et al.* 1994

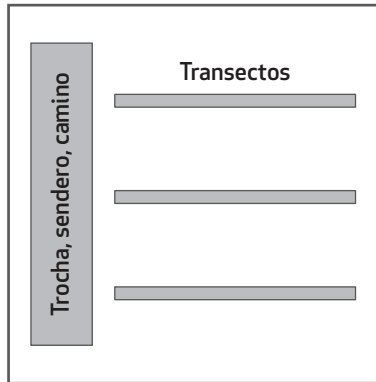
b. Transectos de banda fija (BTF)

Cada unidad de muestreo puede presentar áreas de 50 metros de largo por dos metros de ancho en zonas agrestes y de poco acceso, hasta 100 metros de largo y dos metros de ancho en zonas abiertas y accesibles. Los transectos son idealmente rectos y establecidos 24 horas antes del primer día de inventario. El tiempo de muestreo oscila entre 30 a 45 minutos (horas/hombre). Los transectos estarán dispuestos de forma perpendicular y alejada entre 5 y 10 m del acceso, camino o trocha de desplazamiento generado por el equipo de avanzada (Icochea *et al.*, 2001; Córdova *et al.*, 2009; Lips *et al.*, 2001). Están espaciados unos de otros entre 50 y 250 metros (Rueda *et al.*, 2006; Doan, 2003; Lips *et al.*, 2001; vonMay *et al.*, 2010) (figura n.º 8).

Mediante esta técnica se realizan recorridos efectuando búsquedas minuciosas a una velocidad constante contabilizan los anfibios y reptiles registrados en forma visual y auditiva (Jaeger, 2001; Icochea *et al.*, 2001), El mismo transecto se debe evaluarse de día y de noche.

Un error común consiste en establecer los transectos a lo largo de caminos empleados por pobladores locales; estos senderos o trochas influyen positiva o negativamente en la presencia de varias especies de anfibios (Rueda *et al.*, 2006; von May *et al.*, 2010), dándonos una visión distorsionada de la realidad, por lo que se debe evitar evaluarlos.

Figura n.º 8. Distribución ideal de los transectos de banda fija en función al camino y entre ellos



Fuente: Claudia Torres, 2013

c. Parcelas de hojarasca

Este método es citado en inglés como *Quadrat Sampling* (Jaeger e Inger, 1994) y en español como “parcelas de hojarasca, parcelas o cuadrantes” (Lips *et al.*, 2001; Rueda *et al.*, 2006).

Para la implementación de esta técnica se recomienda emplear pequeñas parcelas cuadrangulares, de cinco metros de lado (5 x 5 m) para aumentar el número de réplicas en espacios accesibles; y parcelas grandes de 10 metros de lado (10 x 10 m) lo cual aumenta la probabilidad de encontrar numerosos animales (Jaeger e Inger, 1994; Lips *et al.*, 2001; Catenazzi y Rodríguez, 2001). El tiempo de muestreo debe oscilar entre 30 a 60 minutos (horas/hombre) y está en relación a la complejidad del área muestreada. La parcela debe evaluarse solo de día.

Es una técnica muy útil para muestrear especies de anfibios, lagartijas pequeñas y serpientes que emplean diversos microhábitats como (hojarasca, musgo, raíces, piedras, bromelias y troncos), los cuales están presentes en un área relativamente homogénea. La búsqueda dentro de una parcela requiere de un equipo de dos o más personas (cuatro personas deben revisar parcelas de 10 x 10 m). El equipo removerá mediante búsqueda intensiva la hojarasca y toda cubierta sobre el suelo, empezando por los extremos del límite de la parcela hacia el centro (y viceversa) hasta cubrir toda el área, y capturando cualquier animal que se encuentre.

Los animales capturados deberán colocarse en una bolsa de plástico con aire y con hojarasca húmeda. Una vez limpia la parcela los animales se identificarán, pesarán, medirán y se liberarán en un área cercana; una vez hecho esto, el equipo deberá colocar la hojarasca nuevamente en la parcela para minimizar el disturbio causado debido a que este tipo de muestreo puede ser ampliamente perjudicial para el hábitat (Doan, 2003; Lips *et al.*, 2001).

La ventaja de este método laborioso es que permite llevar manos y ojos cerca del objeto a buscar, así mismo la efectividad del método se reduce en hábitats con cobertura densa y en terrenos irregulares o escarpados de difícil acceso. Las parcelas con cerco (plástico u otro material) tienden a ser más efectivas que las sin cerco (Howard y Christman, 1982; Reynolds *et al.*, 1997).

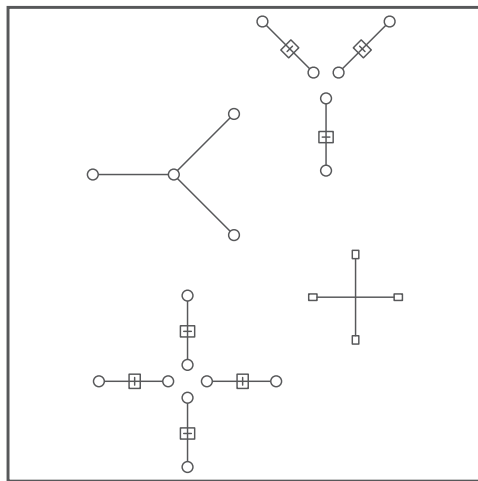
d. Cerca de desvío y trampas de caída

Este método es ampliamente conocido y es citado en inglés como *Pitfall Traps*, el nombre extendido es *Straight-Line Drift Fences and Pitfall Traps* (Corn, 1994), y en español como “Cercas de conducción en línea recta y trampas de foso o trampas de puerto unidireccional” (Rueda *et al.*, 2006).

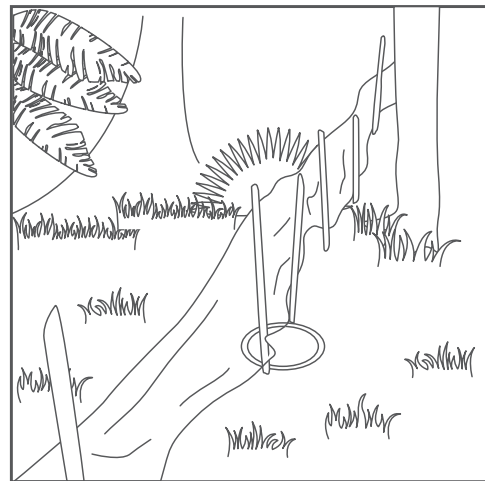
Esta técnica emplea barreras de plástico a modo de cerca (0,8-1 m de altura), las cuales cumplen la función de interceptar a los individuos que se desplazan por la superficie del terreno y los conducen a una trampa de caída, usualmente un recipiente de plástico de tres a 20 litros (Corn, 1994; Rueda *et al.*, 2006; Aguirre, 2011). Este tipo de muestreo sirve para determinar riqueza, es útil para el registro de especies terrestres con escasa capacidad trepadora o escaladora y semifosoriales (Blomberg y Shine, 2006; Rueda *et al.*, 2006). La técnica también es empleado como trampas de captura viva (marcado y captura).

La longitud de la cerca puede variar dependiendo del ambiente en que se instale, por lo general mayor igual a 10 metros (Corn, 1994; Rueda *et al.*, 2006; Rodríguez, 2008; Aguirre, 2011). Los agujeros excavados en el suelo que albergan las trampas deben ser un poco más hondos que el recipiente, y que tengan topes (*e. g.*, piedras) entre el recipiente y el suelo, para que el agua pueda ser eliminada eficientemente. Las cercas pueden contener de dos a seis baldes, las mismas que estarán separadas entre cinco a diez metros. Cada balde requiere orificios de drenaje para permitir la salida del agua (Aguirre, 2011; Rueda *et al.*, 2006). Estas trampas se colocan por un mínimo de cuatro días y se revisan periódicamente (cada seis a ocho horas), esto para evitar que los organismos sean depredados o logren escapar (Calderon-Mandujano, 2011). Se revisa regularmente sobre todo inmediatamente después de una fuerte lluvia, dado que los animales atrapados (anfibios, reptiles, pequeños mamíferos e invertebrados) podrían ahogarse en exceso de agua.

Figura n.º 9. Esquema del diseño de distribución de las trampas de caída



Fuente: Rueda *et al.* 2006



Fuente: Víctor Morales

e. Detección directa fuera de las metodologías descritas

Los llamados también registros oportunos (RO) u oportunistas o casuales, son observaciones que contribuyen al conocimiento sobre la ocurrencia de anfibios y reptiles en una localidad (Manzanilla *et al.*, 2000); sin embargo y a pesar que frecuentemente producen valiosos registros por localidad, su aporte no debe ser considerado para los índices de diversidad (Manzanilla *et al.*, 2000). Los datos obtenidos deben ser incluidos para la evaluación cualitativa (composición, curva de acumulación de especies y similitud). Los registros oportunos deben ser organizados en una tabla donde se debe indicar la identificación de la especie, sexo, hora de registro, descripción de actividad observada del animal, hábitat, coordenadas, código de fotografías y descripción del microhábitat.

Cuadro n.º 5. Resumen de algunas técnicas de inventario de anfibios y reptiles

Diseño	Búsqueda por encuentro visual	Transectos de banda fija	Parcelas de hojarasca	Cerca de desvío y trampas de caída
Longitud		50 m a 100 m	5 a 10 m	mayor o igual a 10 m
Ancho		2 m	5 a 10 m	
Alto				0,8 a 1 m
Volumen del balde				3 a 20 l
Distancia entre ellos	50 y 250 m	50 y 250 m	50 y 250 m	5 y 10 m
Unidades muestrales (diario)	20 - 40	20 - 40	20 - 40	2 - 6
Tiempo	20 a 30 minutos	30 a 45 minutos	30 minutos (5 x 5 m), 60 minutos (10 x 10 m)	Revisión: c/6 u 8 horas

Fuente: elaboración propia

La tabla n.º 5 y n.º 6 presentan las metodologías propuestas para realizar evaluaciones herpetológicas. Estas metodologías son divididas en principales (+) y complementarias (X), de acuerdo al grado de complejidad de la unidad de cobertura vegetal a evaluar. Cabe mencionar, que dentro de una misma unidad de cobertura vegetal se pueden registrar distintos hábitats con diferente grado de complejidad, sin embargo, para fines de estandarización se ha optado por realizar recomendaciones metodológicas a nivel de unidad de cobertura vegetal.

B | Técnicas y métodos particulares por región natural

Las metodologías principales propuestas por unidad de cobertura vegetal son usadas para medir la composición de especies, abundancia relativa, diversidad, asociación de hábitats y actividad. Son técnicas de inventario comúnmente utilizadas y que permiten en corto tiempo hacer inventarios de grandes áreas.

Por otra parte, en cuanto a las metodologías complementarias, se encuentran las parcelas de hojarasca, las cercas de desvío y trampas de caída.

Las parcelas de hojarasca son indicado como complementario, son útiles para cuantificar la densidad de especies terrestres, este método exige mucho trabajo y exige desbrozar toda el área si fuese el caso, además las parcelas de hojarasca son difíciles de establecer en terrenos caracterizados por laderas con mucha pendiente. Las parcelas son útiles en programas de monitoreo para cuantificar la densidad de especies terrestres (Lips *et al.*, 2001), evaluaciones de patrones de diversidad específica, rangos de distribución altitudinal y densidad de especies a lo largo de gradientes altitudinales (Catenazzi y Rodríguez, 2001).

Asimismo la técnica de las cercas de desvío y trampas también considerado complementario, funcionan bien en tierras libres de actividad antrópica (ganado o vandalismo). Estas cercas se construyen con material costoso y su instalación requiere de cierto trabajo. Son útiles para monitorear poblaciones de anfibios y reptiles terrestres que son poco conspicuos pero que se sospecha se distribuyen en un área amplia (Lips *et al.*, 2001).

El especialista lo puede establecer si encuentra hábitats potenciales con presencia de especies terrestres y si cuenta con la logística necesaria.

Cuadro n.º 6. Metodologías de evaluación herpetológica por tipo de unidad de cobertura vegetal				
Unidad de cobertura vegetal	Búsqueda por encuentro visual*	Transectos de banda fija*	Parcelas de hojarasca†	Cerca de desvío y trampas de caída†
Bosque seco ribereño (algarrobal) Bosque seco tipo sabana Bosque seco de lomada Bosque seco de piedemonte Bosque seco de colina baja y alta Bosque seco de montaña Manglar	+	+		
Bosque subhúmedo de montaña (Tumbes)	+	+		x
Serranía esteparia	+		x	
Pajonal de puna	+		x	
Páramo, Jalca	+		x	
Selva alta	x	+	x	x
Selva baja	x	+	x	x
Sabana hidrofítica	x	+		x
Desierto costero **	+	+	x	

Fuente: elaboración propia

+ metodología principal

x metodología complementaria

* metodología principal

† metodología complementaria

**Considerado en la memoria descriptiva del Mapa nacional de cobertura vegetal. También se considera tilandsiales y lomas

Tomando en cuenta las premisas mencionadas, se presentan los esfuerzos de muestreo mínimos representativos por temporada (húmeda y seca) para caracterizar la herpetofauna de una unidad de cobertura vegetal. Cabe mencionar que este esfuerzo de muestreo es destinado a cada unidad de cobertura vegetal presente en el área de estudio del proyecto de inversión y distribuidos en cada uno de los hábitats presentes, por lo tanto se recomienda seguir un modelo estratificado por tipo de formación vegetal o hábitat en las evaluaciones, para poder planificar y distribuir adecuadamente el esfuerzo de muestreo en el área de estudio.

En la tabla n.º 7 se presenta el esfuerzo de muestreo por metodología y unidad de cobertura vegetal mediante el número de unidades muestrales. El esfuerzo de muestreo está planificado para dos especialistas, con un promedio diario de ocho a diez unidades muestrales cada uno y por temporada de evaluación. Las metodologías deben ser reconocidas como principales y complementarias, no se incluye el esfuerzo para las metodologías complementarias debido a que son opcionales.

Cuadro n.º 7. Esfuerzos de muestreo mínimo por metodología y unidad de cobertura vegetal				
Unidad de cobertura vegetal	Búsqueda por encuentro visual*	Transectos de banda fija*	Parcelas de hojarasca†	Cerca de desvío y trampas de caída†
Bosque seco ribereño (algarrobal)	30	15		
Bosque seco tipo sabana				
Bosque seco de lomada				
Bosque seco de piedemonte				
Bosque seco de colina baja y alta				
Bosque seco de montaña y lomas				
Manglar				
Bosque subhúmedo de montaña (Tumbes)	30	15		
Serranía esteparia	30			
Pajonal de puna	30			
Páramo, Jalca	40			
Selva alta		30		
Selva baja		30		
Sabana hidrofítica		30		
Desierto costero **	20			

Fuente: elaboración propia

Nota. El esfuerzo de muestreo presentado es por temporada.

+ metodología principal

† metodología complementaria

**Considerado en la memoria descriptiva del Mapa nacional de cobertura vegetal. También se considera tilandsiales y lomas

En líneas generales se debe emplear un mínimo de dos técnicas de muestreo para cada área de inventario, de modo que complementen la toma de información del inventario (Halliday, 2006; Mandelej *et al.*, 2006).



Capítulo 6

Inventario de aves

Es necesario garantizar que los programas de evaluación (y monitoreo) se diseñen bajo un marco conceptual y metodológico que proporcione información cualitativa y/o cuantitativa comparable, para que puedan contribuir eficientemente a las gestiones de manejo y conservación de recursos naturales por parte de las instituciones reguladoras. Así, el presente documento está enfocado en proporcionar las herramientas y pautas para planificar y conducir protocolos estandarizados de evaluaciones ornitológicas que conlleven a resultados robustos, replicables, y con alto poder predictivo. Si bien el punto focal de la guía es la evaluación, se describen para aves métodos y variables más pertinentes a estudios de monitoreo, que responde a la estrecha relación que hay entre la metodología y el análisis de variables para evaluaciones y monitoreos, y a la importancia de considerar en el diseño, de ser posible, información que sirva de base para estudios a largo plazo.

El propósito de esta guía no es introducir conceptos, métodos de campo o análisis nuevos de aves, sino más bien, proporcionar una recopilación actualizada de aquellos que son más adecuados, relevantes, y acordes con nuestra realidad nacional. Recomendamos la lectura de Camus y Lima (1995), Ralph (1996), Tellería (1986, 2004), Vos *et al.* (2000), Moreno (2001), Feinsinger (2004), y Villareal *et al.* (2006). Dado que los métodos y análisis recomendados son considerados estándar y ampliamente utilizados, no incluimos una descripción detallada de los mismos pero proporcionamos referencias básicas en cada sección, para que la persona interesada pueda profundizar en la metodología o análisis que necesite emplear.

6.1. Esfuerzo de muestreo

Para fines de la presente guía, el esfuerzo de muestreo debe permitir registrar en campo una riqueza aproximada mayor del 50 %. El esfuerzo de muestreo por cada unidad muestral debe tener en cuenta las consideraciones de cada metodología como se expresa en el capítulo correspondiente, y como mínimo debe tener 5 réplicas por unidad de cobertura vegetal. Una forma apropiada para medir el esfuerzo mínimo es realizar una curva de rarefacción (método explicado más adelante en la presente guía).

El esfuerzo de muestreo será mayor cuando el estudio incluya ecosistemas frágiles y áreas naturales protegidas por el Estado.

6.2. Métodos de inventario

A | Puntos de conteo (Ralph *et al.*, 1995)

El conteo por puntos resulta ser eficaz en todo tipo de terrenos y hábitats. El método permite estudiar los cambios anuales en las poblaciones de aves en puntos fijos, las diferentes composiciones específicas según el tipo de hábitat, y los patrones de abundancia de cada especie. Este método se recomienda como primera opción en los estudios de avifauna siempre que se especifique las características de tiempo de duración de cada evento, distancia mínima entre puntos, horario de evaluación, coordenadas geográficas de los puntos y otras características del método que

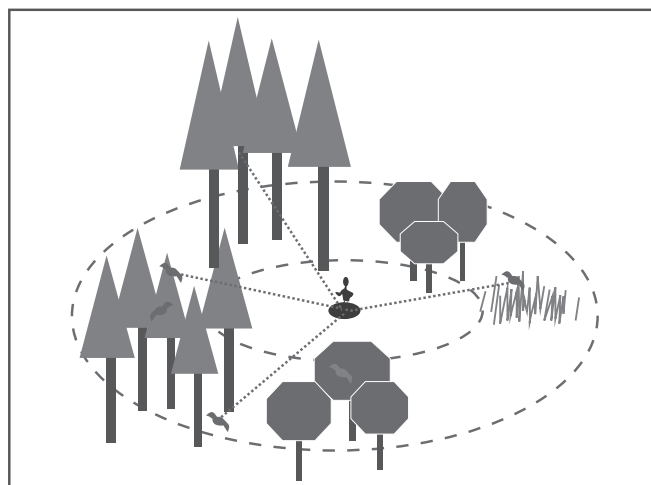
haga posible replicar el muestreo. Los puntos de conteo han sido exitosamente aplicados para evaluaciones de aves en costa (Salinas *et al.*, 2007), sierra (Salinas, 2007) y selva.

En el método de puntos de conteo, el evaluador permanece en un punto en donde toma nota de todas las especies e individuos vistos y oídos, en un tiempo entre 10 a 15 minutos (Ralph *et al.*, 1997). El horario de evaluación no debe pasar de 4 horas matinales y/o 3 horas antes del anochecer para censar toda la ruta de puntos. Si se trata de varios observadores debe realizarse una previa calibración para disminuir el error inducido por diferentes capacidades de detección.

El número mínimo de puntos de conteo para un censo se estima en 20, con una distancia mínima entre ellos de 200 m en áreas de bosque y 500 m o más cuando los puntos se encuentran a lo largo de carreteras y se recorren con un vehículo (Ralph *et al.*, 1996). Se registrará el número del punto, coordenadas, fecha, hora del día, especies en el orden de ser detectadas. De cada especie detectada se registra el número de individuos y la distancia de avistamiento. Recomendamos, adicionalmente, registrar también el modo de detección y el comportamiento general del ave durante la detección.

Una variante del método muy utilizada, son los *puntos de conteo con radio fijo*, que consiste en contar todos los individuos detectados dentro de un radio de 25 m para bosques tropicales y en lugares ruidosos (debido por ejemplo a la presencia de un arroyo, cascada, etc.). En ambientes de mucha visibilidad, como en gran parte del litoral, islas, desiertos y otros ambientes de la costa y la puna se recomiendan radios fijos más amplios de 100 m. La principal desventaja que presenta este método es que solo se registran las aves comprendidas en el ámbito del radio predeterminado, desestimando a las presentes más allá de éste como aves grandes voladoras.

Figura n.º 10. Puntos de conteo con radio fijo



Fuente: <http://www.pwrc.usgs.gov/Point>

B | Conteos directos

Este método es aplicable en algunos casos particulares, donde las Se aplica en especies son fácilmente detectables, con distribución agregada y en hábitats abiertos en los que hay buena visibilidad (*e. g.*, aves acuáticas, aves playeras y/o, aves coloniales como pingüinos). En el inventario, primero se identifica la especie, el número y distribución de grupos, y posteriormente se cuenta el número de individuos dentro de cada grupo. Este método cuenta todas las especies

en una colonia de anidamiento, o en hábitats acuáticos asumiendo que los individuos presentes pertenecen a una población por lo que se considera un método directo.

C | Búsqueda Intensiva (modificación de Ralph *et al.*, 1996)

Este método puede considerarse como complementario. Los censos por búsqueda intensiva consisten en una serie de tres censos de 20 minutos cada uno, en tres áreas distintas que el observador recorre por completo en busca de aves. Si es que se escucha un ave que no es identificada por el canto se puede buscar al ejemplar y observar con binoculares para mejorar su identificación. Sin embargo, el observador debe prepararse previamente para identificar la mayoría de las especies de la zona. El área recorrida total debe tener por lo menos tres parcelas de cerca de tres hectáreas cada una en caso de bosques y de 10 o más hectáreas si son hábitats abiertos.

En bosques tropicales densos se pueden utilizar parcelas de 1 o 2 hectáreas. Las áreas evaluadas deben ser georreferenciadas para futuros censos comparativos. El censo se debe realizar no más tarde de cinco horas después del amanecer. Cada parcela se debe recorrer por completo en 20 minutos deteniéndose o desviando el camino para identificar las especies cuando fuera necesario. Se anotan todas las aves vista u oídas en el área. El censador puede grabar sus observaciones o dictarlas a un acompañante. Deben ser censadas las tres áreas del mismo modo para completar el método. Aves detectadas fuera de las parcelas se deben registrar aparte (Ralph *et al.*, 1996).

D | Listas de especies (Herzog *et al.*, 2002)

Las *lista de 20 especies (L20)* o *lista MacKinnon* (Mackinnon y Phillips, 1993; Poulsen *et al.*, 1997; Fjeldså, 1999; Bibby *et al.*, 1999; O'Dea *et al.*, 2004; Herzog *et al.*, 2002) es un método de relevamiento para detectar especies y estimar su frecuencia relativa en hábitats con áreas relativamente pequeñas y con estructura y diversidad vegetal complejas y terreno heterogéneo (Terborgh *et al.*, 1990; Poulsen *et al.*, 1997; Herzog *et al.*, 2002). Aunque el método es conocido como listas de 20 especies, el número puede ser 5, 10, 15, etc.

El método consiste en registrar especies de manera visual y auditiva en recorridos por trochas o senderos establecidos, contando las especies hasta completar una lista de 20 especies, con un distanciamiento entre cada lista de 250 m. Cada L20 es la unidad muestral (Herzog *et al.*, 2002) y el número de veces que aparece una especie en todas las L20 permite establecer la abundancia relativa de la especie. Si se evalúan diferentes unidades de vegetación, se recomienda tener el mismo número de listas para poder compararlos de forma pareada, sin embargo es necesario considerar que cada L20 debe comenzar y terminar dentro de una misma unidad de vegetación.

E | Transectos

El método de transectos es similar al de puntos de conteo con la diferencia de que el evaluador registra las aves detectadas mientras camina en línea recta o dentro de una franja, sin retroceder, detenerse o mirar hacia atrás (figura n.º 11, A y B). Puede utilizarse como alternativo al método de puntos de conteo cuando el ambiente sea abierto y ampliamente homogéneo.

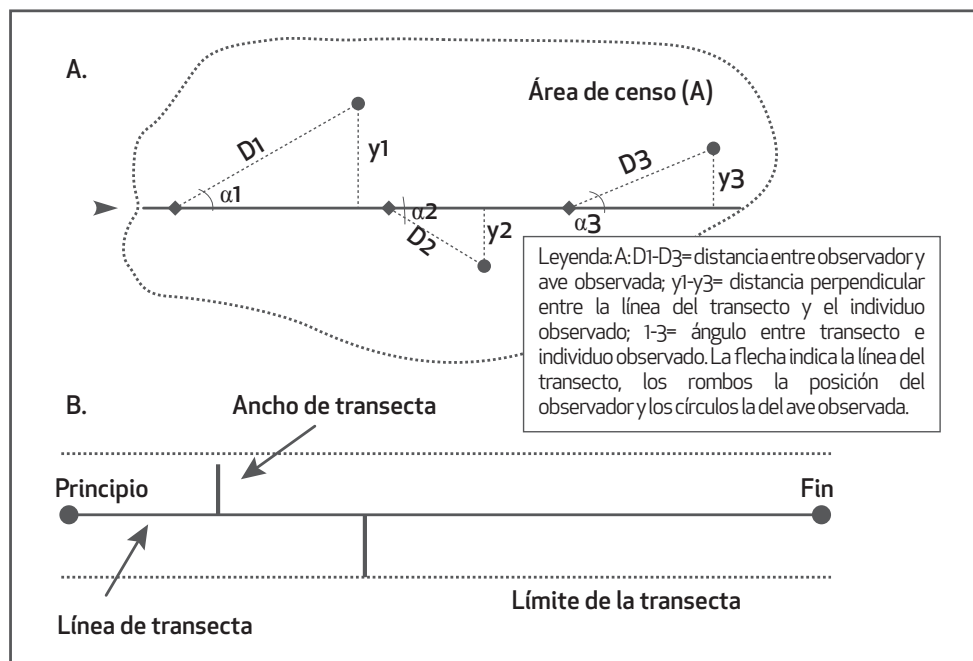
i. Transectos lineales (Mikol, 1980)

Para esta técnica, los transectos lineales tendrán una longitud de alrededor de 1 000 m continuos o subdividos en unidades de muestreo cada 100 o 250 m, con un distanciamiento entre transectos de 150 a 200 m en lugares densos y de 250 a 500 m en lugares abiertos (Bibby *et al.*, 1992). El ancho no es fijo sino que está determinado por las propias observaciones. Durante el recorrido por el transecto se debe de registrar la distancia del ave al transecto, este valor se puede calcular con el registro del ángulo dado entre el ave, el evaluador y el transecto y la distancia entre el ave y el evaluador (Krebs, 1999). El número de transectos recomendado es de un mínimo de cuatro (4 000 m de recorrido total) por unidad de vegetación. En hábitats más pequeños puede aceptarse menos números de transectos.

ii. Transectos en franja (Seber, 1982)

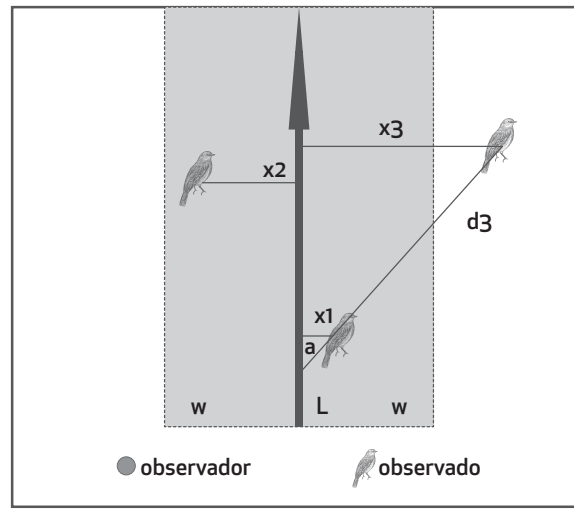
En este tipo de transecto se registra todas las aves dentro del área establecida por la longitud y el ancho, predeterminados antes de la evaluación (figura n.º 11B). El ancho varía entre 10 y 20 m de amplitud (dependiendo de la visibilidad del hábitat), teniendo en cuenta que la distancia perpendicular del transecto al ave debe ser igual o menor al ancho (Bibby *et al.*, 1999). Los valores mencionados de ancho de transecto son aplicables en el caso de tratarse de aves pequeñas paseriformes y cuando el área de impacto tiene un tamaño limitado.

Figura n.º 11. Transecto en línea. B. Transecto en franja



Fuente: modificado de Rabinovich, 2003

Figura n.º 12. Transecto lineal y en franja. L = línea del transecto; w = ancho de la franja; a = observador; x_1 = ángulo entre el transecto y el ave observada; d_3 = distancia entre el observador y el ave observada; x_3 = distancia perpendicular entre la línea del transecto y el ave observada (Para los transectos en franja solo se cuentan las aves dentro del área sombreada)



Fuente: modificado de Tellería, 1986

F | Playback para especies poco conspicuas (Johnson *et al.*, 1981)

La reproducción de sonidos grabados (“playback”) es una herramienta útil para detectar e identificar aves (Johnson *et al.*, 1981). La respuesta de una especie a grabaciones, puede ser determinada cuantitativa y cualitativamente si se especifica el sistema utilizado para grabar el sonido original. Existen artículos que describen este tipo de método (Villareal *et al.*, 2006; Kettle y Vielliard, 1991; Gulledge, 1976; Wickstrom, 1982; Ranft, 1991; Vielliard, 1993; Kroodsma *et al.*, 1996a y Kroodsma *et al.*, 1996b). Budney y Grotke (2009) dan información técnica necesaria para dominar la operación de un sistema de grabación de vocalizaciones de aves tropicales en el campo para obtener óptimos resultados (http://birds.cornell.edu/Ins/recordingnature_techesp.html).

La identificación de vocalizaciones grabadas debe ser corroborada por expertos y mediante el uso de recursos como: Birds of Perú (Peter Boesman), Voices of Amazonian Birds (Schulenberg, Marantz y English) y Song of the Antbirds (Phyllis Isler y Bret Whitney), Biblioteca de Sonidos Naturales Macaulay del laboratorio de Ornitología de la Universidad de Cornell (<http://macaulaylibrary.org/>) y la base de datos de cantos de aves disponible en internet Xeno-Canto (<http://www.xeno-canto.org/>). Para obtener información más detallada sobre la organización de las grabaciones de campo referirse a Kettle y Vielliard (1991), Kroodsma *et al.* (1996a) y Kroodsma *et al.* (1996b).

G | Redes de neblina (Karr, 1981)

Método útil para obtener información de la biología de las especies, se puede considerar como complementaria para el inventario y para obtener información adicional de las aves. Se puede obtener información de la muda, peso, condición del plumaje, parásitos externos, sexo, entre otros. La proporción de machos y hembras en una población puede ser utilizada para determinar el índice de sobrevivencia diferencial entre los dos sexos, así como la capacidad de crecimiento de la población. El peso del ave puede proporcionar una medida de la adecuación del individuo cuando se compara con otras medidas como la longitud alar. La revisión de las redes debe de ser cada 45 min., y con

temperaturas bajas o altas las aves no deben permanecer en las redes más de 15 minutos, en climas más extremos es preferible evitar utilizar las redes.

En terrenos planos, se necesita colocar mínimo de 10 redes en círculo o en rectángulo, con 75 a 100 m de distancia entre ellas y cubriendo un área de 5 a 10 ha. En terrenos irregulares o inclinados, las redes deben estar más concentradas y cubrir un área menor. En todos los casos las redes deben estar distribuidas de la forma más uniforme posible (Ralph *et al.*, 1996).

Para la captura con redes, se requieren dos personas bien entrenadas en extracción de aves pueden operar una serie de 8 a 12 redes (Ralph *et al.*, 1996).

i. Manipulación de las aves

Para la extracción de aves de las redes se requiere práctica, se debe de extraer el ave enredada por el lado de la red por el que el ave entró, y entre los tensores de la red. No se debe asir el ave inmediatamente, se debe de apartar con delicadeza la red y los tensores, debido a que la cola es la última parte del ave en tomar contacto con la red se debe observar su posición para identificar por donde ingresó el ave. Se debe trabajar siempre desde el lado de entrada, retirando el ave paso a paso en el sentido contrario al que entró (Ralph *et al.*, 1996).

H | Reproducción (Franke, Nolzco y León 2014b)

De manera complementaria, es importante reportar observaciones relacionadas con reproducción durante la evaluación. Las observaciones pueden ser directas, cuando se trata del registro de nidos activos, padres con crías pequeñas, crías dependientes de los padres, adultos transportando material para la construcción del nido, volantones. Estas observaciones indican que la reproducción se está llevando a cabo en la zona donde se realizó la observación o en lugares cercanos (Franke comunicación personal).

La búsqueda de nidos (Martin y Geupel, 1993) proporciona medidas directas sobre el éxito reproductivo de la población, lo que puede aportar datos directos de la influencia del impacto en el éxito reproductivo. Los nidos se pueden encontrar por medio de búsquedas sistemáticas del hábitat de una especie, observando el comportamiento de las aves. Una vez ubicado el nido, se hace el seguimiento revisando regularmente la presencia de signos de eclosión o depredación. También se puede hacer el seguimiento mediante cámaras digitales instaladas frente al nido.

Las observaciones indirectas son aquellas que indican que la reproducción ha podido concretarse o tener lugar tanto en el área donde se obtuvo la observación como en áreas más alejadas. Estas observaciones consisten en adultos en plumaje reproductivo, presencia de individuos juveniles, inmaduros y subadultos (Franke comunicación personal).

I | Búsqueda de nidos (Martin y Geupel, 1993)

La búsqueda de nidos proporciona medidas directas sobre el éxito reproductivo de la población, lo que puede aportar datos directos de la influencia del impacto en el éxito reproductivo. Los nidos se pueden encontrar por medio de búsquedas sistemáticas del hábitat de una especie, observando el comportamiento de las aves. Una vez ubicado el nido, se hace el seguimiento revisando regularmente la presencia de signos de eclosión o depredación. También se puede hacer el seguimiento mediante cámaras digitales instaladas frente al nido.

J | Consideraciones para conteos de grupos especiales de aves

i. Aves que forman leks

Existen varias especies de aves, como en el caso de picaflores del género *Phaethornis*, o miembros de la familia Pipridae (“Saltarines”) que forman “leks”, que son áreas donde los machos se reúnen para mostrar sus atributos (plumajes, cantos) para conseguir pareja. Estos sitios son ideales para censar este tipo de especies durante la época reproductiva, y por lo general uno o dos conteos en los leks pueden ser suficientes para dar una eficiente y razonable idea de la población local. La desventaja en el conteo de individuos en leks es que las hembras son difíciles de ver, ya que no presentan dimorfismo sexual, o no vocalizan; así también se han reportado individuos “satélite” (por lo general juveniles que no participan en los “leks”), lo cual influencia los resultados.

ii. Aves rapaces

Se utiliza método desarrollado por Geupel *et al.* (1992), recomendada también para aves de dosel o que vuelan por encima de éste (guacamayos o palomas de gran tamaño). El método consiste en el establecimiento de puntos de conteo en el interior o por encima del dosel del bosque, para lo cual se necesita un campo visual de 120° ya que resulta difícil encontrar puntos de campo más amplio, asimismo se debe de evitar la contraluz. Se debe utilizar un radio de censado de 1 000 m, dividir el campo visual puede ser dividido en 7 sectores: uno hasta los primeros 330 m, dos entre 330 y 670 m y cuatro en el área restante. Las observaciones deben hacerse en periodos de 3 o 4 horas por punto, entre los periodos comprendidos entre 08:00 y 11:00 horas., en intervalos de 10 min durante las 3 horas de censado, se deben de registrar las especies, el sector en que son detectadas, la altitud, su situación dentro o fuera del campo visual estándar y su comportamiento (planeo, vuelo directo, caza, cortejo, etc.). Complementariamente recomendamos registrar las condiciones meteorológicas en intervalos de 1. Es necesario que dos evaluadores lleven a cabo los censos, a fin de facilitar los recuentos, verificar las identificaciones y tomar turnos para descansar.

iii. Aves nocturnas

Para el caso de las aves nocturnas, se recomienda el método de búsqueda por transectos (Ralph *et al.*, 1993) con puntos fijos en los cuales se colocan señuelos acústicos (grabaciones) para reproducir vocalizaciones de las especies. El método puede ser muy útil para especies nocturnas como búhos y chotacabras. Las desventajas consisten en que algunas especies no responden a las grabaciones y otras especies se acostumbran a ellas (Sutherland *et al.*, 1998).

iv. Aves coloniales

Muchas especies de la costa y bosques amazónicos anidan en colonias, ya sea en acantilados, arboles (oropéndolas u otros miembros de la familia Icteridae) en el suelo (aves guaneras), y en cuevas (guacharos). Para el conteo se pueden utilizar diferentes técnicas: transectos o parcelas (en el caso de aves marinas que nidifican en el suelo).

Los recuentos de colonias grandes a menudo requieren dividir la colonia en unidades más pequeñas para facilitar el conteo. En el caso de las colonias en acantilados, las fotografías pueden ser útiles para dividir el acantilado en unidades, o incluso para contar las aves directamente. El conteo debe realizarse desde el frente de la colonia y no desde arriba.

En el caso de colonias en árboles, se debe determinar si se contarán todos los árboles con colonias o una muestra de árboles. Las grandes colonias de aves que anidan en el suelo pueden ser subdivididas en pequeñas unidades usando un sistema de rejilla. Los evaluadores pueden visitar toda el área o solamente una muestra aleatoria estratificada. Alternativamente, se pueden calcular densidades de nidos midiendo la distancia entre ellos en el área muestreada y luego extrapolarlos al área total de la colonia. Asimismo, se puede revisar la publicación de Steinkamp *et al.* (2003), la cual provee una revisión de métodos para censos en colonias de aves acuáticas.

v. Aves migratorias

Muchas especies forman bandadas grandes para realizar migraciones (principalmente en el invierno a lugares más cálidos). Estas formaciones pueden ser fácilmente censadas cuando siguen rutas de migración. Para la estimación de aves migratorias pequeñas y nocturnas se puede consultar en www.birds.cornell.edu/brp. Recientemente se han desarrollado métodos que utilizan micrófonos y programas informáticos complejos para tratar de estimar el número total de vocalizaciones en aves que están “de paso”, los programas también estiman la altura y velocidad del vuelo (Evans y Rosenberg, 2000).

vi. Bandadas

En el caso de grandes bandadas que se mueven rápidamente, se necesitan métodos de fotografía o hacer estimados como por ejemplo contar 10, 20, 50, 100 o 500 aves y estimar qué proporción de la bandada es este número, para luego calcular el número total para toda el área ocupada por el grupo. Así mismo para aves congregadas en humedales o bofedales u otro sistema acuático abierto se puede subdividir el grupo en pequeñas sub-muestras utilizando como referencia las características naturales del hábitat o entorno. Se debe de considerar que no existe una distribución uniforme de las aves en la bandada, presentándose una densidad más alta en el centro y menor en la periferia.

vii. Aves playeras

Las aves playeras pueden ser contadas tomando en cuenta las horas de marea, durante la marea alta, los refugios tienen mayor densidad de aves que cuando la marea está baja. La fotografía es un método útil, pero hay que tener en cuenta que en grupos de mayor densidad muchas aves pueden estar ocultas por otros individuos.

Otra forma de conseguir información poblacional de especies para estimados de abundancia son los conteos de presencia indirectos, mediante el registro de huellas, nidos, heces, etc., que puede realizarse en parcelas o transectos.

K | Técnicas y métodos particulares por región natural

A continuación, en la tabla n.º 9 algunas recomendaciones de técnicas y métodos particulares por región natural.

Cuadro n.º 8. Resumen de algunas técnicas de inventario de aves

	Puntos de conteo	Puntos de conteo con radio fijo	Transectos lineales	Transectos en franja o con distancia fija	Búsqueda intensiva	Grabaciones y playback *	Captura de aves con redes de neblina *
Radio	No definido	25m (vegetación densa)/100m (vegetación rala)	-	-	-	-	-
Longitud	-	-	1000 m por unidad de vegetación	1000 m por unidad de vegetación	-	-	-
Ancho	-	-	5 m lugares densos -20 m	10 y 20 m	-	-	-
Área	Según el radio	Según el radio			3 parcelas de 3 ha en bosques, más de 10 ha en zonas abiertas	-	Terrenos planos: 5 a 10 ha
Distancia entre transectos	200 - 500 m	200 - 500 m	150 - 200 m (lugares densos) 250 - 500 m (lugares abiertos)	150 - 200 m (lugares densos) 250 - 500 m (lugares abiertos)		250 m	Terrenos planos: 75 - 100 m
Número	Mínimo 20 por unidad de vegetación	Mínimo 20 por unidad	4 mínimo	4 mínimo	3 parcelas mínimo	-	8-12 redes Terrenos planos: 10 redes en círculo o triángulo
Tiempo	5 - 15 min.	5 - 15 min.			20 min. por parcela	30 min. (amanecer) 15 min. Gupos mitxtos en cualquier momento del día	Revisión: máximo cada 45 min.

Fuente: Elaboración propia

Cuadro n.º 9. Métodos de muestreo de aves por región

Región natural	Tipo de cobertura vegetal	Método de evaluación principal	Método de evaluación complementaria	Número de evaluadores
Costa	Bosque seco tipo sabana Bosque seco de lomada Bosque seco de piedemonte Bosque seco de colina baja y alta Bosque seco de montaña	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo con o sin distancia fija.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva. Redes de neblina.	4
Costa	Bosque ribereño, desierto, tlandisial	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo con o sin distancia fija.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva, transectos lineales y transectos en franja.	2
Costa	Lomas	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo con o sin distancia fija.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina en arboledas o zonas arbustivas.	2 (3 si se trabaja con redes de neblina)
Costa	Manglares	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva para las aves terrestres y conteos totales para aves acuáticas.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina.	2 (3 si se trabaja con redes de neblina)
Costa	Bosque subhúmedo de montaña	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo con o sin distancia fija.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina. Listas de especies.	4
	Ambientes acuáticos: humedales marinos y costeros, bofedales	Conteos totales.		2
Sierra	Cardonal, matorral arbustivo	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo con o sin distancia fija.	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina.	2 (3 si se trabaja con redes de neblina)
Sierra	Páramo, jalca	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por conteo directo, puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja.	2
Sierra	Pajonales, páramo	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por conteo directo, puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja.	2

Cuadro n.º 9. Métodos de muestreo de aves por región

Región natural	Tipo de cobertura vegetal	Método de evaluación principal	Método de evaluación complementaria	Número de evaluadores
Sierra	Bosques relictos mesoandinos y altoandinos, bosque montano occidental andino, podales de <i>Polylepis</i>	Censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por conteo directo, puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina. Listas de especies.	2 (3 si se trabaja con redes de neblina)
Sierra	Bofedales, lagunas	Conteos totales.		2
Selva alta	Selva alta o yungas	Listas de especies censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina.	4 (5 si se trabaja con redes de neblina)
Selva baja	Bosques inundables y de tierra firme ¹	Listas de especies censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina.	4 (5 si se trabaja con redes de neblina)
Selva baja	Varillales, irapayales, chamizales*	Listas de especies censos auditivos y visuales por búsqueda intensiva.	Censos auditivos y visuales por puntos de conteo, transectos lineales y transectos en franja. Redes de neblina.	2 (3 si se trabaja con redes de neblina)

Fuente: Elaboración propia

¹ Se considera las unidades de cobertura según la memoria descriptiva del Mapa Nacional de Cobertura Vegetal.

* Asociaciones vegetales que pueden ser identificadas cuando se realiza el trabajo de campo.



Capítulo 7

Análisis de datos

El objetivo principal de los estudios de inventario es brindar datos comparativos para el análisis de la biodiversidad, la abundancia relativa (Moreno, 2001).

La riqueza y otras cualidades de una comunidad observada pueden ser representadas por índices, los que hacen manejables la realización de las comparaciones necesarias.

7.1. Diversidad alfa

Es la riqueza de especies de una comunidad particular que se considera homogénea (Moreno, 2001).

7.1.1

Riqueza específica (S)

La riqueza específica se expresa a través de listas de especies registradas en los diferentes hábitats de un determinado lugar. La riqueza específica (S) es la forma más sencilla y más comparable de medir la biodiversidad (Angulo *et al.*, 2006), ya que se basa únicamente en el número de especies presentes en un lugar o en un área determinada, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies (S), encontradas en un tiempo y en espacio. Las curvas de acumulación de especies ayudan a determinar el número total de especies esperadas.

A | Curva de acumulación de especies

La curva de acumulación es una relación entre el número de especies registradas y el esfuerzo de captura y/o observación (esfuerzo de muestreo). Las unidades de muestreo pueden ser horas de observación, distancias recorridas, número de trampas, individuos colectados, individuos observados, etc. Estas serán elaboradas por separado para cada uno de los grupos de mamíferos (mamíferos pequeños terrestres, murciélagos y mamíferos medianos y grandes), debido a que cada grupo presenta distintos métodos de registro y/o captura.

Las curvas de acumulación permiten, según Jiménez-Valverde y Hortal (2003):

- Dar fiabilidad a los inventarios biológicos y hacer posible su comparación.
- Estimar el esfuerzo requerido para conseguir inventarios fiables.
- Extrapolar el número de especies observado en un inventario para estimar el total de especies que estarían presentes en la zona.

- Comparar lugares según una medida similar de esfuerzo, sea en número de individuos detectados o tiempo de evaluación.

Las curvas de acumulación deben ser usadas para los análisis comparativos entre unidades de vegetación, localidades o regiones, más no así entre transectos de evaluación dentro de una misma unidad o diferentes unidades de vegetación. Estas serán consideradas aceptables cuando se haya alcanzado como mínimo el 50 % de especies esperadas para un determinado lugar (unidad de vegetación, lugar, etc.). Este valor será respaldado con las funciones de acumulación, predicción y saturación de especies.

i. Ecuación de Clench

Es el modelo más utilizado y ha demostrado hacer un buen ajuste en la mayoría de las situaciones reales y para con la mayoría de los taxones. Jiménez-Valverde y Hortal (2003) mencionan que: “La ecuación de Clench está recomendada para estudios en lugares de área extensa y para protocolos en los que cuanto más tiempo se pasa en el campo mayor es la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario”.

$$S_n = a \times n / (1 + b \times n)$$

Donde:

S_n = riqueza de especies.

a = es una medida de la facilidad con la que las especies nuevas son encontradas al comienzo del muestreo.

b = parámetro relacionado con la forma de la curva.

n = unidades de muestreo o esfuerzo de muestreo.

El valor de la asíntota en estos modelos (a/b) es una estimación del valor de riqueza total.

En el artículo de Soberón y Llorente (1993) se incluye ejemplos de cómo calcular curvas de acumulación de especies usando la ecuación de Michaelis-Menten.

ii. Modelo exponencial negativo

Sobre el Modelo exponencial negativo, Jiménez-Valverde y Hortal (2003) mencionan que: “Si la zona de muestreo es relativamente pequeña o el grupo taxonómico es bien conocido, entonces todas las especies tienen una alta probabilidad de ser encontradas”.

$$S_n = (a[1 - \exp(-b \times n)]) / b$$

Donde:

a = es la tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario.

b = es un parámetro relacionado con la forma de la curva.

“Para la ecuación de Clench y empleando como unidad de esfuerzo individuos o registros de una base de datos, el inventario puede considerarse suficientemente fiable, a pesar de estar incompleto, cuando la pendiente se hace aproximadamente $< 0,1$ ” (Jimenez-Valverde y Hortal, 2003).

iii. Rarefacción

Considere un ensamblaje de especies con una riqueza verdadera desconocida (S), muestreado por una determinada técnica; se analizarán con rarefacción para permitir comparaciones de números de especies entre comunidades cuando el tamaño de las muestras no es igual. Calcula el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar, es decir, si la muestra fuera considerada de n individuos ($n < N$).

$$E(s) = \sum 1 - \frac{(N - N_i)/n}{N/n}$$

Donde:

$E(s)$ = número esperado de especies.

N = número total de individuos en la muestra.

N_i = número de individuos de la i -ésima especie.

n = tamaño de la muestra estandarizado.

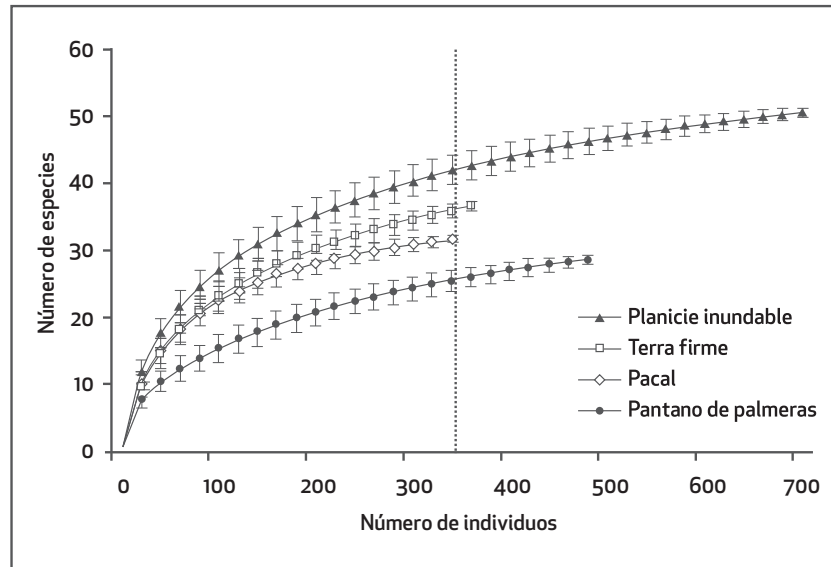
Esta técnica da una *curva de acumulación* de especies que es la gráfica del número de especies observadas como función de alguna medida del esfuerzo de muestreo requerido para observarlas. (En sentido amplio, las curvas clásicas especies-área que se concentran en la diversidad beta, son así curvas de acumulación de especies).

Existen algunas restricciones de su uso en ecología, según Krebs: “1. Las muestras a ser comparadas deben ser consistentes desde el punto de vista taxonómico; 2. El diseño de muestreo puede diferir en la intensidad del muestreo pero no en el método de colecta; 3. Los tipos de hábitat de donde se obtienen las muestras deben ser similares” (Moreno, 2001).

No es recomendable hacer la rarefacción en base al número de hábitats porque cada uno representa una categoría diferente. Los dos métodos de rarefacción más utilizados son: (a) en base al número de individuos y (b) en base al número de muestras (en cuyo caso puede ser transectos o parcelas) (Gotelli y Colwell, 2001). La curva de acumulación se puede construir con los programas EstimateS (Colwell, 2013) y Species Accumulation Functions (Cimat, 2003).

A continuación se incluye un ejemplo de curvas de rarefacción (acumulación) de especies en base al número de individuos observados en cuatro hábitats diferentes en Madre de Dios (von May *et al.*, 2010). El punto de comparación de la riqueza de especies entre las cuatro curvas es la línea vertical, es decir el número de especies registradas luego de observar 350 individuos en cada uno de los cuatro hábitats.

Figura n.º 13. Curva de rarefacción basada en data colectada en cuatro estaciones experimentales



Cada curva representa el número de especies esperada para un número dado de individuos observados, a través de la rarefacción que fue basado en la aleatorización del orden de la muestra. Las barras indican $\pm 1SD$. La línea vertical punteada indica el punto de comparación para cuatro curvas.

iv. Predicción y saturación de especies

Se utilizan los métodos no paramétricos (Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2, etc.), cuando no se quiere asumir un tipo de distribución o ajustar los datos a un modelo determinado (Moreno, 2001). Si los esfuerzos de captura presentan variación de intensidad entre lugares, unidades de vegetación o épocas del año se recomienda aleatorizar los datos de muestreo para la elaboración de las curvas de acumulación de especies. Se recomienda la utilización del paquete estadístico EstimateS 8.2 o versiones posteriores (Colwell, 2009), el cual es de acceso gratuito en el siguiente link <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Una guía detallada de su uso se encuentra disponible en la página de descarga del programa.

a. Chao 1

Estima el número de especies presentes en una comunidad a partir del número de especies infrecuentes en la muestra.

$$Chao_1 = S + \frac{a^2}{2b}$$

Donde:

S = número de especies en una muestra.

a = número de especies que están representadas por un único individuo en la muestra.

b = número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra.

b. Chao 2

Estimador no paramétrico basado en datos de presencia-ausencia.

$$Chao_2 = S + \frac{L^2}{2M}$$

Donde:

S = número total de especies.

L = número de especies presentes de forma única en una muestra.

M = número de especies presentes únicamente en dos muestras.

c. Jacknife 1

También es un método no paramétrico, al igual que el método Chao 2 se basa en datos de presencia-ausencia.

$$Jack\ 1 = S + L \frac{m-1}{m}$$

Donde:

S = número total de especies.

L = número de especies presentes de forma única en una muestra.

m = número de muestras.

d. Jacknife 2

Basado en el número de especies presentes solamente en una muestra y en el número de especies presentes exactamente en dos muestras.

$$Jack\ 2 = S + \frac{L(2m-3)}{m} - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)}$$

Donde:

S = número total de especies.

L = número de especies presentes de forma única en una muestra.

M = número de especies presentes únicamente en dos muestras.

m = número de muestras.

7.1.2

Abundancia relativa

La abundancia relativa se define como el número de individuos de una especie con respecto al número de individuos totales de la comunidad o con respecto al número total de unidades muestrales (Magurran, 2004).

i. Frecuencia relativa

Se refiere al porcentaje de registros y/o capturas de una especie en relación al total de registros y/o capturas realizadas en el inventario de un determinado lugar.

La fórmula para estimar la frecuencia relativa se muestra a continuación:

$$FRC_x = \frac{L_x}{N_L} \times 100$$

Donde:

L_x = número de registros de la localidad evaluada en las cuales la especie X está presente.

N_L = número total de registros para la localidad evaluada.

7.1.3

Índice de ocurrencia (Boddicker *et al.*, 2002)

En el caso de mamíferos medianos y grandes, cuyos registros directos son difíciles de obtener, por lo cual se pueden utilizar índices de ocurrencia, con ayuda de registros indirectos. Este índice cualitativo es complementario al uso de otros métodos de detección como el de trampas cámaras para confirmar la presencia de una especie.

Este índice consiste en la suma de los registros directos e indirectos de mamíferos medianos y grandes. Para lo cual, cada registro es asignado a tres diferentes categorías, cada una con un valor diferente: Evidencia no ambigua (10 puntos), evidencia de alta calidad (5 puntos) y evidencia de baja calidad (4 puntos) (tabla n.º 11).

La confirmación de una especie se obtiene cuando la suma de todos los tipos de registros tiene una puntuación igual o mayor a 10. Aunque esta técnica valora subjetivamente cada registro, y en algunos casos erróneamente (*e. g.*, huellas o fecas de tapir, vocalizaciones de cono-conos, fragmentos de algunos huesos, son o pueden ser inequívocos), se sugiere hacerlo en lugares donde son pocos los registros directos y más los indirectos.



Cuadro n.º 10. Valores de puntuación asignados a diferentes tipos de evidencia para calcular el índice de ocurrencia (Boddicker *et al.*, 2002)

Tipo de evidencia	Puntaje asignado
Evidencia no ambigua	
Especies colectadas	10
Especies observadas	10
Evidencia de alta calidad	
Huesos	5
Pelos	5
Entrevistas a residentes locales	5
Huellas	5
Vocalizaciones	5
Evidencia de baja calidad	
Camas, senderos	4
Fecas	4
Almientos consumidos	4

Fuente: elaboración propia

Y la composición de especies se refiere a la descripción de los taxones de mamíferos presentes en una unidad de vegetación. Es necesario que se mencionen los nombres comunes de las especies inventariadas.

7.1.4 Índice de actividad (Boddicker *et al.*, 2002)

Es difícil determinar el número de individuos por especie de mamíferos grandes, principalmente terrestres porque se necesitaría gran número de días en el lugar. Una manera para determinar si existe mayor o menor actividad de mamíferos en un área, se puede obtener a través de la consideración de la suma de evidencias directas e indirectas que pueden registrarse durante el tiempo que dure el inventario, como es el registro de actividad.

La actividad de registro de cada especie se basa en los datos obtenidos con el índice de ocurrencia. El valor de este índice se obtiene multiplicando el índice de ocurrencia por el número de observaciones independientes de cada tipo de registro, excluyendo el registro a través de entrevistas a los residentes locales.

$$\text{Índice de actividad} = \text{Índice de ocurrencia} \times \text{n.º de observaciones}$$

A continuación se detalla un ejemplo para la obtención del índice de actividad (tabla n.º 11).

Cuadro n.º 11. Ejemplo de índice de ocurrencia y actividad para <i>Tapirus terrestris</i> (Boddicker et al., 2002)			
Tipo de evidencia	Índice de ocurrencia	Número de observaciones	Índice de actividad
Especies colectadas	0	0	0
Especies observadas	10	1	10
Huesos	0	0	
Pelos	0	0	
Entrevistas a residentes locales	5	No se incluye	No se incluye
Huellas	5	7	35
Vocalizaciones	0	0	0
Camas, senderos	4	3	12
Fecas	4	3	12
Almientos consumidos	4	1	4
Valor de índice	32		73

Fuente: elaboración propia

7.1.5 Índices de diversidad

Los índices de diversidad resumen en muchos casos en un solo valor los datos de riqueza de especies y estructura (representatividad), permitiendo hacer comparaciones rápidas entre la diversidad de distintos lugares o dentro de un mismo lugar a través del tiempo (Moreno, 2001). Sin embargo, para analizar su fluctuación es necesario recurrir a los datos de riqueza y estructura de cada especie, incluyendo los datos cuantitativos de abundancia relativa de mamíferos. Los índices deben ser usados para los análisis comparativos entre unidades de vegetación o localidades, más no así entre transectos dentro de una misma unidad.

i. Índices de dominancia

Da mayor peso a especies más comunes y menor peso a especies raras.

a. Índice de Simpson

También conocido índice de dominancia es usado para cuantificar la biodiversidad de un hábitat. Toma un determinado número de especies presentes en el hábitat y su abundancia relativa. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes. El índice de Simpson representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie (Krebs, 1989).

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Como el valor del índice de Simpson es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1/\lambda$.

ii. Índices de equidad

Tienen en cuenta la abundancia de cada especie y cuan uniformemente se encuentran distribuidas.

a. Índice de Shannon-Wiener

Asume que los individuos de las poblaciones proceden de muestras registradas al azar y que las poblaciones son efectivamente infinitas (Krebs, 1989). Además, es sensible a especies raras (menos abundantes), lo que coincide con la importancia otorgada a estas en las evaluaciones ambientales.

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde:

n_i = número de individuos de la especie i .

N = número total de individuos de todas las especies.

S = número total de especies.

Presenta los mismos problemas que el de Simpson, no hay forma de interpretar los datos más allá de la probabilidad que tiene una especie de ser seleccionada al azar de esa comunidad.

b. Índice de Pielou

Es una relación entre la diversidad observada y el valor máximo de diversidad esperada. Este valor está comprendido entre 0 y 1, de este modo el valor de 1 representa situaciones en donde todas las especies presentan la misma abundancia.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde:

J' = índice de equidad de Pielou.

$H'_{max} = \log_2(S)n(S)$

S = número de especies.

H' = es el valor del índice de Shannon-Wiener.

c. Índice de diversidad de Margalef

Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra (Magurran, 2004). Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos $S = \sqrt[k]{N}$ donde k es constante. Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida. Usando $S-1$, en lugar de S , da $D_{Mg} = 0$ cuando hay una sola especie.

$$D_{MG} = \frac{S - 1}{1nN}$$

Donde:

S = número de especies.

N = número total de individuos.

7.2. Diversidad beta

Es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Moreno, 2001).

Las medidas de diversidad beta se calculan a partir de datos cualitativos (presencia / ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.) ya sea directamente mediante el uso de índices de similitud / disimilitud o a través de métodos de ordenamiento o clasificación de las especies que integran una comunidad (Baev y Penev, 1995; Magurran, 1988).

i. Índice de similitud de Jaccard

Expresa el grado en que las dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas. Utilizado para datos cualitativos y se expresa mediante la fórmula siguiente:

$$I_J = \frac{c}{a + b + c}$$

Donde:

I_J = índice cualitativo de Jaccard.

a = número de especies presentes en el sitio A.

b = número de especies presentes en el sitio B.

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B.

El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies.

ii. Índice cualitativo de Sørensen

Este índice permite estimar cuán semejante es una localidad con respecto a otras (Krebs, 1999) y es uno de los índices más usados para ver el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies (Whittaker, 1972).

$$I_{Ss} = \frac{2c}{2c + a + b}$$

Donde:

I_{Ss} = índice cualitativo de Sørensen.

a = número de especies en el sitio A.

b = número de especies en el sitio B.

c = número de especies presentes en ambos sitios.

Los valores del índice cualitativo de Sørensen varían entre 0 cuando ninguna especie es común a las distintas localidades y 1 cuando todas las especies son comunes.

iii. Índice de Morisita-Horn

Este índice es ampliamente empleado y recomendado por la literatura, sin embargo no es tan popular como los anteriores. El índice de Morisita-Horn es un índice basado en la abundancia (a diferencia de los anteriores que se basan en la incidencia de especies), no está influido por el tamaño de muestra o riqueza (Moreno, 2001; Ramírez, 2005; Wolda, 1981); pero es muy sensible a la abundancia de las especies más abundantes, por lo que conviene emplear transformaciones logarítmicas en sus abundancias (Ramírez, 2005).

$$I_{M-H} = \frac{2\sum(an_i \times bn_j)}{(da + db)aN \times bN}$$

Donde:

an_i = número de individuos de la i-ésima especie en el sitio A.

bn_j = número de individuos de la j-ésima especie en el sitio B.

Na = número de individuos en el sitio A.

$da = \sum an_i^2 / Na^2$ para el sitio A.

$db = \sum bn_j^2 / Nb^2$ para el sitio B.

El índice varía de 0 (no hay similitud) a 1 (hay similitud).

iv. Índice cuantitativo de Czekanowski (Sørensen)

Es la variante cuantitativa del coeficiente de Sørensen. Es un índice simple que emplea las abundancias relativas o número de individuos de las especies, y ha demostrado ser uno de los más exactos al compararlo con datos reales. Es un índice específicamente útil para análisis de datos de comunidades ecológicas, al reflejar correctamente la similitud entre dos grupos de datos para virtualmente cualquier tipo de distribución de datos (Krebs, 1989). En este índice se suman los menores valores de las especies comunes a las dos localidades (o sus abundancias o frecuencias relativas), y se divide entre la sumatoria de individuos, o abundancias o frecuencias relativas (Krebs, 1989).

$$IQC = \frac{2pN}{aN + bN}$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A.

bN = número total de individuos en el sitio B.

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios.

7.3. Especies legalmente protegidas

El listado de las especies de interés para la conservación se obtendrá utilizando la legislación peruana vigente y el listado de protección internacional.

A | Legislación nacional: Decreto Supremo n.º 004-2014-MINAGRI

i. Especies amenazadas

Incluye la categorización de especies amenazadas de fauna silvestre clasificadas en tres categorías, según el grado de amenaza.

- Especies en peligro crítico (CR)
- Especies en peligro (EN)
- Especies vulnerables (VU)

ii. Especies endémicas

Especie endémica se define como aquella que se encuentra naturalmente restringida a una determinada área reducida ya sea país o región.

El listado de especies endémicas se determinará utilizando la bibliografía disponible actual sobre mamíferos endémicos del Perú (*e. g.*, Pacheco *et al.*, 2009). Los casos especiales en áreas naturales protegidas, se tomará en cuenta la normativa vigente sobre la materia.

iii. Otras

Asimismo se han considerado como especies legalmente protegidas las siguientes categorías:

- Especies casi amenazadas (NT)
- Datos insuficientes (DD)

B | Listado de protección internacional

i. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES)

La CITES es un acuerdo internacional concertado entre los gobiernos el cual tiene por finalidad velar por que el comercio internacional de especímenes de animales y plantas silvestres no constituye una amenaza para su supervivencia.

Se necesitará que se presente la lista de especies dependiendo de la categoría en la cual se encuentre.

ii. Convención sobre especies migratorias (CMS)

Como país signatario de esta convención, el Perú está comprometido a cumplir los acuerdos de esta convención y por lo tanto es necesario analizar la presencia de especies incluidas en sus apéndices. El apéndice I de esta convención lista especies amenazadas y el apéndice II contiene especies que deben ser materia de acuerdos internacionales para su conservación. Ambos apéndices incluyen especies que migran al Perú (CMS, 2012).

C | Listado referencial

i. Lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)

Provee información sobre el riesgo de extinción de las especies a nivel global, debiendo poner énfasis a las categorías siguientes:

- En peligro crítico (CR)
- Vulnerable (VU)
- En peligro (EN)
- Casi amenazado (NT)

ii. Áreas de aves endémicas (EBA)

Para el inventario de aves, se debe considerar las *áreas de aves endémicas* (EBA por sus siglas en inglés), que son áreas donde se concentran las especies de distribución restringida (Statterfield *et al.*, 1998). En países con territorios extensos, el concepto de especies de distribución restringida desarrollado por BirdLife Internacional puede tener mayor importancia que el concepto de especies endémicas pues las especies endémicas se presentan dentro de los límites políticos pero pueden tener un área de distribución relativamente grande. Las especies de distribución restringida, que ocupan áreas menores de 50 000 km², son vulnerables debido a su pequeño rango y consecuente pequeña población. Las áreas donde existen varias de estas especies usualmente coinciden con áreas de distribución restringida de otros grupos de biota.

7.4. Especies indicadoras

Son especies que son utilizadas para evaluar condiciones ambientales o fenómenos biológicos difíciles de medir de manera directa. A continuación se lista algunos factores recomendados por Noss (1999) y Carignan y Villard (2002) para la selección de especies indicadoras, así como algunas propuestas. El orden de los factores no indica prioridad de selección.

- Importancia ecológica.
- Indicadora de perturbación antrópica.
- Sensibilidad o vulnerabilidad local según criterios profesionales.
- Factibilidad de monitoreo (abundancia de la especie).

Además, se pueden considerar las especies legalmente protegidas.

7.5. Especies exóticas invasoras

Especies exóticas invasoras se define por la Convención sobre la Diversidad Biológica - CBD, como: “Especies no nativas que son introducidas deliberadamente o de manera accidental por fuera de sus hábitat y regiones de origen donde éstas se establecen, proliferan y dispersan de tal manera que causan daños a los intereses del hombre”.

7.6. Mapa de registro de fauna

Es necesaria la realización de un mapa del registro de la fauna, a nivel de cada grupo taxonómico y en relación con los diferentes tipos de unidades de cobertura vegetal.

Cuadro n.º 12. Resumen del análisis de datos

	Mamíferos	Anfibios y reptiles	Aves
Diversidad alfa	1.1 Riqueza específica (S)	Ecuación Clench Modelo exponencial negativo Rarefacción Predicción y saturación de especies • Chao 1 • Chao 2 • Jackknife 1 • Jackknife 2	Modelo exponencial negativo Rarefacción Predicción y saturación de especies Chao 2
	1.2 Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Frecuencia relativa
Diversidad beta	1.3 Índices de diversidad	Índice de diversidad de Margalef	Índice de diversidad de Margalef
		Índice de Pielou	Índice de Pielou
		Índice de Shannon-Wiener	Índice de Shannon-Wiener
		Índice de Simpson	Índice de Simpson
		Coficiente de similitud de Jaccard	Coficiente de similitud de Jaccard
		Índice cualitativo de Sorensen	Índice de Morisita-Horn Índice cualitativo de Sorensen
Especies legalmente protegidas	<p>A. Legislación nacional: D. S. n.º 004-2014-MINAGRI</p> <p>i. Especies amenazadas</p> <ul style="list-style-type: none"> • Especies en peligro crítico (CR) • Especies en peligro (EN) • Especies vulnerables (VU) <p>ii. Especies endémicas</p> <p>iii. Otras</p> <ul style="list-style-type: none"> • Especies casi amenazadas (NT) • Datos insuficientes (DD) 		

Cuadro n.º 12. Resumen del análisis de datos

	Mamíferos	Anfibios y reptiles	Aves
<p>B. Listado de protección internacional</p> <ul style="list-style-type: none"> i. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) ii. Convención sobre especies migratorias (CMS) <p>C. Listado referencial</p> <ul style="list-style-type: none"> i. Lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ii. Áreas de aves endémicas (EBA) 			
	Especies indicadoras		
	Especies exóticas invasoras		
	Mapa de registro de fauna		

Fuente: Elaboración propia

Bibliografía



Mamíferos

- Aguirre, L. F. (2007). *Historia Natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patiño.
- Aguirre L. F. (2007 a). Aspectos generales de los murciélagos en Bolivia. En: Aguirre L. F. (ed.) *Historia Natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patiño.
- Aguirre L. F. (2007 b). *Avances en las metodologías para el estudio de los murciélagos en Bolivia*. En: L. F. Aguirre (ed.) *Historia Natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patiño.
- Barnett, A. & Dutton, J. (1995). *Expedition field techniques: small mammals (excluding bats)*. (2.^a ed.). London, England: Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society.
- Bautista, F.; Palacio, J. L.; Páez, R.; Carmona, E. & Delgado, M.C. (2011). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. (2.^a ed.). México: Centro de Investigadores en Geografía Ambiental. de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P. & Laake, J. L. (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London, England: Chapman and Hall.
- Centro de Investigación en Matemáticas, A. C. (2003). *Species accumulation functions (SpAcc2), Versión Beta*. Querétaro, México: CIMAT.
- Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (2013). *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre. Apéndices I, II, y III*. Recuperado de <https://www.cites.org/esp/app/appendices.php>
- Colwell, R. K. (2011). EstimateS, (Version 8.2): Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples [*Software de computación*]. Estados Unidos. Recuperado de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/EstimateSPages/EstimateSRegistration.htm>
- Denzinger, A.; Kalko, E. K. V. & Jones, G. (2004). Introduction: ecological and evolutionary aspects of

echolocation in bats. En: J. Thomas; C. F. Moss. & M. Vater (ed.). *Echolocation in Bats and Dolphins*. Chicago, EE. UU. Chicago University Press.

- Escobedo, M. & Velasco, P. M. (2012). First confirmed record for Peru of *Diclidurus scutatus* 1869 (*Chiroptera: Emballonuridae*). *Check List*, 8(3), 554-556.
- Fasola, L.; Bello, M. & Guichón, M. L. (2005). Uso de trampas de pelo y caracterización de los pelos de la ardilla de vientre rojo *Callosciurus erythraeus*. *Mastozoología Neotropical*, 12(1), 9-17.
- Fenton, M. B.; Vonhof, M. J.; Bouchard, S.; Gill, S. A. Johnston, D. S.; Reid, F. A.; Riskin, D. K.; Standing, K. L.; Taylor, J. R. & Wagner, R. (2000). Roosts used by *Sturnira lilium* (*Chiroptera: Phyllostomidae*) in Belize. *Biotropica* 32, 729-733.
- Gallina, S. & López-González, C. (2011). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. México: Instituto de Ecología, A.C de la Universidad Autónoma de Querétaro.
- Graham, G. L. (1988). Interspecific associations among Peruvian bats at diurnal roosts and roosts sites. *Journal of Mammalogy* 69, 711-720.
- Gurnell, J. & Pepper, H. (1994). Red squirrel conservation: Field study methods. *Research Information Note* 255.
- Gurnell, J.; Lurz, P.; McDonald, R. & Pepper, H. (2009). *Practical techniques for surveying and monitoring squirrels. Practice Note*. Surrey, UK: Forestry Commission.
- Hice, C. L. & Velasco, P. M. (2013). Relative effectiveness of several bait and trap types for assessing terrestrial small mammal communities in Neotropical rainforest. *Occasional Papers. Museum of Texas Tech University* 316,1-15.
- Hoffman, A.; Decher, J., Rovero, F.; Schaer, J.; Voigt, C. & Wibbelt, G. (2010). Chapter 19. Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals (pp. 482-529). En: J. Eymann, J. Degreef, C. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn & D. VandenSpiegel (ed.). *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. ABC Taxa* 8(2), 482-529.
- Jiménez, C.; Pacheco, V. & Vivas, D. (2013). An introduction to the systematics of *Akodon orophilus* Osgood, 1913 (*Rodentia: Cricetidae*) with the description of a new species. *Zootaxa* 3669(3), 223-242.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8,151-161.
- Jordano, P. (2000). Fruits and Frugivory. En: M. Fenner (ed.). *Seeds: the ecology and regeneration in plant communities* (pp. 125-166). Wallingford, UK: CABI.
- Jones, C.; McShea, W. J.; Conroy, M. J. & Kunz, T. H. (1996). Capturing Mammals. En: D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran & M. S. Foster (ed.). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Mammals* (pp. 115-155). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Kalko, E. K. V. & Aguirre, L. F. (2007). Comportamiento de ecolocación para la identificación de especies y evaluación de la estructura de comunidades de murciélagos insectívoros en Bolivia. En: L. F. Aguirre (ed.). *Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia* (pp. 41-53). Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patino.
- Korine, C. & Kalko, E. K. V. (2001). *Toward global bat-signal Database. A standardized protocol for recording and Analysis of bat calls for World-wide Species Identification. IEE Engineering in Medicine and Biology*. 20(3). 81-85.

- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*. (2.^a ed.). New York, U.S.A.: Harper Collins Publishers, Inc.
- Krebs, C. J.; Reid, D.; Morris, D. & Gilbert, S. (2008). *Small mammal population monitoring. Artic Wolves sampling protocols*. 4, 1-12.
- Kunz, T. H. & Kurta, A. (1988). Capture methods and holding devices. En: T.H. Kunz. (ed.), *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats* (pp. 1-30). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Kunz, T. H.; Tidemann, C. R. & Richards, G. C. (1996). Small volant mammals. En: D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran & M. S. Foster (ed.). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals* (pp. 122-146). Washington D. C.: Smithsonian Institution Press.
- Kunz, T. H. & Lumsden, L. F. (2003). Ecology of cavity and foliage roosting bats. En: T. H. Kunz & M.B. Fenton (ed.). *Bat ecology* (pp. 3-89). Chicago: University of Chicago Press.
- Kunz, T. H., Hodgkinson, R. & Weisw, C. (2009). Methods of capturing and handling bats. En: T. H. Kunz & S. Parsons (ed.). *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. (2.^a ed.) (pp. 36-56).The Meryland, USA: Johns Hopkins University Press.
- Medina, C. E.; Zeballos, H. & López, E. (2012). Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú. *Mastozoología Neotropical* 19(1) 85-104.
- Ministerio de Ambiente. (2010). *Cuarto informe nacional sobre la aplicación del Convenio de Diversidad Biológica (2006-2009) Capítulos I, II, III, IV Apéndices, y Anexo Áreas Protegidas*. Lima, Perú: Dirección General de Diversidad Biológica del MINAM.
- Mitchell-Jones, A. J. & McLeish, A. P. (2004). *Bat Workers' Manual* (3.^a ed.). Join Nature Conservation Committee.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M & T - Manuales y Tesis SEA 1*.
- Moreno, C. & Halffter, G. (2001). On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 38, 487-490.
- Munn, C. A. (1991). Tropical canopy netting and shooting lines over tall trees. *Journal of Field Ornithology*, 62, 454-463.
- Muñoz-Pedrerros, A. & Yañez, J. (2000). *Mamíferos de Chile*. Valdivia, Chile: CEA ediciones.
- Nagorsen, D. W. & Peterson, R. L. (1980). Mammal collectors manual. A guide for collecting, documenting and preparing mammal specimens for scientific research. *Life Sciences Miscellaneous Publications*. Toronto, Canada: Royal Ontario Museum.
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115, 135-146.
- Orozco-Lugo, A.; Guillén-Servent, A.; Valenzuela-Galván, D. & Arita, H. T. (2013). Descripción de los pulsos de ecolocalización de once especies de murciélagos insectívoros aéreos de una selva baja caducifolia en Morelos, México. *Therya*, 4(1): 33-46.
- Pacheco, V. (2002). Mamíferos del Perú. En: G. Ceballos & J. A. Simonetti (ed.). *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales* (pp. 503-549). México, D. F.: CONABIO-UNAM.

- Pacheco, V., Salas, E.; Cairampoma, L.; Noblecilla, M.; Quintana, H.; Ortiz, F.; Palermo, P. & Ledesma, R. (2007). Diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. *Revista Peruana de Biología* 14(2): 169-180.
- Pacheco, V.; Cadenillas, R.; Salas, E.; Tello, C. & Zeballos, H. (2009). Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1), 005-032.
- Pacheco, V.; Márquez, G.; Salas, E. & Centty, O. (2011). Diversidad de mamíferos en la cuenca media del río Tambopata, Puno, Perú. *Revista Peruana de Biología* 18(2), 231-244.
- Pereira, D.; Keller, C. & Martins, E. (2011). An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology*, 76, 401-408.
- Peres, C. A. (1999). General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7, 11-16.
- Rivera-Parra, P. & Burneo, S. F. (2013). Primera biblioteca de llamadas de ecología de murciélagos del Ecuador. *Therya*, 4(1), 79-88.
- Soberón, J. & Llorente, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7, 480-488.
- Tellería, J. L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Raíces.
- Tellería, J. L. (2009). Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1781-1791.
- Tirira, D. (1999). Técnicas de campo para el estudio de mamíferos silvestres. En: D. Tirira (ed.), *Biología, sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador* (pp. 93-125). Quito, Ecuador: SIMBIOE.
- Voss, R. S. & Emmons, L. H. (1996). Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230, 1-115.
- Voss, R. S.; Lunde, D. P. & Simmons, N. B. (2001). The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 263, 1-236.
- Wallace, R. (1999). Transectas Lineales: Recomendaciones sobre Diseño, Práctica y Análisis. En: *Técnicas de Investigación para el Manejo de fauna Silvestre* (pp. 1-12). Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Williams-Guillén, K. & Perfecto, I. (2011). Ensemble Composition and Activity Levels of Insectivorous Bats in Response to Management Intensification in Coffee Agroforestry Systems. *PLoS ONE*. 6(1): 1-10.
- Wilson, D. E. ; Cole, F. R. ; Nichols, J. D.; Rudran R., & M. S. Foster. (1996). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Mammals*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.

Herpetofauna

- Aguirre, A. & Lampo, M. (2006). Protocolo de Bioseguridad y Cuarentena para prevenir la transmisión de enfermedades en anfibios. En: A. Angulo, J. Rueda-Almohacid, J. Rodríguez-Mahecha & E. La Marca (ed.). *Técnicas de Inventario y Monitoreo para los anfibios de la región tropical andina*. *Conservation Internacional. Serie Manuales de Campo* (2), 135- 171).

- Blaustein, A. R. & Wake, D. B. (1990). Declining amphibians populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*, 5, 203.
- Blaustein A. R.; Wake, D. B. & Sousa, W. P. (1994). Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*, 8(1), 60-71.
- Blomberg, S. & Shine, R. (2006). Reptiles. En: W. Sutherland (ed.). *Census Techniques: A Handbook* (pp. 297-307). UK : Cambridge University Press.
- Calderon-Mandujano, R. (2011). Estrategia para el Manejo de Anfibios Sujetos a Uso en México. En: O. Sanchez, P. Zamorano, E. Peters & H. Moya (ed.). *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México* (1.ª ed.) (pp. 71-82). México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Catenazzi, A.; Lehr, E. & von May, R. (2013). The amphibians and reptiles of Manu National Park and its buffer zone, Amazon basin and eastern slopes of the Andes, Peru. *Biota Neotropica* 13(4): 01-15.
- Catenazzi, A.; Lehr, E.; Rodríguez, L. O. & Vredenburg, V. T. (2010). *Batrachochytrium dendrobatidis* and the collapse of anuran species richness and abundance in the upper Manu National Park, southeastern Peru. *Conservation Biology*. 25, 382-391.
- Catenazzi, A. & L. Rodríguez. (2001). Diversidad, distribución y abundancia de anuros en la parte alta de la Reserva de Biosfera del Manu. En: L. Rodríguez (ed.). *El Manu y otras experiencias de investigación y manejo de bosques neotropicales* (pp. 53-57). Cusco, Perú: Pro-Manu.
- Catenazzi, A. & von May, R. (2014). Conservation status of amphibians in Peru. *Herpetological Monographs*, 28, 1-23.
- Córdova, J.; Torres, C.; Suárez, J. & Williams, J. (2009). Anfibios y Reptiles. En: W. Soave, G. Mange, V. Ferreti & C. Galliari (ed.). *Diversidad Biológica en la Amazonía Peruana* (1.ª ed.) (pp. 166-195). La Plata, Argentina: Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea.
- Corn, S. P. (1994). Straight-Line drift fences and pitfall traps. En: W. R. Heyer, M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek & M. S. Foster (ed.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians* (pp. 109-118). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Close, B.; Banister, K; Baumans, V.; Bernoth, E.; Bromage, N.; Buyan, J.; Erhardt, W.; Gregory, N.; Hackbarth, H.; Morotn, D. & Warwick, C. (1995). *Recomendaciones para la Eutanasia de los Animales de Experimentación: Parte 1* (pp. 1-14). [Documento elaborado para la DGXI de la Comisión Europea]. UK.
- Close, B.; Banister, K; Baumans, V.; Bernoth, E.; Bromage, N.; Buyan, J. Erhardt, W.; Gregory, N.; Hackbarth, H. Morotn, D. & Warwick, C. (1996). *Recomendaciones para la Eutanasia de los Animales de Experimentación: Parte 2* (pp. 1-33). [Documento elaborado para la DGXI de la Comisión Europea]. UK.
- Crump, M. L. & Scott, N.J. 2001). Relevamientos por Encuentros Visuales. En: W. Heyer.; M. Donnelly; R. McDiarmid; L. Hayek & M. Foster (ed.). *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos Estandarizados para Anfibios* (pp. 80-87). Smithsonian Institution Press & Editorial Universitaria de la Patagonia.
- Ministerio del Ambiente (2009). Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, Reglamento de la Ley 27446. D. S. n.º 019-2009-MINAM.
- Doan, T. (2003). *Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna?* *Journal of Herpetology*, 37(1), 72-81.

- Elzinga, C.; Salzer, D. & Willoughby, J. (1998). *Measuring and Monitoring. Plant Populations*. Denver, USA: Department. of the Interior.
- Frost, D. (1 July 2014). Amphibians Species of the World (Version 6.0): an Online Reference. New York, USA: American Museum of Natural History. Recuperado de <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>
- Gardner, T. (2001). Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24.2, 25-44.
- Grenard, S. (1994). *Medical Herpetology. Reptile and Amphibians Magazine*, a Division of NG Publishing, Inc., Pottsville, PS.
- Gonzalez-Oreja, J.; de la Fuente-Díaz-Ordaz, A.; Hernandez-Santin, L.; Buzo-Franco, D. & Bonache-Regidor, C. (2010). *Evaluación de Estimadores no Paramétricos de la Riqueza de Especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla*. *Animal Biodiversity and Conservation*. México. 33.1: 31-46.
- Guyer, C. (1986). *Seasonal patterns of reproduction of Norops humilis (Sauria: Iguanidae) in Costa Rica*. *Revista. Biología Tropical* 34(2), 247-51.
- Halliday, T. (2006). Amphibians. En: W. Sutherland (ed.). *Census Techniques: A Handbook* (pp. 278-296). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Harfenist, A.; Power, T.; Clark, K. L. & Peakall, D. B. (1989). A review and evaluation of the amphibian toxicological literature. *Technical Report Series, Nº 61*. Canada: Canadian Wildlife Service.
- Heyer, R.; Maureen, D.; McDiarmid, R.; Lee-Ann, H. & Foster, M. (1994). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Washington DC: Smithsonian Institution Press.
- Howard, W. & Christman, S. (1982). Field techniques for Herpetofaunal Community Analysis. En N. J. Scott Jr. (ed.). *Herpetological Communities, A symposium of the Society for the study of Amphibians and Reptiles and the Herpetologists' League*. Washington, D. C, USA: Wildlife Research.
- Icochea, J.; Quispitupac, E. & Portilla, A. (1998). Amphibians and reptiles: Biodiversity assessment in the Lower Urubamba Region. En: A. Alonso & F. Dallmeier (ed.). *Biodiversity Assessment of the Lower Urubamba Region, Peru: Cashiriari 3-Well S and the Camisea and Urubamba Rivers*. SI/MAB Series 2. Washington, DC, USA: Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program.
- International Union for Conservation of Nature 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. (Version 2013.1.). Recuperado de www.iucnredlist.org
- Jaeger, R. G. (2001). Muestreo por transectas. En: Heyer, W.; Donnelly, M.; McDiarmid, R.; Hayek, L. & Foster, M. (ed.). *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos Estandarizados para anfibios* (pp. 98-102). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Jaeger, R. & Inger, R. (2001). Muestreo por cuadrantes. En: W. Heyer.; M. Donnelly; R. McDiarmid; L. Hayek & M. Foster. (ed.). *Medición y monitoreo de la diversidad biológica. Métodos estandarizados para anfibios* (pp. 93-98). Washington, D. C.: Smithsonian Institution Press.
- Lehr, E., Moravec, J. & Cusi, J. C. (2012). Two new species of *Phrynopis* (*Anura: Strabomantidae*) from high elevations in the Yanachaga-Chemillén National park in Peru (Departamento de Pasco). *Zookeys* 235, 51-71.

- Lips, K.; Reaser, J.; Young, B. & Ibáñez R. (2001). *Amphibian monitoring in Latin America-A protocol manual: Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Circular n.° 30.*
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and its Measurement.* New York, USA: Princeton University Press.
- Magurran A. & McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment.* Oxford, UK: Oxford University Press.
- Magurran A. (2004). *Measuring Biological Diversity.* Oxford, UK: Blackwell Science.
- Manley, P.; Van Horne, B.; Roth, J.; Zielinski, W.; McKenzie, M.; Weller, T.; Weckerly, F. & Vojta, C. (2006). *Multiple species inventory and monitoring technical guide* (Gen. Tech. Report WO-73)I. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Manzanilla, J. & Péfaur, J. (2000). *Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. Revista Ecología. Latinoamericana, 7(1-2), 17-30.*
- Reynolds, R.; Fritts, T.; Gotte, S.; Javier, I. & Tello, G. (1997). Amphibians and reptiles I: biodiversity assessment in the lower Urubamba Region. Biodiversity Assessment and long-term Monitoring Lower Urubamba Region San Martin -3 and Cashiriari-2 Well Sites. Washington, DC: Smithsonian Conservation Biology.
- Rodríguez, D. (2008). *Los anuros de los Bosques Montanos Húmedos de Carpish (Departamento de Huánuco, Perú).* (Tesis para optar el título profesional de Biólogo). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Rueda, J.; Castro, F. & Cortez, C. (2006). Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: una compilación. En: A. Angulo; J. Rueda-Almohacid; J. Rodríguez-Mahecha & E. La Marca (ed.). *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservation Internacional. Serie Manuales de Campo n.° 2.* Bogotá, Colombia: Panamericana, Formas e Impresos.
- Rueda-Almonacid, J.; Carr, J.; Mittermeier, R.; Rodríguez-Mahecha, J.; Mast, R.; Vogt, R.; Rhodin, A.; Ossa-Velasquez, J.; Rueda, J. & Mittermeier, C. (2007). Las tortugas y cocodrilianos de los países andinos del trópico. *Conservación Internacional. Serie Guías Tropicales de Campo n.° 6.* Bogotá, Colombia: Panamericana, Formas e Impresos.
- Schlüter, A.; Icochea, J. & Pérez, J. Amphibians and reptiles of the lower Río Lullapichis, Amazonian Peru: updated species list with ecological and biogeographical notes. *Salamandra, Rheinbach, 40(2),141-160.*
- Senamhi. (2008). *Guía Climática Turística.* Lima: Q&P Impresores SRL.
- Soberon, J. & Llorente, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology, 7, 480-488*
- Southerland, M. T.; Jung, R. E.; Baxter, D. P.; Chellman, I. C.; Mercurio, G. & Volstad, J. H. (2004). Stream Salamanders as indicators of stream quality in Maryland, USA. *Applied Herpetology, 2, 23-46.*
- Stebbins, R. C. & Cohen, N. W. (1995). *A natural history of amphibians.* New Jersey: Princeton University Press.
- Torres-Gastello, C. & Córdova, J. (2014). Anfibios y Reptiles. Técnicas de muestreo empleadas para el Monitoreo de la Herpetofauna en el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea. En: *Metodologías para el monitoreo de la Biodiversidad en la Amazonía.* Experiencia en el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en el área del Proyecto Camisea.

- Uetz, P. & Hallermann, J. (2014). *The Reptile Database*. (01 July2014). Recuperado de http://reptile-database.reptarium.cz/advanced_search
- Von May, R.; Jacobs, J.; Santa-Cruz, R.; Valdivia, J.; Huamán, J. & Donnelly, M. (2010). Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peruvian. *Journal of Tropical Ecology* 26, 509-519.

Aves

- Adler, P. B. & Lauenroth, W. K. (2003). The power of time: spatiotemporal scaling of species diversity. *Ecology Letters*, 6, 749-756.
- Akçakaya, H. R. & Sjögren-Gulve, P. (2000). Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 48, 9-21.
- Aramburú, C. E. (2001). Diagnóstico, línea basal y población objetivo. En: *Gerencia social. Diseño, monitoreo y evaluación de proyectos sociales*. Lima, Perú: Universidad del Pacífico.
- Baev, P. V. & Penev, L. D. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. (Versión 5.1.). [Software de computación]. Sofia-Moscow: Pensoft.
- Baillie, S. R. (1991). Monitoring terrestrial breeding bird populations. En F. B. Goldsmith. (ed.). *Monitoring for Conservation and Ecology* (pp. 112-132). London, UK: Chapman & Hall.
- Begon, M. & Mortimer, M. (1986). *Population ecology*. Oxford, UK: Blackwell Scientific.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1999). *Bird census Techniques*. London, UK: Academic Press.
- Bibby, C. J. (1999). Making the most of birds as environmental indicators. En: N. J. Adams y R. H. Slotow (ed.). *Proceedings of the 22nd International Ornithological Congress held in Durban*. *Ostrich* 70 (1): 81-88.
- Bookhout, T. A. (1994). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P. & Laake, J. L. (1993). *Distance sampling*. London, UK: Chapman & Hall.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K.P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K.P.; Laake, J. L.; Borchers, D.L. & Thomas, L. (ed.). (2004). *Advanced Distance Sampling*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. & Laake, J. L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* (72).
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. & Laake, J. L. (1985). Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *Journal of Wildlife Management*, 49(4),1012-1018.
- Cantoni, N. M. (2009). Técnicas de muestreo y determinación del tamaño de la muestra en investigación cuantitativa. *Revista Argentina de Humanidades y Ciencias Sociales*, 7(2).
- Camus, P. A. & Lima, M. (1995). El uso de la experimentación en ecología: supuestos, limitaciones, fuentes de error, y su status como herramienta explicativa. *Revista Chilena de Historia Natural* 68, 19-42.

- Carignan, V. & Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78, 45-61.
- Chao, A.; Chazdon, R. L.; Colwell, R. K. & Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8:148-159.
- Colwell, R. K. (2000). *EstimateS*, (Version 6): *statistical estimation of species richness and shared species from samples* [Software de computación]. Recuperado de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, 345, 101-118.
- Cooch, E. G. & Dhondt, A. A. (2004). *Population dynamics. Animal Biodiversity and Conservation*, 27.1:469-470.
- Cueto, V. R. & Lopez de Casenave J. (2000). Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *The Wilson Bulletin*, 112, 395-402.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.
- Elzinga, C. L.; Salzer, D. W.; Willoughby, J. W. & Gibbs, D. P. (2001). *Monitoring Plant and Animal Populations*. Abingdon, UK: Blackwell Scientific Publications.
- Ellenberg, H. (1974). Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. En Verlag Erich Golze. *Scripta Geobotanica IX*, Göttingen.
- Environmental Systems Research Institute. (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, USA: ESRI.
- Environmental Systems Research Institute. (1994). Map Projections: Georeferencing spatial data. Redlands, USA: ESRI.
- Estades, C. F. (1994). Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 1, 8-14.
- Estades, C. F. & Temple, S. (1999). Deciduous-Forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9, 573-585.
- Fjeldsa, J. (1999). The impact of human forest disturbance on the endemic avifauna of the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Bird Conservation International*, 9, 47-62.
- Feinsinger, P. (2003). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Fundación Amigos de la Naturaleza.
- Franke, I. (2013). Ornitología, "Pajareo" y Evaluación de Avifauna. [Mensaje en un blog]. Recuperado de <http://avesecologaymedioambiente.blogspot.com/2013/03/ornitologia-pajareo-y-evaluacion-de.html>
- Franke, I., Nolzco, S. & León, F. (2014a). *Evaluación de la avifauna en la zona Altoandina I. Aspectos Generales y Métodos de Evaluación*. [Mensaje en un blog]. Recuperado de http://avesecologaymedioambiente.blogspot.com/2014/02/evaluacion-de-la-avifauna-en-la-zona_22.html

- Franke, I., Nolzco, S. & León, F. (2014b). *Evaluación de la avifauna en la zona Altoandina II. Resultados de las evaluaciones de avifauna*. [Mensaje en un blog]. Recuperado de http://avesecologaymedioambiente.blogspot.com/2014/02/evaluacion-de-la-avifauna-en-la-zona_23.html
- Furness, R. W. & Greenwood, J. J. D. (ed.). (1993). *Birds as Monitors of Environmental Change*. London, UK: Chapman & Hall.
- Furness, R. W.; Greenwood, J. J. D. & Jarvis, P. J. (1993). Can birds be used to monitoring the environment? En R.W. Furness & J. J. D. Greenwood. (ed.). *Birds as Monitors of Environmental Change* (pp. 1-41). London, UK: Chapman & Hall.
- Gaston, K. J. (1996). Species richness: measure and measurement. En K. J. Gaston. (ed.). *Biodiversity, a biology of numbers and difference* (pp.77-113). Cambridge, UK: Blackwell Science.
- Gilbert, G.; Gibbons, D. W. & Evans, J. (1998). *Bird Monitoring Methods: A manual of techniques for key UK species*. Bedfordshire, UK: RSPB.
- Gotelli, N. J. & Graves, G. R. (1996). *Null models in ecology*. Washington DC: Smithsonian Institution Press.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Greenwood, J. J. D. (1996). Basic Techniques. En W. J. Sutherland. (ed.). *Ecological Census Techniques: a Handbook* (pp. 11-110). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gullede, J. L. (1976). Recording bird sounds. *The Living Bird*, 15,183-203.
- Hall, G. A. (1964). Breeding-bird censuses - Why and how. *Audubon Field Notes* 18, 413-416.
- Hegmann, G.; Cocklin, C.; Creasey, R.; Dupuis, S.; Kennedy, A.; Kingsley, L.; Ross, W.; Spaling, H. & Stalker, D. (1999). *Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide*. Ottawa, Canada: Canadian Environmental Assessment Agency.
- Herzog, S. K., Kessler, M. & Cahill, T. M. (2002). Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk*, 119 (3), 749-769.
- Hortal, J. & Lobo, J. M. (2002). *Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica*. *Ecología*, 16, 151-178.
- Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52, 577-586.
- Hurlbert, S. K. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54, 187-211.
- Inrena. (2002). *Mapa fisiográfico y capacidad de uso mayor de las tierras a escala 1:250,000 Departamento de Amazonas: Memoria descriptiva*. Lima: Oficina de Evaluación e Información de Recursos Naturales.
- Centro de Datos para la Conservación (CDC-Unalm). (2002). *Identificación de sitios prioritarios para la conservación en la ecorregión Yungas Peruanas*. Recuperado del sitio de internet del CDC-Unalm: <http://cdc.lamolina.edu.pe/Descargas/ecorregiones/yungas1.html>
- Iriondo, J. M., Maxted, N. & Dulloo, M. E. (ed.). (2008). *Conserving Plant Diversity in Protected Areas*. Wallingford, UK: CAB International.

- Jeffers, J. N. R. (1989). Environmental monitoring. *Biologist* 36, 171.
- Johnson, R. R.; Brown, B. T.; Haight, L. T. & Simpson, J. M. (1981). Playback recordings as a special avian censusing tool. En C. J. Ralph and J. M. Scott (ed.). Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6. (pp. 68-75).
- Karr, J. R. (1981). Surveying birds with mist nets. En C. J. Ralph & J. M. Scott (ed.). Estimating numbers of terrestrial birds (pp. 62-67). *Studies in Avian Biology* 6.
- Kettle, R. & Vielliard, J. M. E.. (1991). Documentation standards for wildlife sound recordings. *Bioacoustics* 3, 235-238.
- Koleff, P.; Soberón, J.; Arita, H. T.; Dávila, P.; Flores-Villela, O.; Golubov, J.; Halfpeter, G.; Lira-Noriega, A.; Moreno, C. E.; Moreno, E.; Munguía, M.; Murguía, M.; Navarro-Sigüenza, A. G.; Téllez, O.; Ochoa-Ochoa, L.; Peterson, A. T. & Rodríguez, P. (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp. 323-364). México: CONABIO.
- Koskimies, P. (1990). Trends in birds populations as an environmental indicator. *Annali di Statistica* 9:10, 118.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological Methodology*. (2.^a ed.). New York: Benjamin/Cummings.
- Kroodsma, D. E.; Vielliard, J. M. E. & Stiles, F. G. (1996a). Study of Bird Sounds In The Neotropics: Urgency And Opportunity. En D. E. Kroodsma & E. H. Miller. *Ecology and Evolution in acoustic communication in birds* (ed.). New York: Cornell University Press.
- Kroodsma, D. E.; Budney, G. F.; Grotke, R. W.; Vielliard, S. M. E.; Gaunt, S. L. L.; Ranft, R. & Veprintseva, O. D. (1996b). Natural sound archives: guidance for recordists and a request for cooperation. En D. E. Kroodsma & E. H. Miller (ed.). *Ecology and evolution in acoustic communication in birds*. New York: Cornell University Press.
- Lamas, G.; Robbins, R. K. & Harvey, D. J. (1991). A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publicaciones del Museo de Historia Natural UNMSM. Serie (A) Zoología* 40, 1-19.
- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.
- Landres, P. B.; Verner, J. & Thomas, J. W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2, 316-328.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, & D. R. Anderson. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals-a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62, 67-118.
- Lettink, M. & Armstrong, D. P. (2003): *An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species. Department of Conservation Technical Series* 28A: 5-32.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Marchant, J. H.; Hudson, R.; Carter, S. P. & Whittington, P. A. (1990). *Population trends in British breeding birds*. Thetford, UK: British Trust for Ornithology.
- Mikol, S. A. (1980). *Field guidelines for using transects to sample nongame bird populations*. (Report FWS/OBS-80/58). USA: U.S. Fish and Wildlife Service.

- Mills, L. S. ; Soulé, M. E. & Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservatio', *BioScience* 43, 219-224.
- Ministerio de Ambiente. (2010). *Cuarto informe nacional sobre la aplicación del Convenio de Diversidad Biológica (2006-2009) Capítulos I, II, III, IV Apéndices, y Anexo Áreas Protegidas*. Lima, Perú: Dirección General de Diversidad Biológica del MINAM.
- Molinari, J. (1989). A calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos*, 56, 319-326.
- Montaña, C. & Ezcurra, E. (1991). El análisis de componentes principales de tablas florísticas de presencia-ausencia como herramienta para el análisis de gradients ambientales. Un estudio de caso en la Quebrada de Vaquerías (Valle Hermoso, Córdoba). *Ecología Austral*, 1, 56-69.
- Moreno, C. E. & G. Halffter. (2001). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37, 149-158.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- O'Dea, N.; Watson, J. E. M. & Whittaker, R. J. (2004). Rapid assessment in conservation research: a critique of avifaunal assessment techniques illustrated by Ecuadorian and Madagascan case study data. *Diversity and Distributions*, 10(1), 55-63.
- Palmer, M. W. (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71, 1195-1198.
- Patton, D. R. (1987). Is the use of "management indicator species" feasible? *Western Journal of Applied Forestry*, 2, 33-34.
- Plenge, M. A. (2010). *List of the Birds of Peru*. Perú: Sernanp.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Pimm, S. L. (1991). *The Balance of Nature? Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. Chicago: University of Chicago Press.
- Poulsen, B. O.; Krabbe, N.; Frolander, A.; Hinojosa, M., & Quiroga C. (1997). A rapid assessment of Bolivian and Ecuadorian montane avifaunas using 20-species lists: Efficiency, biases and data gathered. *Bird Conservation International*, 7, 53-67.
- Ralph, C. J. ; Geupel, G. R. ; Pyle, P.; Martin, T. E. & DeSante, D. F. (1993). *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. (Rep. PSW-GTR-144). California, USA. Department of Agriculture & Pacific Southwest Research Station, Forest Service.
- Ralph, C. J.; Geupel, G. R.; Pyle, P.; Martin, T. E.; DeSante, D. F.; & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. (Rep. PSW-GTR-159). California, USA. Department of Agriculture & Pacific Southwest Research Station, Forest Service.
- Ralph, C. J.; Sauer, J. R. & Droege, S. (1996) (ed.). *Monitoring bird populations by point counts*. (Rep. PSW-GTR-149). California, USA: Department of Agriculture & Pacific Southwest Research Station.
- Ralph, C. J. & Scott, M. (1981). Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian biology* (6). USA: Cooper Ornithological Society.

- Ramírez, A. (2006). *Ecología: métodos y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogotá, Colombia: Editorial de la Pontificia Universidad Javeriana.
- Ranft, R. (1991). Equipment for recording the sounds of birds and other animals. *Bioacoustics* 3:331-334.
- Renjifo, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13, 1124-1139.
- Rodríguez-Tarrés, R. (1987). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. (4.ª ed.). Maryland, EE. UU.: Fondo Mundial para la Naturaleza y The Wildlife Society.
- Salinas, L. (2007). *Avifauna de Tacna, en la ruta de censo de Suri Pterocnemia pennata*. Recuperado de: http://www.inrena.gob.pe/iffs/iffs_biodiv_estud_poblacional.htm
- Salinas, L.; Arana, C. & Pulido, V. (2007). Diversidad, abundancia y conservación de aves en un agroecosistema del desierto de Ica, Perú. *Revista peruana de biología* 13(3): 155-167.
- Servat, G. P.; Alcocer, R.; Larico, M.; Olarte, M. & Hurtado, N. (2013). Ricness and abundance of birds in bofedales within the Area of influence of the PERU LNG Pipeline in Abra Apacheta and Pampas-Palmitos River Basin. Chapter XV. En: A. Alonso, F. Dallmeier & G. Servat (ed.) *Monitoring Biodiversity Lessons from a trans-Andean Megaproject*. Washington DC: Smithsonian Institution Scholarly Press.
- Seber, G. A. F. (1982). *The estimation of animal abundance and related parameters*. New York: Macmillan Publ. Co.
- Servat, G. P. (2006). *The role of local and regional factors in the foraging ecology of birds associated with Polylepsis woodlands*. (Doctoral Dissertation). University of Missouri at St. Louis, USA.
- Smith, E. P. & Van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40, 119-129.
- Soberón, J. & Llorente, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7, 480-488.
- Spellerberg, I. F. (1991). *Monitoring ecological change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Steinkamp, M.; Peterjohn, H.; Bryd, V.; Carter, H., & Lowe, R. (2003). *Breeding season survey techniques for seabirds and colonial waterbirds throughout North America*. Recuperado de: www.im.nbs.gov/cwb/manual.
- Sutherland, W. J. (2000). *The Conservation Handbook: Research, management and Policy*. Oxford, UK: Blackwell Scientific.
- Sutherland, W. J. (2006). *Técnicas para un censo ecológico (Ecological Census Techniques-A Handbook)*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Tellería, J. L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Raíces.
- Tellería, J. L. (2004). *Métodos de censo en vertebrados terrestres*. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid.
- Ter Braak, C. J. F. (1983). Principal components biplots and alpha and beta diversity. *Ecology*, 64, 454-462.
- Terborgh, J.; Robinson, S. K.; Parker III, T. A.; Munn, C. A. & Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an Amazonian bird community. *Ecological Monographs* 60, 213-238.

- Thiollay, J. M. (1997). Disturbance, Selective Logging and Bird Diversity: A Neotropical Forest Study. *Biodiversity and Conservation*, 6, 1155-1173.
- Van Velzen, W. T. (1972). Breeding bird census instructions. *Am. Birds*, 26, 1007-1010.
- Vielliard, J. (1993). Recording wildlife in tropical rainforest. *Biocooustics* 4, 305-311.
- Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. & Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (2.ª ed.). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213-251.
- Wickstrom, D. C. (1982). Factors to consider in recording avian sounds. En: D.E. Kroodsma & E.H. Miller (ed.). *Acoustic communication in Birds*. New York: Academic Press.
- Wolfe, D. A.; Champ, M. A.; Fletcher, D. A. & Mearns, A. J. (1987). Long-term biological data sets: their role in research, monitoring, and management of estuarine and coastal marine system. *Estuaries* 10 (3), 181-193.
- Yoccoz, N. G.; Nichols, J. D.; Boulinier, T. (2001). *Monitoring of biological diversity in space and time*. USA: Elsevier.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis*. (4.ª ed.). Prentice Hall, Inc.

Glosario



Agregación

Proceso que resulta de la agrupación de individuos, sea por movimiento activo o diseminación, que se realiza con una finalidad específica, como refugio, alimentación, reproducción, defensa. Es una de las variantes de distribución.

Asíntota

Línea recta que, prolongada indefinidamente, se acerca de continuo a una curva sin llegar nunca a encontrarla.

Comunidad

Grupo de individuos interdependientes viviendo e interactuando en el mismo hábitat.

Densidad poblacional

Número de individuos de una especie expresados en una unidad de medida (e. g., 200 patos/km²). Parámetro que implica el número de elementos por unidad de superficie o volumen en un momento dado (sensu Pielou) y la concentración específica de los procesos que tales elementos generan (Sarmiento, 2001).

Dosel

Es la parte más alta de un bosque compuesta por la copa de los árboles.

Endemismo

Proviene del término endémico, que son las especies de plantas o animales cuya distribución está restringida a un área pequeña (Oxford, 1998).

Especie

Diferentes tipos de organismos que se encuentran en la tierra entre los cuales es posible el entrecruzamiento o intercambio de material genético. Asimismo, son los miembros de un grupo de poblaciones que se reproducen o pueden potencialmente cruzarse entre sí en condiciones naturales.

Especie amenazada

Especie de fauna silvestre clasificada en las categorías de. “en peligro crítico” (CR), “en peligro” (EN), y “vulnerable” (VU) por la legislación nacional.

Especie endémica

Toda especie cuyo rango de distribución natural está limitado a una zona geográfica restringida.

Especie exótica invasora

Es toda especie exótica que sobrevive, se reproduce, establece y dispersa con éxito en la nueva región geográfica, amenazando a ecosistemas, especies y biotopos, salud pública o actividades productivas.

Especies indicadoras

Especies que son utilizadas para evaluar condiciones ambientales o fenómenos biológicos difíciles de medir de manera directa.

Especie legalmente protegida

Toda especie de flora o fauna silvestre clasificada en el listado de categorización de especies amenazadas, incluidas las especies categorizadas como “casi amenazadas” (NT) o “datos insuficientes” (DD), así como aquellas consideradas en los convenios internacionales y las especies endémicas.

Especie migratoria

Conjunto de la población, o toda parte de ella geográficamente aislada, de cualquier especie o grupo taxonómico inferior de animales silvestres, de los que una parte importante franquea cíclicamente y de manera previsible, uno o varios límites de jurisdicción nacional.

Espécimen

Todo animal o planta, vivo o muerto, así como cualquier parte o derivado fácilmente identificable.

Estimador

Una función de los datos muestreados que describe o aproxima a un parámetro del ecosistema.

Fauna silvestre

Son recursos de fauna silvestre las especies animales no domesticadas, nativas o exóticas, incluyendo su diversidad genética, que viven libremente en el territorio nacional, así como los ejemplares de especies domesticadas que, por abandono u otras causas, se asimilen en sus hábitos a la vida silvestre, excepto las especies diferentes a los anfibios que nacen en las aguas marinas y continentales, que se rigen por sus propias leyes.

Inventario de fauna

Registro o relación de especies animales de una determinada área.

Línea base

Estado actual del área de actuación, previa a la ejecución de un proyecto. Comprende la descripción detallada de los atributos o características socioambientales del área de emplazamiento de un proyecto, incluyendo los peligros naturales que pudieran afectar su viabilidad.

Sotobosque

Estrato inferior del bosque.

Taxón

Es una unidad taxonómica de cualquier categoría (especie, género, hasta reino, que es la categoría taxonómica más alta). Quiere decir, un taxón es un grupo de organismos. Cada uno de los grupos o subdivisiones que se aplican en la sistemática biológica (Oxford, 1998).

Taxa

Es el plural de taxón, y hace referencia a un grupo de organismos que tienen un nombre taxonómico formal como especie, género, familia, etc.

Transecto

Línea imaginaria a partir de la cual se pueden realizar observaciones directas de mamíferos o sobre la cual se ubican las estaciones de muestreo.

Trocha

Camino angosto exclusivamente para ser utilizado como sendero de referencia o para llegar al punto de evaluación.

Unidad de vegetación

Es sinónimo de tipo de vegetación y que constituye la unidad mínima de análisis y que es el producto del proceso de clasificación de la vegetación en sus diferentes niveles de detalle.

Volantones

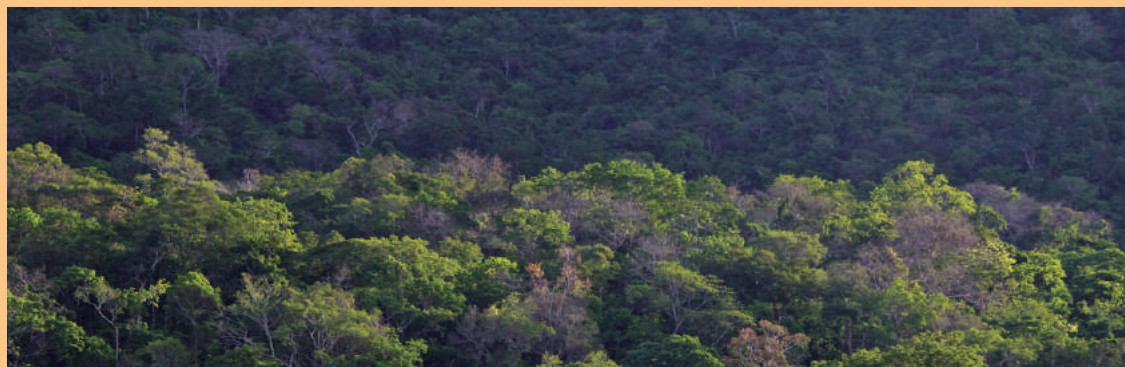
Crías de aves que se encuentran en el periodo de vida en que realizan los primeros intentos de vuelo.

Voucher

Se llama así al espécimen que es colectado y depositado en una colección científica, sirviendo de constancia del registro de la especie en la zona de evaluación.

Zonificación Ecológica y Económica

La Zonificación Ecológica y Económica - ZEE, es un proceso dinámico y flexible para la identificación de diferentes alternativas de uso sostenible de un territorio determinado, basado en la evaluación de sus potencialidades y limitaciones con criterios físicos, biológicos, sociales, económicos y culturales. Una vez aprobada la ZEE se convierte en un instrumento técnico y orientador del uso sostenible de un territorio y de sus recursos naturales.



Calle Los Laureles n.º 285, San Isidro
Lima, Perú
Central telefónica: (+511) 611 6000
Web: www.minam.gob.pe