



EL MONITOREO DE HERPETOFAUNA EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: INDICADORES Y MÉTODOS

J. Nicolás Urbina-Cardona, Edgar A. Bernal,
Nicolás Giraldo-Echeverry y Andrea Echeverry-Alcendra

"No es necesario realizar grandes proyectos de conservación, ni hacer uso de muchos recursos para ayudar a estas especies. Con una serie de medidas muy sencillas, económicas y eficaces es posible favorecer a las poblaciones de estos animales"
Ortega-Guerrero et al. 2007.

Los anfibios y reptiles poseen un papel funcional clave en los ecosistemas y son importantes, de manera directa o indirecta, para el ser humano. Este grupo indica y sostiene la salud del ecosistema a través de diferentes procesos: ayudan a mantener las aguas limpias, soportan las cadenas tróficas (son excelentes controladores de plagas de cultivos y de vectores de enfermedades humanas); influyen la producción primaria y el ciclaje de nutrientes, polinizan los órganos florales y dispersan (y viabilizan) semillas, incrementan la dinámica de sedimentos en los cuerpos de agua (bioturbación) y, en general, mantienen el flujo de materia y energía entre ambientes acuáticos y terrestres, así como entre el dosel de los bosques y el suelo (Galindo-Urbe y Hoyos-Hoyos 2007, Whiles et al. 2013, Valencia-Aguilar et al. 2013). En este sentido, es un grupo que requiere la conservación y manejo integrado de ambientes acuáticos, terrestres para lograr la conectividad en los procesos ecosistémicos.

Actualmente, un gran porcentaje de anfibios y reptiles se encuentran en peligro debido a factores directos (e.g. enfermedades emergentes, plaguicidas, tráfico ilegal, pérdida de hábitat), indirectos (e.g. cambio climático, especies invasoras, efectos de borde, degradación del hábitat) y efectos sinérgicos que reducen la viabilidad de las poblaciones e incrementan su vulnerabilidad a la extinción (Gibbons et al. 2000, Stuart et al. 2004, Whitfield et al. 2007, Reading et al. 2010, Hof et al. 2011).

A nivel global, 1.961 especies de anfibios y 902 de reptiles se encuentran evaluadas bajo alguna categoría de amenaza (En peligro crítico [CR], En peligro [EN] y Vulnerable

[VU]; IUCN 2014). Adicionalmente, solo el 22 % de las 6.410 especies de anfibios y el 9 % las 4.256 de reptiles (IUCN 2014) se encuentran evaluadas respecto a los listados oficiales a nivel global (Frost 2014, Uetz y Hošek 2014). Colombia tiene 779 especies de anfibios y 522 de reptiles (Acosta-Galvis 2014, Bowles *et al.* en prensa) que representan el 10,7 % de las especies de anfibios y el 5,2 % de las de reptiles a nivel global. Para Colombia, entre 55 (Rueda-Almonacid *et al.* 2004, MADS 2014) y 216 especies de anfibios (IUCN 2014) están bajo alguna categoría de amenaza y entre 25 (Castaño-Mora 2002) y 22 (IUCN 2014) especies de reptiles; aunque, para este último grupo, el número de especies amenazadas se incrementará considerablemente cuando sean publicados los resultados del taller Lista Roja de los Escamados Suramericanos, llevado a cabo en octubre de 2013 (NatureServe datos no publicados). En este sentido, aún existen una gran cantidad de especies cuyo estado de conocimiento para poder ser categorizada es muy pobre, razón por la cual es prioritario realizar investigación científica que aporte información sobre tamaños poblacionales, distribuciones, uso del hábitat y amenazas en su área de distribución (Urbina-Cardona 2008, Urbina-Cardona *et al.* 2011, Böhm *et al.* 2013).

Si bien el estado de conocimiento de la ecología y grado de conservación de la herpetofauna es bajo, se sabe que el cambio en el uso y cobertura del suelo afecta este grupo a través de diferentes procesos (Gardner *et al.* 2007). Lo que no solo se evidencia en la actualidad, sino que tiene implicaciones históricas para este grupo, teniendo en cuenta que la intervención antrópica en Colombia se ha manifestado en el territorio desde antes del año 1.500, con un alto uso en ambientes andinos y en el bosque seco tropical (Etter *et al.* 2008).

Las actividades antrópicas están fuertemente ligadas a los cambios en la diversidad de los anfibios y reptiles, dentro de las cuales las más destacadas son ganadería, agricultura y tala que producen fragmentación y pérdida de hábitat y degradación de la calidad en coberturas nativas, derivando en el aislamiento ecológico de muchas poblaciones y ocasionando fuertes impactos en la estructura y composición de la herpetofauna (Gardner *et al.* 2007). Así mismo, la construcción de infraestructura y la sobreexplotación de acuíferos elimina hábitats acuáticos, la construcción de presas reduce la generación de charcas temporales y permanentes aguas abajo y la canalización de ríos y arroyos elimina posibles áreas de ovoposición de anfibios (Ortega-Guerrero *et al.* 2007). En este sentido, el impacto de la transformación del paisaje sobre las poblaciones y especies puede ser variado pero, en general, los valores de diversidad previos a la transformación son reemplazados por una muestra comparativamente menor en su riqueza y abundancia (Rudel *et al.* 2005). Adicionalmente, no solo las poblaciones se ven afectadas por la fragmentación del paisaje, también se ven afectados los servicios ecosistémicos que estas prestan, dada la dominancia y extirpación local de especies con cierto tipo de características funcionales y su influencia en los procesos ecosistémicos (Díaz *et al.* 2006). Los anfibios y los reptiles son grupos taxonómicos en general muy sensibles a los cambios o disturbios en su hábitat, respondiendo negativa o positivamente a las actividades antrópicas en los ecosistemas, razón por la cual han sido propuestos como grupo focal a la hora de monitorear y evaluar procesos de restauración (Dale y Beyeler 2001, Thompson *et al.* 2008, Dixon *et al.* 2011). Esto se debe a que las especies poseen necesidades biológicas y ecológicas particulares que los hacen sensibles a los cambios microclimáticos y de la estructura vegetal en su hábitat y, por lo tanto, vulnerables a la transformación o degradación de los ecosistemas en los cuales habitan (Cortés-Gómez *et al.* 2013).

Se ha documentado que pequeños cambios en la estructura vegetal tienen cambios drásticos en la composición de las especies de anfibios y reptiles en selvas con diferentes estadios sucesionales (Urbina-Cardona y Londoño 2003, Cortés-Gómez *et al.* 2013, Hernández-Ordóñez *et al.* en prensa). Por ende, el restablecimiento de la cobertura vegetal y específicamente la remoción de plantas invasoras, influyen positivamente la abundancia y diversidad de anfibios y reptiles (Bateman *et al.* 2008, Banville y Bateman 2012). En contraste, cuando no se asiste el ecosistema con un proceso de restauración ecológica y este es abandonado para que ocurra la regeneración natural de manera espontánea, la recuperación herpetofaunística es muy lenta, presentando tiempos diferentes de recuperación para cada parámetro de la comunidad. Así, la diversidad de reptiles y anfibios es el parámetro que, durante la sucesión ecológica, necesita menor tiempo para restablecerse (se estima que se recupera en 23 años para anfibios y 3,5 años para reptiles), seguido por la densidad de especies (28 años para anfibios y 20 años para reptiles) y finalmente por la composición de especies (858 años para anfibios y 68 años para reptiles) (Hernández-Ordóñez *et al.* en prensa). Estudios realizados en zonas de minería en rehabilitación han encontrado que nueve años después el ensamblaje de reptiles aún presenta diferencias apreciables en comparación con el ensamblaje presente en el ecosistema de referencia (Thompson *et al.* 2005); siendo las especies de hábitats arbóreos y fosoriales las que colonizan en estadios tardíos de la sucesión una vez se ha restaurado la cobertura vegetal y el suelo (Thompson y Thompson 2005).

Por lo tanto, resulta de vital importancia entender la dinámica espacio-temporal en el uso que hacen las especies a lo largo de ecotonos naturales-antropogénicos (Urbina-Cardona *et al.* 2006, Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011, Urbina-Cardona *et al.* 2012); esto para estandarizar estrategias de restauración adecuadas, garantizar la conservación de la biodiversidad y la relación entre sus componentes (Brooks *et al.* 2004).

Herpetofauna como indicadora de salud del ecosistema

Los anfibios y reptiles han sido propuestos como un grupo bioindicador de los sistemas que habitan, con base en los siguientes parámetros (Dale y Beyeler 2001):

- Son fáciles de muestrear: métodos de muestreo relativamente sencillos y costo-eficientes, puesto que no requieren de ningún equipo especializado, ni tampoco de una gran cantidad de personal.
- Son sensibles a los disturbios antrópicos: como se mencionó anteriormente, las necesidades particulares de microhábitat hacen de la herpetofauna un grupo muy vulnerable a cambios sutiles en la estructura vegetal y por lo tanto a cualquier disturbio antrópico. Además, en algunos casos incluso las características fisiológicas hacen a este grupo particularmente sensible; por ejemplo, algunos anfibios debido a su piel permeable y su ciclo de vida metamórfico, son muy sensibles a la absorción de sustancias que producen cambios morfológicos (e. g. miembros supernumerarios, Ballengée y Sessions 2009).
- Son “anticipatorios”: algunos grupos de especies presentan disminuciones poblacionales muy fuertes frente a pequeños disturbios en el hábitat, permitiendo, tomar medidas antes de que la integridad del ecosistema se vea afectada.
- Indican cambios en las acciones de manejo: el patrón generalizado en las coberturas antrópicas y los ecosistemas alterados es un hábitat homogéneo

y conforme avanza el proceso de restauración, aumenta la heterogeneidad ambiental. Así, poco a poco se incrementa el número de especies de herpetofauna con necesidades microclimáticas particulares y van desplazando a las especies generalistas (Ríos-López y Aide 2007).

- Tienen distribuciones poblacionales agregadas: por lo general la herpetofauna tiene una distribución en parches dado que algunos sectores del bosque u otra cobertura vegetal presentan un microhábitat de alta calidad y otros no (Edgar *et al.* 2010). Esto permite que la presencia de algunas especies especialistas puedan reflejar la calidad del hábitat en determinado sitio.

Se puede esperar entonces que los mejores indicadores de las condiciones ambientales en las zonas en restauración serán los ensamblajes de especies con requerimientos de nicho estrecho, como los especialistas dietarios o con rangos de hábitat pequeños (Thompson y Thompson 2005). Por su parte, especies plásticas en su comportamiento y con nichos realizados amplios, no dependerán de la diversidad de microhábitats característicos del ecosistema de referencia que se quiere alcanzar con el proceso de restauración o rehabilitación, resultando poco útiles como indicadores de éxito en el proceso (Thompson y Thompson 2005).

Técnicas y métodos para el muestreo de los anfibios y reptiles

La técnica de inspección por encuentro visual con captura manual (VES; Crump y Scott 1994, Angulo *et al.* 2006) es la más costoeficiente para el muestreo de ensamblajes de anfibios y reptiles respecto a otras técnicas como trampas de caída y parcelas (Doan 2003). Esta técnica consiste en recorridos estandarizados por tiempo, espacio y número de personas, que realizan recorridos en búsqueda de individuos hasta 2 m de altura en la vegetación (Heyer *et al.* 1994). Cuando el VES se realiza a lo largo de transectos lineales permanentes (e.g. 50 m de longitud y a 2 m a cada lado) se convierte en un método estándar, robusto y eficiente en el inventario y monitoreo de ensamblajes; el cual permite hacer comparaciones estadísticas entre hábitats o coberturas vegetales obteniendo el mayor número de especies en el menor tiempo (Figura 42). Así, es posible obtener para cada transecto una lista de especies (composición de especies de un ensamblaje) para estimar la riqueza por sitio (diversidad alfa), el recambio de especies entre sitios (diversidad beta) y determinar patrones de dominancia y rareza en los ensambles (basados en la abundancia relativa de las especies). Los muestreos se desarrollan durante diferentes horas en la mañana, la tarde y la noche abarcando los horarios de actividad de las especies, definidos con anterioridad en un premuestreo. Estos muestreos se deben repetir entre tres y seis salidas al campo incluyendo épocas de lluvias, sequía, así como la transición lluvia-sequía y sequía-lluvia. Se debe invertir el mismo esfuerzo de captura (metros, horas de muestreo y personas) en cada unidad de muestreo (e.g. tipo de cobertura o nivel del gradiente), siempre muestrear con las mismas personas (para estandarizar el sesgo asociado a la imagen de búsqueda, agilidad en la captura y la experiencia en campo entre un investigador y otro) y aleatorizar el orden de inicio del muestreo entre transectos y unidades de muestreo (para controlar el sesgo del pico de actividad de las especies). Esta técnica es muy eficiente para el diseño de la investigaciones que requieren de un muestreo estratificado a lo largo de gradientes

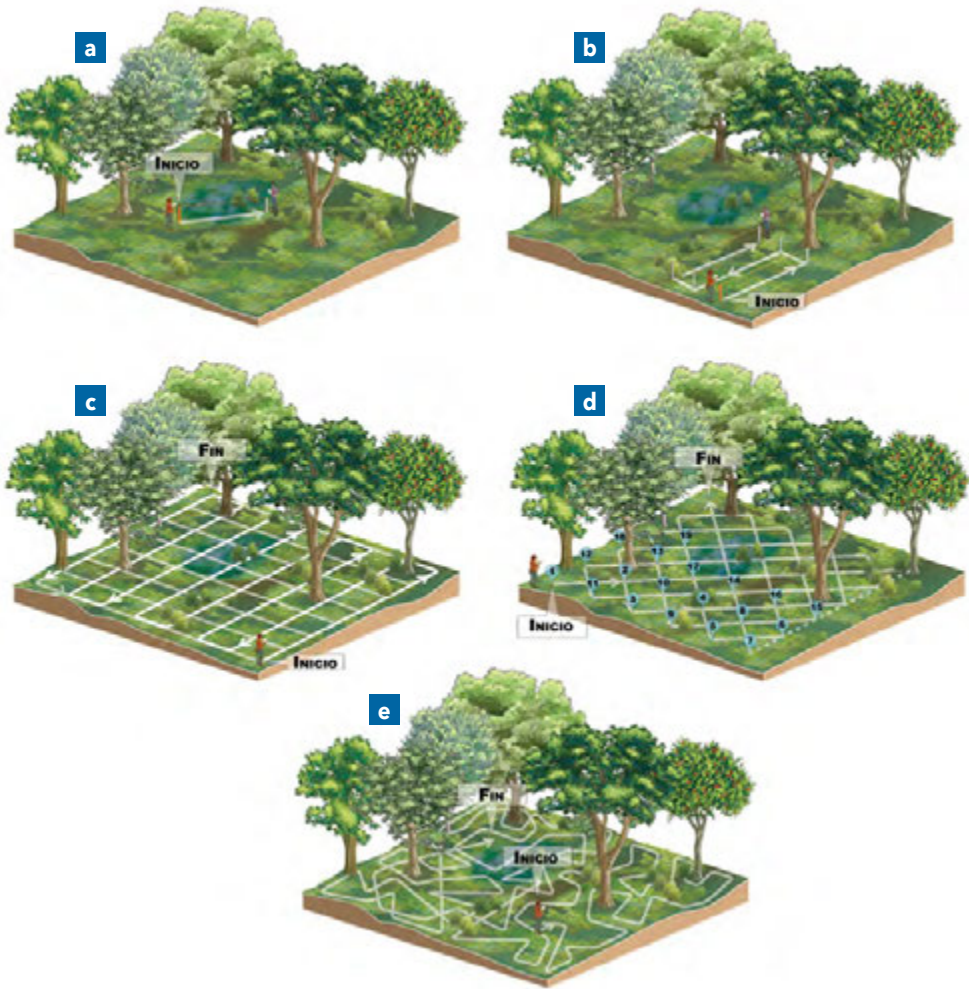


Figura 42. Diseños de transectos para muestreo de anfibios y reptiles mediante la técnica de inspección por encuentro visual (VES). a) transecto sencillo; b) transecto multiple; c y d) diseño de cuadrante; e) recorrido aleatorio. (Modificado de Heyer *et al.* 2001, y Gallina, S. y C. López-González 2001).

espaciales (e.g. distancia a la carretera, el borde del bosque o punto de vertimiento de polutos, entre otros). Las ventajas del empleo del VES consisten en que tanto las especies como los individuos de cada especie tienen la misma probabilidad de ser observados durante la inspección. La eficiencia del muestreo de herpetofauna en transectos se puede incrementar ubicando con anterioridad costales llenos de hojarasca húmeda en el suelo (se pueden dejar al interior del costal, botellas plásticas llenas de agua y con agujeros para permitir el goteo lento y posterior descomposición de la hojarasca) los cuales sirven como refugio y sitio de forrajeo para la herpetofauna.

Es importante considerar que si bien el VES es muy eficiente en detectar las especies presentes en el sotobosque, esta técnica reduce la efectividad en la

detección de los individuos en ambientes fosoriales y de dosel (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). Todas las técnicas de muestreo de anfibios y reptiles, también de marcaje de individuos, se encuentran reseñadas ampliamente en libros especializados (para mayor detalle consultar Heyer *et al.* 1994, Lips *et al.* 2001, Angulo *et al.* 2006, Sutherland 2006, McDairmid *et al.* 2012). En todo momento se debe tener en cuenta que la elección de la técnica de muestreo depende de: a) pregunta de investigación y objetivos específicos; b) logística (material, equipo, número de personas y su costo); c) amplitud y lejanía del área geográfica a muestrear; d) experiencia y habilidad en campo del personal; e) tipo de investigación y cuantificadores (e.g. estructura poblacional, abundancia, densidad, riqueza, diversidad, listados taxonómicos, entre otros); f) tiempo de la investigación y periodicidad del trabajo de campo; g) tratamiento estadístico y tamaño de la muestra requerido para encontrar un efecto. Algunos ejemplos de técnicas adicionales al VES son: el muestreo en copas de árboles, trampas de caída con vallas de desvío (Figura 43 y 44), apertura de calicatas en sitios clave para encontrar organismos fosoriales, uso de redes de arrastre o nasas para búsqueda de individuos en cuerpos de agua, muestreo en hábitats de reproducción, entre otros.

Finalmente, los monitoreos acústicos automatizados permiten obtener datos continuos en anuros con actividad vocal, durante las 24 horas del día y a lo largo del año, sin necesidad de contar con expediciones biológicas de gran envergadura (Aide *et al.* 2013). Esta técnica permite realizar monitoreos a largo plazo para cuantificar el efecto del cambio climático (Ospina *et al.* 2013) o la sucesión ecológica (Hilje y Aide 2012) en anuros, entre otros temas de investigación.

Algunos estudios han demostrado que con respecto a ensamblajes de especies no es necesario marcar todos los individuos dado que la tasa de recaptura es muy baja, por lo que se reduce la probabilidad de sobrestimar los tamaños poblacionales por recapturas (Cabrera-Guzmán y Reynoso 2012). Sin embargo, en estudios demográficos detallados para una sola especie, el marcaje sí es indispensable para poder ajustar los datos a modelos de captura-marcaje-recaptura (Moreno-



Figura 43. Trampa de caída con valla de desvío.

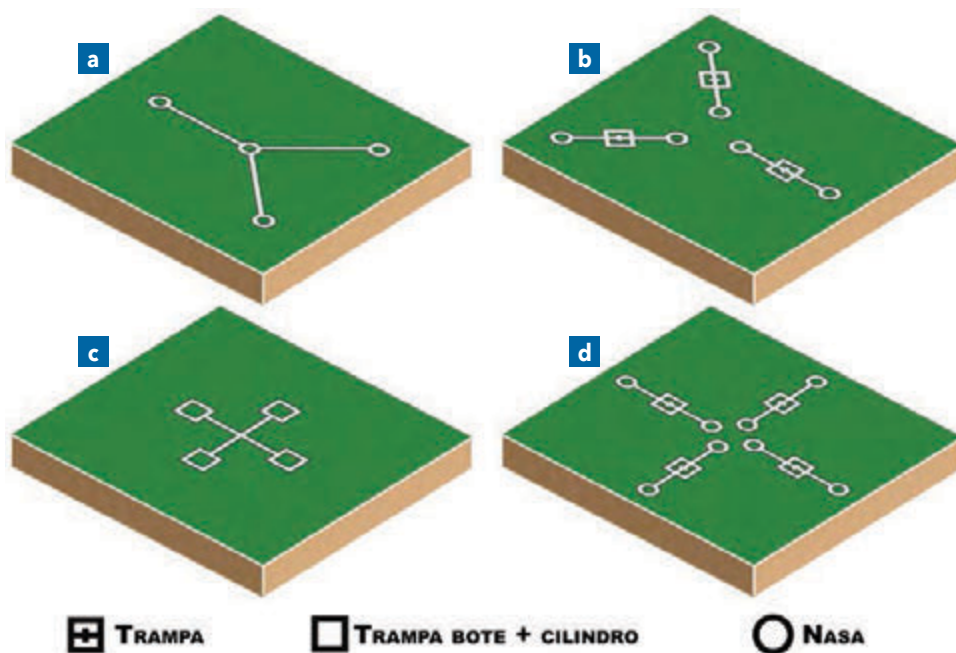


Figura 44. Vista aérea de las distintas formas para disposición de trampas de caída con valla de desvío.

Arias y Urbina-Cardona 2013). Algunas de las técnicas más comunes son corte de falanges para lagartos y anuros (Ferner 1979), muescas en las escamas ventrales para serpientes (Brown y Parker 1976), utilización de tinta fluorescente para marcar anfibios (Nishikawa y Service 1988), aplicación de esmalte escarchado en la piel de serpientes y lagartijas (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona *en prensa*). Otra opción, un poco más costosa, es el marcaje de anfibios y reptiles con la inoculación de microchips y nanochips intradérmicos que permiten una identificación de los ejemplares e incluso la determinación de rangos de movimiento y de hogar.

Diseño del muestreo

Antes de iniciar la fase formal de toma de datos, es indispensable realizar un premuestreo para: a) identificar los impactos ambientales en la región; b) caracterizar las coberturas vegetales dominantes y reconocer ecotonos entre coberturas; c) reportarse con las autoridades y en general con las comunidades locales para pedir permiso de recorrer sus predios; d) ajustar la imagen de captura reconociendo los hábitos y hábitats de las especies, así como su forma de movimiento y grado de cripticidad con el medio; e) identificar, fotografiar y capturar algunos especímenes voucher de las especies de la región. Estos especímenes deben ser llevados a una colección biológica registrada ante el Instituto Alexander von Humboldt para ser comparados con otros especímenes y así poder identificar caracteres taxonómicos que permitan la diferenciación de especies similares, y que sean de fácil observación en campo.

Siempre es importante tener en cuenta el saber local por medio de alguna persona de la comunidad que conozca sitios posibles para el encuentro de las

diferentes especies, así como las rutas más prácticas de desplazamiento para mejorar la eficiencia del muestreo. De igual modo, la comunidad juega un papel fundamental al complementar datos sobre la historia de vida de los anfibios y reptiles, el aumento o disminución poblacional de diferentes especies a través de los años, la percepción y el grado de conocimiento y uso que poseen sobre los reptiles y los anfibios; datos fundamentales para realizar un muestreo eficiente y un plan de restauración adecuado y factible a largo plazo. Entender la dinámica de las comunidades locales nos permite identificar las mejores vías para el proceso de restauración. En este sentido, es importante analizar la condición socio-política de la zona, lo cual es un punto fundamental si se quiere tener un proceso de restauración exitoso, ya que las condiciones sociales y políticas de una comunidad pueden potenciar o detener las actividades que se pretendan llevar a cabo para procesos de conservación y restauración (Danielsen *et al.* 2007).

Para el caso de procesos de restauración ecológica, es importante realizar los muestreos siguiendo un diseño de muestreo tipo BACI (Before-After-Control-Impact), en el cual los sitios son evaluados en un periodo de tiempo antes de implementar las medidas de restauración ecológica (e.g. restauración) y después que algunos de estos sean sometidos a las medidas de restauración, todos los sitios son de nuevo evaluados y contrastados con el ecosistema de referencia. De esta forma se hará una distribución de las unidades de muestreo (e.g. transectos, trampas de caída o parcelas), en sectores ubicados dentro y fuera de la zona a ser restaurada.

Uno de los grandes retos en los estudios de restauración ecológica es la identificación de un ecosistema de referencia que sirva como control principalmente en ecosistemas tan deforestados y fragmentados como lo es el bosque seco tropical (Etter *et al.* 2008). Todos los estudios deben incluir, en la medida de lo posible, algunas unidades de muestreo (e.g. transectos, parcelas, trampas de caída) en "sitios control" al interior de áreas de gran extensión de vegetación natural remanente (fragmentos de más de 100 ha y muestreos ubicados a más de 200 m del borde físico o límite con la otra cobertura vegetal adyacente).

Si no es posible contar con un muestreo antes y después de implementar las medidas de restauración, la opción de diseño es comparar los ecosistemas de referencia; es decir coberturas vegetales naturales con diferente grado de sucesión ecológica o abandono del sistema a restaurar. De esta forma los ecosistemas de referencia reemplazan el tiempo por el espacio, en el sentido que se asume que las trayectorias observadas en sitios con diferentes tiempos de sucesión representan el comportamiento de un mismo sitio a lo largo del tiempo (Hernández-Ordóñez *et al.* *en prensa*).

Hay que tener presente que muchos de los ecosistemas intervenidos por algún tipo de actividad antrópica no han sido bien estudiados, por lo cual no se conoce la manera en que las poblaciones y especies de anfibios y reptiles responden a la cobertura, uso y manejo del suelo en los sistemas productivos. Es indispensable que, simultáneamente al monitoreo de anfibios y reptiles en bosques naturales remanentes, se muestreen poblaciones y ensamblajes en sistemas productivos con diferente grado e intensidad de uso; esto permitirá detectar acciones concretas y puntuales de manejo que permiten que un sistema productivo se constituya en hábitat apropiado para las especies.

Caracterización del hábitat de las especies y sus rasgos

Es importante caracterizar el microhábitat de las especies si el estudio busca no solo determinar patrones en la estructura y composición de ensamblajes o cambios en las poblaciones de algunas especies clave, sino entender cómo estos patrones responden a cambios en gradientes ambientales, estructurales y topográficos.

En el lugar donde se observó por primera vez cada individuo se debe medir la temperatura del cuerpo del organismo y del sustrato utilizando un termómetro láser (Figura 45a), registrando la temperatura máxima con una distancia mínima de 30 cm; el tipo de sustrato (y si se encuentra sobre, dentro o bajo este) y la altura de la percha, midiendo la distancia al suelo con una regla graduada. La temperatura ambiental, humedad ambiental, la velocidad del viento y la presión barométrica pueden ser medidas con un anemómetro digital; la luminosidad con ayuda de un luxómetro; el porcentaje de cobertura herbácea, cobertura de hojarasca y de suelo desnudo utilizando un cuadrante de 0,5 x 0,5 m y la profundidad de la hojarasca enterrando entre la capa de hojarasca en el suelo una regla graduada.

Para cada transecto deben ser medidas las siguientes variables: a) profundidad de la capa de hojarasca, enterrando en el suelo una regla graduada; b) porcentaje de cobertura del dosel, utilizando un densiómetro (espejo convexo con cuadrícula; Lemmon 1956); c) densidad de sotobosque, medida con una vara de 3,5 cm de diámetro y 2 m de alto, contando el número de contactos con las hojas y ramas de la vegetación; d) el pH del suelo con ayuda de un medidor de suelo; e) la pendiente es medida, con un clinómetro, registrando el valor de la pendiente mayor; y f) la distancia a los cuerpos de agua, georeferenciando todos los transectos y utilizando la función Go to del GPS desde el cuerpo de agua más cercano (diferenciando cuerpos lóticos y lénticos, estacionales y permanentes, y naturales y antropogénicos).

A cada individuo se le deben medir algunos rasgos importantes para conocer su "estado". Las siguientes variables deben ser medidas directamente en campo y al momento de la captura: para anfibios, lagartos y serpientes se debe tomar longitud rostro-cloacal (Figura 45b) y ancho cefálico con un calibrador pie de rey de 0,01 mm de precisión; para tortugas se debe tomar longitud recta del caparazón (LRC) y el peso (biomasa), utilizando una pesa digital de alta precisión (Figura 45c). Si se desea identificar grupos funcionales de especies es posible medir otros rasgos de las especies directamente en campo, en colecciones biológicas o desde la literatura científica (para mayor información consultar el protocolo de Cortés-Gómez *et al.* en prensa).

Aproximaciones para el monitoreo de la herpetofauna

La biodiversidad puede ser estudiada y, en general, abordada desde las dimensiones de la composición, estructura y función a diferentes escalas, tales como genes, individuos, especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Noss 1990). En este sentido, el estudio de diversidad taxonómica, a nivel de especies y comunidades no es suficiente para identificar cambios en la biodiversidad o en general el funcionamiento de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2005, Díaz *et al.* 2006). Por esta razón, la diversidad funcional es una aproximación complementaria que, basada en rasgos funcionales, busca identificar el rol ecológico de las especies y su aporte a procesos y servicios ecosistémicos (Díaz *et al.* 2006, Blaum *et al.* 2011). En este sentido, se deben identificar aquellas características o



Figura 45. a) toma de temperatura del sustrato; b) medición de longitud rostro cloacal (LRC) en un ejemplar de *Anolis ventrimaculatus*. Fotografía: Andrea Echeverry-Alcendra; c) pesaje de un anuro. Fotografía: J. Nicolás Urbina-Cardona.

mecanismos mediante los cuales los organismos influyen las propiedades de los ecosistemas y por ende su funcionamiento (Díaz y Cabido 2001, de Bello *et al.* 2008). Es aquí donde el concepto de rasgo funcional entra a jugar un papel clave, este se define como “la característica de un organismo que está fuertemente relacionada con su función dentro de un ecosistema” (de Bello *et al.* 2008, Díaz y Cabido 2001, Hooper *et al.* 2005). Por ende, la diversidad funcional puede entenderse como “el valor, rango, distribución y abundancia relativa de los caracteres funcionales de los organismos que constituyen un ecosistema” (Díaz *et al.* 2006). De allí, que para evaluar la diversidad funcional, es necesario medir la diversidad en los rasgos funcionales, que corresponden a los componentes fenotípicos de un organismo (morfología, fisiología, fenología) que influyen en su crecimiento, reproducción y supervivencia, así como en los procesos del ecosistema (Petchey y Gaston 2006). Partiendo de lo anterior, al evaluar la diversidad funcional, medida como el valor y rango de aquellos rasgos funcionales (Díaz y Cabido 2001, Petchey y Gaston 2006) se le da un amplio valor al rol que ejercen aquellos grupos de especies dentro del funcionamiento de un ecosistema.

Estudios recientes en diversidad funcional faunística han demostrado que la vinculación de rasgos de historia de vida robustece los modelos que exploran efectos en el cambio del uso del suelo (Ockinger *et al.* 2010), incluso con mejor poder explicativo que variables ambientales (Stoll *et al.* 2014). Según Ernst *et al.* (2006), un taxa clave para la aproximación de la diversidad funcional son los anfibios, debido a su sensibilidad a las alteraciones del ecosistema, sus requerimientos puntuales de microhábitat (Urbina-Cardona *et al.* 2006) y su importancia ecológica (Valencia-Aguilar *et al.* 2013, Whiles *et al.* 2013). Estudios en selvas han reportado que el potrero y bordes de bosque tienden a tener especies de anfibios de mayor tamaño corporal y reptiles terrestres, mientras que el interior alberga principalmente anfibios de tamaño reducido y reptiles arborícolas (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). Por su parte, Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona (*en prensa*) encontraron que los reptiles que habitan el Bosque Seco Tropical (basados en el hábito, tamaño corporal y modo reproductivo), se encuentran repartidos en siete grupos ecológicos, de los cuales el grupo que reúne a las especies ovíparas, pequeñas y diurnas tienden a habitar el interior de los fragmentos. Finalmente, Mendenhall *et al.* (2014) encontró que las especies de anfibios de gran tamaño que se reproducen en pozas prefieren hábitats humanos, mientras que especies de pequeño tamaño corporal, que se reproducen en arroyos o con desarrollo directo, dependen más de los bosques nativos remanentes.

Metas e indicadores para el monitoreo de la herpetofauna en procesos de restauración ecológica

No existe un solo cuantificador que nos dé cuenta del estado de la herpetofauna o el cambio en su dinámica después de una intervención como la restauración. A continuación, se enumeran los principales aspectos a ser monitoreados (Tabla 25).

Es importante considerar que algunos de estos parámetros pueden ser usados en conjunto para calcular índices más robustos que sugieren cómo los ensamblajes de especies difieren o se asemejan al ecosistema de referencia (Thompson *et al.* 2008) e indirectamente dan cuenta de la salud o calidad del hábitat en un sitio en proceso de restauración. Algunas de estas variables pueden ayudar a determinar si las zonas en restauración están siguiendo la trayectoria esperada y si están cumpliendo su función en la conservación de la herpetofauna o, por el contrario, están actuando como trampas ecológicas o sumideros para las especies (Croak *et al.* 2010).

Tabla 25. Criterios, indicadores y cuantificadores del estado de la herpetofauna en ambientes restaurados

	Criterio	Indicador	Cuantificador
Directos	Abundancia	Tasas de encuentro (TE; Número de individuos por especie/horas de muestreo)	Número de especies jerarquía 1 y 2, que suban a la jerarquía del ecosistema de referencia a lo largo de los monitoreos
	Riqueza	Curva de acumulación de especies (CUE; exponencial para sitios pequeños y bien estudiados o logarítmica para sitios grandes y heterogéneos)	Porcentaje de similaridad de las curvas del ecosistema en restauración y el de referencia debe ir en aumento hasta llegar a al menos el 80 % de similaridad
	Invasoras	Número de Especies invasoras (EI) a lo largo del proceso de restauración	Número de especies. La abundancia y número de especies invasoras debe irse reduciendo hasta llegar a valores similares el ecosistema de referencia
	Condición corporal de especies clave*	Índice de condición corporal (ICC)	Incremento en el ICC y porcentaje de similaridad. El ICC tiene que ser igual o mayor en las poblaciones a medida que avanza la restauración, llegando a una similaridad del 80 % con el ICC de las poblaciones control
	Biomasa de especies clave*	Biomasa (g/área) e intervalo LHC (reptiles)	Incremento de la biomasa de acuerdo con LHC y porcentaje de similaridad biomasa tiene que ir en aumento y de acuerdo con los intervalos LHC hasta alcanzar una similaridad mínima del 80 % con la biomasa control
	Composición de ensamblajes	Diversidad beta entre ambientes disturbados, perturbados y cobertura natural original conservada	No deben existir diferencias significativas (pruebas estadísticas SIMPROF o PERMANOVA) en la composición de especies entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados

	Criterio	Indicador	Cuantificador
Directos	Patrones de dominancia-rareza	Curvas de rango - abundancia (CRG)	Número de especies raras La forma de las curvas, el número de especies raras y al distribución jerárquica de las especies más dominantes debe ser similar entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Grupos funcionales de especies	Diversidad funcional	Número de grupos funcionales. Deben estar los mismos grupos funcionales (y la misma proporción de especies por grupo) entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Dinámica temporal de la abundancia de especies clave*	Tasa de cambio per cápita de densidad poblacional (RT) a lo largo del año	La tasa per cápita debe fluctuar, a lo largo del año, de la misma manera al comparar el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Demografía, ocupación y detectabilidad de especies clave*	Cambio en los parámetros demográficos	La tasa intrínseca de crecimiento y las transiciones (juvenil-adulto) deben ir en incremento. El crecimiento, sobrevivencia, reproducción, emigración e inmigración deben ser semejantes a los del ecosistema de referencia/cronosecuencia sucesional tardía
	Redes tróficas	Estructura trófica	La estructura, cohesión y conectancia de la red trófica debe ser similar entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Éxito reproductivo en nidadas de especies clave*	Productividad de nidadas	La tasa de supervivencia diaria de nidos debe aumentar hasta igualar la existente en el ecosistema de referencia
Indirectos	Disponibilidad de alimento	Representatividad dietaria (taxones encontrados utilizados como alimento/taxones totales utilizados como alimento x100)	La representatividad dietaria debe ir aumentando hasta ser mayor o igual al 80 % de representatividad
	Estructura vegetal	Estructura de la vegetación	Porcentaje de similitud. La cobertura de dosel, densidad de sotobosque, densidad de plantas leñosas, área basal, diámetro a la altura del pecho, cobertura herbácea y cobertura y profundidad de hojarasca deben ser similares entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados**
	Disponibilidad de cuerpos de agua	Cuerpos de agua	Acorde con la composición de especies en el ecosistema de referencia y sus modos reproductivos, debe haber cuerpos de agua (loticos y lenticos/ temporales y permanentes) en igual proporción al ecosistema de referencia

* Especie clave: representa un grupo funcional con baja redundancia o número de especies.

** Es importante considerar que los reptiles requieren de sitios para asolearse y poder termoregular por lo que las aperturas de dosel son benéficas para este grupo (Edgar *et al.* 2010).

Consideraciones finales

Las especies de anfibios y reptiles más vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat son las que se distribuyen preferencialmente en el interior de los bosques y son muy dependientes de la calidad del hábitat, evitando los bordes y la matriz antropogénica (Urbina-Cardona *et al.* 2006). Existen otras variables o factores tales como competencia, depredación, refugios, lugares para descanso, reproducción y tránsito que pueden restringir el grado en el cual los organismos responden a las acciones de rehabilitación y restauración ecológica.

Es muy importante recalcar que muchas de las especies de anfibios y reptiles que han sobrevivido los pulsos iniciales de deforestación, usan en la actualidad un arreglo de tipos de hábitat que incluye coberturas naturales y antropogénicas (incluyendo cafetales y potreros, Mendenhall *et al.* 2014).

Dependiendo del tipo de matriz antropogénica que rodea el bosque natural remanente, el efecto de borde puede ser supremamente agresivo (como en bosques que limitan con cultivos de maíz, papa o potreros) o estar amortiguados (como en bosques que limitan con cafetal con sombrío) permitiendo que las especies de interior habiten incluso el borde físico del bosque (Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011). Así mismo, pequeños elementos de vegetación natural remanente, incluso de tamaños menores a los que pueden ser detectados a partir de técnicas convencionales de percepción remota, constituyen pasos o refugios para especies típicas de bosque (Mendenhall *et al.* 2014). Según el tipo de uso y manejo del suelo, los sistemas productivos pueden: a) constituir una barrera para el movimiento de la fauna; b) ser parte del hábitat de las especies, generando conectividad entre poblaciones; c) amortiguar los efectos de borde para las especies exclusivas de bosque y determinando la evolución de los procesos ecosistémicos (Gascon *et al.* 1999, Perfecto *et al.* 2003, Pineda *et al.* 2005, Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011, Craig *et al.* 2012).

Sin embargo, además de la dispersión entre los parches de hábitat, otro rasgo de historia de vida supremamente importante son las tasas de reproducción de las especies, las cuales determinan el número total de individuos colonizadores potenciales; esto como determinante de la persistencia de una población en paisajes fragmentados (Quesnelle *et al.* 2014). Aún hoy, se desconoce la respuesta de muchas especies a los diferentes estados del proceso de restauración (Thompson y Thompson 2005) por lo que la consolidación de indicadores de impacto o éxito de estos procesos es aún un reto para la herpetofauna. La ausencia de ciertas especies clave (a nivel composicional y funcional) puede indicar que hay nichos que aún no están disponibles o que aún no han sido ocupados. Esta información puede ser útil para implementar estrategias de manejo, por ejemplo la instalación de refugios, troncos, rocas (Webb y Shine 2000, Kanowski *et al.* 2006, Croak *et al.* 2010) o cuerpos de agua artificiales (Lesbarrères *et al.* 2010), que puedan favorecer la colonización y así incrementar la tasa de progreso de la restauración hacia el ecosistema de referencia (Tabla 26). Con excepción de los cuerpos de agua artificiales, la mayoría de estos elementos resultan de bajo costo y de fácil instalación en comparación con las ventajas que ofrecen al crear microhábitats para la fauna.

Existen una gran cantidad de acciones puntuales y guías de buenas prácticas para reducir el impacto de actividades humanas en la herpetofauna (Anexo 14) pero es

muy importante que antes de implementar alguna de las actividades mencionadas se investigue si en la región de estudio existe algún plan de acción de biodiversidad para asegurar que las acciones implementadas cumplan con un objetivo común regional (Edgar *et al.* 2010, British Columbia 2014).

Es importante que los estudios permitan entender las respuestas de los anfibios y reptiles a cambios en la estructura y la composición de la vegetación, presencia de especies invasoras, número o volumen de sustratos utilizados o preferidos por la herpetofauna, presencia o enriquecimiento de microhábitats de reproducción; que permitan proponer herramientas concretas y contundentes para el manejo y conservación de los anfibios y reptiles en paisajes fragmentados y rurales. En todo momento, las acciones deben ser enfocadas a mejorar la calidad de hábitat para asegurar la persistencia de las especies que allí habitan y la conformación de dinámicas y estructuras metapoblacionales.

Cuando definitivamente algunas especies no logran colonizar las áreas bajo procesos de restauración, las reintroducciones o translocaciones de especies clave, o representantes de grupos funcionales con baja redundancia, e incluso las sustituciones o el reemplazo de especies nativas, pueden resultar útiles para restaurar funciones o procesos ecosistémicos (Griffiths *et al.* 2010, Griffiths *et al.* 2013, Hunter *et al.* 2013). Sin embargo, se debe tener en cuenta que el traslado y la reintroducción de individuos deben realizarse siguiendo estrictamente los protocolos establecidos (IUCN/SSC 2013, Aslan *et al.* 2014) para evitar efectos colaterales como introducción de enfermedades y contaminación genética de poblaciones, entre otros.

En conclusión, el creciente aumento en las iniciativas de restauración ecológica, con el objetivo de asistir los procesos naturales de sucesión para recuperar ecosistemas disturbados, resultan de vital importancia en paisajes tan fragmentados como los de Colombia, donde los relictos de vegetación nativa en interacción con los sistemas productivos son la última oportunidad de supervivencia de muchas especies. Sin embargo, es necesario monitorear la efectividad de estas acciones de restauración (ver Anexo 14) para asegurar una trayectoria satisfactoria en el proceso de recuperación de los ecosistemas. Así, la herpetofauna podría cumplir una función clave como herramienta de monitoreo de los procesos de restauración (ver Tabla 25), permitiendo dar cuenta del proceso y, de este modo, facilitando la obtención de resultados positivos.



EL MONITOREO DE LA AVIFAUNA Y SUS PROCESOS ECOLÓGICOS EN PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Sandra Milena Contreras-Rodríguez y Néstor A. Peralta-Zapata

Las aves son consideradas conectores móviles que facilitan la transferencia de materia y energía y, en consecuencia, son elementos claves en el mantenimiento de la función y resiliencia de los ecosistemas (Sekericioglu 2006, Wenny *et al.* 2011), así como en la provisión de servicios ecosistémicos (Whelan *et al.* 2008, Haines-Young y Potschin 2013). En los procesos de restauración ecológica, la avifauna juega un papel fundamental debido a que: 1) permite evaluar la efectividad de las estrategias de restauración que involucran directa e indirectamente al componente vegetal, ya que responde a cambios en la estructura de la vegetación local (Ahumada 2001, Barlow *et al.* 2002, Pearman 2002, Jones *et al.* 2012), la composición florística y la disponibilidad de recursos alimenticios (Bersier y Meyer 1994); 2) está involucrada en procesos ecológicos que son la base del funcionamiento de los ecosistemas y del avance de la sucesión como la dispersión de semillas, el control biológico y la polinización (Sekericioglu 2006, Whelan *et al.* 2008, Wenny *et al.* 2011). Con el objetivo de brindar herramientas claves para el monitoreo de la avifauna y sus procesos ecológicos en los proyectos de restauración ecológica, el capítulo inicia con la descripción de los diferentes procesos ecológicos asociados a las aves. Posteriormente, se abordarán los objetivos, criterios, indicadores y cuantificadores, y algunos métodos de medición para el monitoreo. Finalmente, de manera complementaria, en el Anexo 15 se presenta un resumen sobre los procesos ecológicos asociados a la avifauna y su importancia en los proyectos de restauración ecológica.

Las aves como indicadores de los procesos de restauración ecológica

Cada área en proceso de restauración puede originar una variedad de respuestas en las aves dependiendo del hábitat, la configuración del paisaje

alrededor del área, el tamaño y la ubicación del área en recuperación, entre otros (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012). Por lo cual, es fundamental que los estudios evalúen, con metodologías comparables, las comunidades y las poblaciones de aves presentes en los bosques con mayor estado de conservación en la zona y aquellas que visitan las áreas en proceso de restauración (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012, Brawn 2006, Ortega-Álvarez *et al.* 2013, Ontiveros *et al.* 2013). Así mismo, se recomienda, evaluar dentro de las áreas de restauración los procesos ecológicos en los que participan las aves con el fin de medir uno de los objetivos globales de la restauración: la recuperación y mejoramiento de la funcionalidad de los paisajes para sustentar múltiples servicios ecosistémicos (Aronson *et al.* 2006).

Objetivos de los proyectos de restauración ecológica y de su monitoreo en el grupo de las aves

Tanto los proyectos de restauración ecológica, como sus programas de monitoreo deben presentar objetivos claramente definidos que permitan evaluar sistemáticamente el éxito o desvío de la trayectoria sucesional deseada. La evaluación constante de los objetivos permitirá saber si es necesario implementar medidas de manejo adaptativo (Suding *et al.* 2004, Herrick *et al.* 2006, Dufour y Piégay 2009, Barrera *et al.* 2010, Holl y Aide 2011, González *et al.* 2013). Cuando el componente afectado por los disturbios es la avifauna, se proponen los siguientes objetivos en los procesos de restauración ecológica:

1. Restablecer la estructura, composición y función del ensamblaje de aves en las áreas disturbadas.
2. Restablecer las poblaciones o ensamblajes de especies de aves en alguna categoría de amenaza presentes en las áreas disturbadas.
3. Restablecer las poblaciones o ensamblajes de especies de aves migratorias presentes en las áreas disturbadas.
4. Restablecer los procesos ecológicos asociados a las interacciones entre las aves y otros componentes de los ecosistemas.
5. En el caso del restablecimiento de los procesos ecológicos asociados a la avifauna, se debe evaluar el estado de los componentes involucrados, así como las interacciones entre componentes, ya que de esto dependerán los procesos.

La elección de un tipo de análisis en restauración dependerá de los datos disponibles y las variables seleccionadas, tanto en el área en proceso de restauración como en el área de referencia. El análisis sugerido en este capítulo es el de trayectoria, el cual permite definir las tendencias en el área en proceso de restauración y compararlas con el sistema de referencia para evaluar si se está obteniendo la trayectoria deseada. El análisis de trayectoria implica comparaciones tanto espaciales (área en proceso de restauración vs. área de referencia) como temporales (e.g. año 1 vs. año 3 posterior a la implementación de las estrategias de restauración).

Métodos de para el monitoreo de las aves en un proceso de restauración ecológica

Registros visuales o auditivos de las aves

Los registros visuales facilitan el conteo de individuos y la identificación de las especies, así como la descripción de las actividades o el uso que están haciendo las aves del área. Estos registros son realizados a través del uso de binoculares. Si el objetivo es registrar las aves que hacen uso del área en proceso de restauración, se recomienda no incluir dentro de los individuos registrados aquellos que solo pasan pero no usan el área.

Por otro lado, los registros auditivos son de gran utilidad ya que permiten identificar aquellas especies de aves crípticas de difícil observación y captura como las pertenecientes a las familias Formicariidae, Rhinocryptidae y Troglodytidae. Al igual que los registros visuales, la identificación auditiva de especies de aves requiere gran entrenamiento por parte del investigador y su uso dependerá de los objetivos planteados.

Se recomienda hacer el mayor número de registros fotográficos y grabación de las vocalizaciones de las especies detectadas en el área para su posterior identificación y corroboración taxonómica. Los registros realizados pueden ser corroborados con bibliografía especializada como: Hilty y Brown (1986, 2001) y Restall *et al.* (2006). Al nivel taxonómico se recomienda seguir la propuesta de Remsen *et al.* (2014) y para los registros auditivos la página web de Xenocanto (2014).

Los registros auditivos y visuales se pueden realizar a través de: Ralph (1996), Bibby *et al.* (2000), Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil *et al.* (2004) y Villarreal *et al.* (2004).

Puntos de conteo de radio fijo

Como su nombre lo indica, los puntos de conteo de radio fijo consiste en el registro de aves en puntos con un radio fijo preestablecido, generalmente 25 m (Figura 46a). Por medio de este método es posible estimar la frecuencia de detección, a través del registro del número de individuos de aves por punto de conteo. Así mismo, permite estimar las densidades poblacionales de las especies de interés a través del registro de la distancia desde el observador hasta el individuo observado y el ángulo (Figura 46b) (Brawn 2006, Ortega-Álvarez *et al.* 2013).

Se aconseja que la distancia mínima entre los puntos de conteo sea de 200 m para garantizar independencia de muestreo y no hacer reconteos. Dichos puntos pueden ser distribuidos aleatoriamente en lugares representativos de las áreas (muestreo preferencial) y en transectos distribuidos aleatoriamente o en áreas preferenciales. El tipo de muestreo dependerá de las condiciones del área como el tamaño y su heterogeneidad.

El tiempo de muestreo en cada uno de los puntos puede ir de 5 a 15 minutos, dependiendo de las condiciones del área. Antes del muestreo en cada punto se recomienda esperar cinco minutos en silencio hasta que se retome la calma del lugar que pudo ser alterada por la llegada del observador.

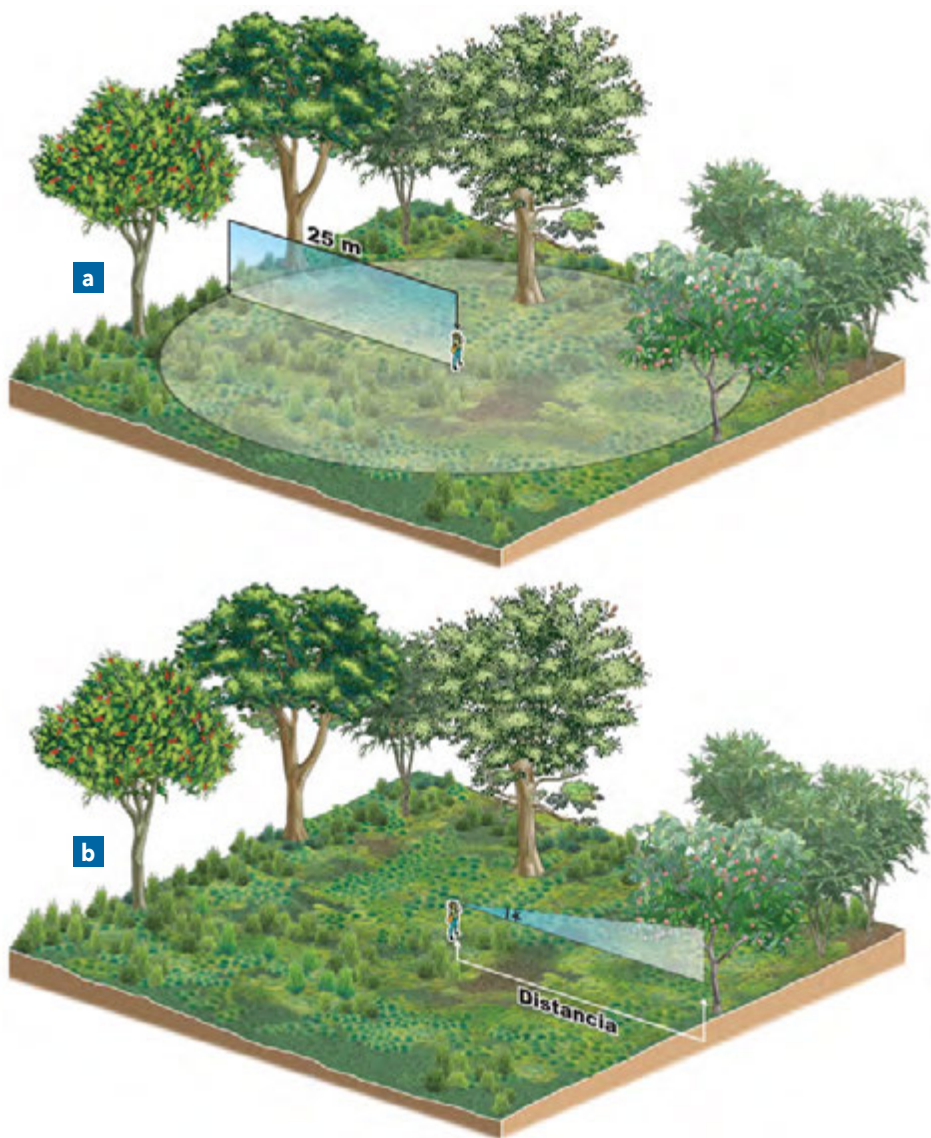


Figura 46. Punto de conteo de radio fijo para estimar: a) abundancia relativa o frecuencia de detección, y b) densidades poblacionales de aves.

Recorridos *ad libitum* en el área en proceso de restauración

Este método permite hacer registros de presencia/ausencia y número de detecciones de aves en un área determinada. No es el método más adecuado para estimar densidades poblacionales. Se recomienda que el investigador, o la persona que está realizando el muestreo, siempre este visualizando hacia el frente para evitar recuento de individuos.

Registro de grupos alimenticios

Por medio de información secundaria y anotaciones de campo se pueden identificar los grupos alimenticios de las especies de aves registradas en el área en proceso de restauración. Algunos autores a considerar son Stiles y Rosselli (1998) y Stotz (1996), quienes presentan el grupo de dieta, la técnica y altura de forrajeo para un gran número de especies. De igual forma, las guías de campo mencionadas anteriormente también pueden complementar dicha información, así como la consulta de investigadores con gran experiencia en el campo ornitológico.

Métodos de captura-recaptura y anillamiento (marcaje)

Para el alcance de los objetivos planteados a nivel poblacional (poblaciones de aves migratorias, endémicas o en alguna categoría de amenaza) es necesario emplear métodos de captura y recaptura a través de redes de niebla y anillamiento como método de marcaje.

El uso de redes de niebla es un método de muestreo ampliamente utilizado, en el cual las redes son abiertas durante los picos de mayor actividad de las aves (6:00-11:00 y 16:00-18:00), siendo más recomendado el pico de la mañana para la captura del mayor número de individuos y de especies de aves (Figura 47). El número de redes y la ubicación dependerá del tamaño y las condiciones del área en proceso de restauración. Cada individuo capturado debe ser fotografiado y georeferenciado, especialmente en el caso de las aves migratorias debido a sus movimientos espaciales y temporales.

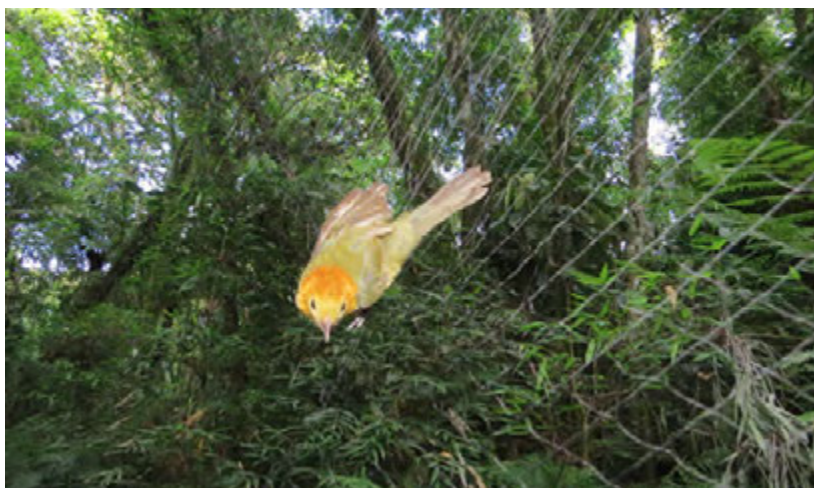


Figura 47. Redes de niebla, un método de muestreo que contribuye al monitoreo de comunidades de aves en áreas en proceso de restauración ecológica a lo largo del tiempo. Fotografía: Alejandra Pizarro.

El anillamiento como método de marcaje permite hacer el seguimiento de las poblaciones de aves de interés a lo largo del tiempo a través del uso de anillos metálicos (Figura 48). Para este procedimiento se requiere que el investigador tenga experiencia certificada en el tema. También se debe garantizar el uso de anillos especializados y del tamaño adecuado de acuerdo al tamaño de las especies de aves.

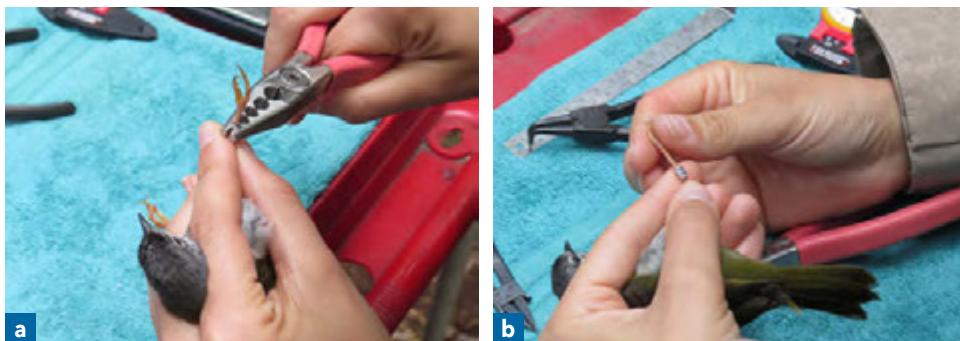


Figura 48. Anillamiento, un método de muestreo que contribuye al monitoreo de poblaciones de aves en áreas en proceso de restauración ecológica a través del análisis de captura-recaptura. Fotografías: Alejandra Pizarro.

Criterios, indicadores y cuantificadores del proceso de restauración ecológica

A continuación se presentan los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos para la evaluación y seguimiento de los objetivos planteados anteriormente: 1) a nivel de comunidades; 2) a nivel de poblaciones; 3) para evaluar los procesos ecológicos en el área en proceso de restauración. Es importante considerar que el cumplimiento de los objetivos planteados a nivel de comunidades y de poblaciones de aves dependerá de que estén garantizadas las condiciones abióticas y bióticas que requieren las aves para sobrevivir y desarrollar todas sus actividades vitales. Así mismo, se debe tener en cuenta que el ensamblaje de aves (nivel comunidad) y sus procesos ecológicos asociados dependerán de las interacciones con los niveles de poblaciones y paisaje, y viceversa. Por tanto, el monitoreo del éxito de las estrategias de restauración ecológica para el restablecimiento de la avifauna y sus procesos ecológicos asociados deberá considerar criterios, indicadores y cuantificadores de los tres niveles: poblaciones, ecosistema-comunidad y paisaje.

Nivel de poblaciones

Los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos a nivel de poblaciones permiten tener un acercamiento de su composición y cambios durante el proceso de restauración. Es necesario considerar que las poblaciones dependerán de los requerimientos particulares de cada especie, las interacciones inter e intraespecíficas y otros criterios de los ecosistemas como la estructura y composición de la vegetación (altura, cobertura, disponibilidad de recursos alimenticios) y otras estructuras del paisaje como las perchas (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012). Por lo anterior, se sugiere complementar los estudios con variables específicas para cada especie que sean coherentes con sus requerimientos de hábitat, su ecología y su historia de vida en el área (local y regionalmente). Se recomienda que la medición de los cuantificadores sea realizada mínimo dos veces al año para incluir los cambios del régimen climático. Para el caso de las poblaciones de especies migratorias se recomienda hacer tres muestreos: al comienzo, mitad y al final de la época de migración.

Los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos a nivel poblacional para especies residentes, endémicas o en alguna categoría de amenaza (Tabla 26).

Tabla 26. Criterios, indicadores y cuantificadores propuestos para la evaluación y seguimiento de las poblaciones de aves endémicas o en alguna categoría de amenaza en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Abundancia relativa	Tasa de cambio de la abundancia relativa (crecimiento poblacional)	<p>Número de individuos registrados en el área para la especie de interés.</p> <p>Tasa de crecimiento poblacional = $(N_{t+1} - N_t) / ((t+1) - t)$</p> <p>$N_{t+1}$ = Abundancia relativa en un tiempo $t+1$</p> <p>N_t = Abundancia relativa en un tiempo t</p> <p>Cambios en la abundancia de la especie a lo largo del tiempo en el área en proceso de restauración. Es positiva cuando la población crece, negativa cuando disminuye y cero cuando no sufre ninguna alteración en el tiempo.</p> <p>En el caso de las poblaciones de especies de aves migratorias, la reducción en el tamaño poblacional puede deberse a la no sobrevivencia de los individuos durante la ruta migratoria o a que no llegaron a esta área sino a otra. Como es difícil establecer las causas, se recomienda evaluar las estrategias implementadas y considerar el anillamiento para optimizar la evaluación del estado de dichas poblaciones</p>
Estructura	Machos y hembras en la población	Número machos y hembras	<p>El análisis de los machos y hembras que componen una población permitirá tener un acercamiento a la probabilidad de reproducción dentro de la población. Este indicador es más práctico en los casos de especies de aves que presentan dimorfismo sexual o en los casos de reintroducciones donde se tengan identificados los individuos de machos y hembras.</p> <p>La presencia de machos y hembras es un posible indicador de la ocurrencia de eventos reproductivos que incrementen el crecimiento de la población. No obstante, es importante tener en cuenta que dichos eventos dependerán también de las edades reproductivas de los individuos y de la disponibilidad de recursos en las áreas en proceso de restauración</p>

Nivel de comunidades

Los siguientes criterios, indicadores y cuantificadores permiten evaluar a lo largo del tiempo el restablecimiento de los ensamblajes de aves en general, migratorias, endémicas o en alguna categoría de amenaza (Tabla 27). Se recomienda que las mediciones sean realizadas dos veces al año, cubriendo las épocas de aves migratorias así como los cambios en la comunidad producto del régimen climático (uni o bimodal).

Como se mencionó anteriormente, cada una de las variables propuestas en las áreas en proceso de restauración deben ser evaluadas en el tiempo y comparadas con las áreas de referencia. En la Tabla 28 se presentan los análisis que se recomiendan para dichas comparaciones (área en proceso de restauración vs. área de referencia a lo largo del tiempo), los cuales deben ser realizados en conjunto para obtener

Tabla 27. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento del ensamblaje de aves en los proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Abundancia relativa	Tasa de cambio de la abundancia relativa	Número de individuos registrados en el área para cada especie y para el total de especies.
			Tasa de cambio de la abundancia relativa de la comunidad $= (N_{t+1} - N_t) / ((t+1) - t)$ $N_{t+1} = \text{Abundancia relativa en un tiempo } t+1 \text{ en toda la comunidad}$ $N_t = \text{Abundancia relativa en el tiempo } t \text{ en toda la comunidad}$
			Estima los cambios en la abundancia de toda la comunidad de aves a lo largo del tiempo en el área en proceso de restauración. El aumento de abundancia de la comunidad puede estar indicando una mayor demanda de recursos (alimenticios, para anidación, refugio, entre otros) en el área de restauración. Caso en el cual, se recomienda evaluar si las estrategias implementadas son suficientes para suplir esta demanda o si deben ser enriquecidas. En el caso particular de los recursos alimenticios, es necesario evaluar esta abundancia asociada a los grupos alimentares.
	Tasa de cambio en la frecuencia de detección		La frecuencia de detección hace referencia al número medio de detecciones por punto de conteo. La abundancia relativa se refiere estrictamente al número total de individuos. La frecuencia de detección refleja la preferencia de las aves por un área (Reid <i>et al.</i> 2012).
			Se recomienda el análisis del cambio en el tiempo de esta métrica cuando el objetivo sea evaluar la preferencia de un área por otra. De acuerdo a esto, la frecuencia de detección deberá ser entendida como el número de veces que las aves fueron encontradas en un tipo de hábitat cuando podían visitar otro, y no como el grado en el cual la comunidad de aves local fue restaurada por las intervenciones de restauración (Reid <i>et al.</i> 2012).
	Riqueza específica	Tasa de cambio de la riqueza	Número de especies presentes por unidad de área.
			Tasa de cambio de la riqueza de la comunidad $= (R_{t+1} - R_t) / ((t+1) - t)$ $N_{t+1} = \text{Riqueza de especies en un tiempo } t+1 \text{ en toda la comunidad}$ $N_t = \text{Riqueza de especies en el tiempo } t \text{ en toda la comunidad}$
			Aunque se espera un aumento de la riqueza, es necesario evaluar las características de las especies que componen la comunidad con el pasar del tiempo y si corresponden a las deseadas en el área en proceso de restauración.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Estructura	Diversidad/ equidad	Tasa de cambio del índice de Shannon	Expresa la uniformidad de las especies en la muestra considerando tanto el número de especies como la abundancia. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas. Puede ser estimada a través del índice de Shannon, el cual comprende valores entre 0 y 5, cuanto mayor sea, mayor será la diversidad
			Cambio del índice de Shannon a través del tiempo. Aunque con el pasar del tiempo se espera un aumento de la diversidad y disminución de la dominancia, es necesario evaluar las características de las especies que componen la comunidad a lo largo del tiempo y si corresponden a las deseadas
Función	Anidación	Número de nidos	La anidación es uno de los eventos que garantiza la presencia real y permanente de las aves en un área (Ralph 1996, Lindell 2008). Su registro permite afirmar que las especies de aves encuentran en el área las condiciones necesarias para reproducirse. También permite identificar cuáles especies se están reproduciendo y si corresponden a las deseadas en el área. Si no son las deseadas, este indicador enciende las alarmas para implementar medidas de manejo adaptativo
			Este indicador cobra importancia para el restablecimiento de comunidades en alguna categoría de amenaza ya que podría representar el éxito de las estrategias de restauración
			En el caso de las aves migratorias, si se registran eventos de anidación se estaría evidenciando la pérdida de la migración y el establecimiento de nuevas comunidades en las áreas que pueden competir con las comunidades de especies residentes por recursos alimenticios y de espacio
			Cambios en el tiempo de la presencia de nidos. Posiblemente la presencia de nidos dependerá de la heterogeneidad estructural de las áreas en proceso de restauración. No obstante, si el área es heterogénea y aún así no se presenta anidación, se recomienda considerar otros factores externos como la presencia de perros, gatos u otros depredadores
		Tasa de cambio en la abundancia de nidos	Cambios en el tiempo de la abundancia de nidos. Se espera que en la medida que los hábitats sean más complejos y heterogéneos se evidencien mayor número de nidos en el área en proceso de restauración
	Grupos alimenticios	Número de grupos alimentares diferentes	El análisis de grupos alimenticios en el proceso de restauración permite tener un acercamiento de la oferta de recursos alimenticios que está ofreciendo el área para las aves y el uso que están haciendo de las mismas. Con el pasar del tiempo, se espera que los grupos alimenticios de las áreas en proceso de restauración sean lo más parecido a los que se presentan en áreas conservadas del mismo ecosistema (área de referencia)

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Función	Grupos alimenticios	Número de grupos alimentares diferentes	Para el objetivo de restablecimiento de aves migratorias no es fundamental evaluar este indicador
			En la medida que aumente la heterogeneidad ambiental, se espera que las aves encuentren mayor diversidad de recursos y, en consecuencia, se registre un mayor número de grupos alimentares
		Tasa de cambio en la proporción de los grupos alimentares	Cambios en el tiempo de la proporción de los grupos alimentares de las aves registradas
			De acuerdo a los objetivos que se tengan para el área y las condiciones de la misma, se querrá favorecer o incentivar la llegada de cierto tipo de grupos alimentares de aves. Por ejemplo, si el objetivo es incentivar la llegada de especies frugívoras, asociadas a la dispersión de semillas, se esperará que las frugívoras sea el grupo alimentar con mayor proporción. No obstante, si lo que se registra es una mayor proporción de especies granívoras se debe evaluar con mas detalle la composición de este grupo ya que esto podría estar indicando un estancamiento de la sucesión debido a la posible destrucción de las semillas de especies nativas

Tabla 28. Análisis propuestos para la comparación entre áreas en proceso de restauración y áreas de referencia

Análisis	Objetivos	Interpretación
Curvas de acumulación (Ontiveros <i>et al.</i> 2013)	Garantizar que el esfuerzo de muestreo es comparable y representativo en las áreas en proceso de restauración y las áreas de referencia ya que sus condiciones estructurales son diferentes	Las curvas de acumulación en ambas áreas deben alcanzar la asíntota para garantizar un muestreo representativo
Número de especies esperadas y observadas (Ontiveros <i>et al.</i> 2013, Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013)	Comparar la riqueza de especies (observadas y esperadas) a lo largo del tiempo en las áreas en proceso de restauración vs. las áreas de referencia.	Análisis 1. Esfuerzo de muestreo: En cada área (restaurada y de referencia) se debe obtener mínimo un 70 % de las especies esperadas estimadas para garantizar un muestreo representativo
	El uso de estimadores, como Chao o Jackknife, permitirá definir el número de especies que se espera obtener en las áreas	Análisis 2. Proceso sucesional: El número de especies observadas en las áreas de restauración aumente a lo largo del tiempo hasta que el sistema se estabilice en un estado sucesional maduro. Así mismo, se espera que la riqueza de especies en las áreas restauradas sea cada vez más similar al ecosistema de referencia

Análisis	Objetivos	Interpretación
Gráficas de rangos de abundancia (Gráficas de Whittaker; Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013, Magurran 2004)	Comparar la diversidad (riqueza y equitabilidad) de especies a lo largo del tiempo en las áreas en proceso de restauración y los sitios de referencia	A lo largo de tiempo, se espera una reducción en el número de especies con abundancias altas, y un incremento en el número de especies con abundancias intermedias. Es decir, la pendiente que resulte en cada grafica debe disminuir a lo largo del tiempo y cada vez ser más parecida a la que se encuentra en las áreas de referencia
Análisis de similitud (Magurran 2004, Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013)	Calcular los índices ecológicos cuantitativos Morisita-Horn, Bray Curtis, Sørensen's y la distancia al vecino más cercano	A medida que avanza el tiempo los porcentajes de similitud entre las áreas de referencia y en proceso de restauración deben ser mayores. Este análisis se puede basar en la composición taxonómica de las aves y sus grupos alimenticios

una interpretación adecuada. Se sugiere que dichos análisis se realicen dos veces al año durante un mínimo de nueve años después de implementar las estrategias de restauración ecológica (Ortega-Álvarez *et al.* 2013).

Así mismo, se sugiere considerar variables de la vegetación con las cuales diversos autores han encontrado una relación significativa con la composición y estructura del ensamblaje de aves como: abundancia, riqueza, altura (media, máxima, por estratos), área basal (suma, varianza, estrato medio y superior) y la vegetación muerta en pie (número de individuos y área basal) (Müller *et al.* 2010, Casas *et al.* 2011, Iglay *et al.* 2012, Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012, Reid *et al.* 2012).

Procesos ecológicos que involucran a la avifauna

Los procesos ecológicos dependen de la interacción de diferentes componentes de los ecosistemas, como las aves y la vegetación; razón por la cual para que se generen dichos procesos es necesario que cada uno de los componentes involucrados estén en buen estado. El estado del componente de aves puede ser evaluado con las variables propuestas para el nivel de comunidades o poblaciones. Es deseable que se evalúen los otros componentes involucrados en los procesos.

Se sugiere que las mediciones sean realizadas como mínimo una vez al año tanto en las áreas restauradas como de referencia. No obstante, esta frecuencia puede variar de acuerdo a la fenología de la vegetación y a los pulsos de las poblaciones de especies vegetales o animales consideradas como plagas. A continuación, se presentan algunos criterios, indicadores y cuantificadores que pueden ser empleados para evaluar y seguir en el tiempo procesos ecológicos como: dispersión de semillas (Tabla 29), polinización (Tabla 30) y control de plagas animales (Tabla 31). El control de plagas animales involucra particularmente al grupo de aves rapaces e insectívoras. En la Tabla 31 se se presentan los criterios, indicadores y cuantificadores que permiten evaluar el control de plagas animales en procesos de restauración ecológica.

Dispersión de semillas

Considerando la relación de la avifauna con la vegetación en el proceso de dispersión de semillas, se recomienda evaluar la relación de su composición y diversidad con variables de vegetación como:

Tabla 29. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento de la dispersión de semillas asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves frugívoras	Porcentaje de especies de aves frugívoras	Da una estimativa de las aves frugívoras, potenciales dispersoras de semillas en el área $\% Af = (\text{número de especies de aves frugívoras} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
	Aves predadoras de semillas	Porcentaje de especies de aves predadoras de semillas	$\% Aps = (\text{número de individuos de especies de aves predadoras de semillas} / \text{número total de individuos de aves}) \times 100$ Es importante estar atento si este porcentaje es alto ya que puede ser un factor que detenga o retrase el proceso sucesional, por lo que deben tomarse medidas adaptativas al respecto
Estructura	Diversidad de especies de aves frugívoras	Tasa de cambio del Índice de Shannon-Wiener para aves frugívoras	De acuerdo a las características de dichas especies se podrá tener una aproximación del aporte de las aves a la restauración del área. Por ejemplo, si la especie dominante es un ave de gran porte y característica de bosques maduros, probablemente el aporte de dicha especie será significativo por dispersar semillas grandes, particulares de bosque y, de acuerdo a su tamaño, a largas distancias
			Índice de Shannon-Wiener $H' = - \sum p_i \ln p_i$
			p_i : abundancia proporcional de la especie frugívora i con respecto a la abundancia total de especies de aves frugívoras
			Estima el cambio de la diversidad de aves frugívoras en el tiempo, considerando tanto la abundancia como la riqueza
	Tamaño corporal de las especies frugívoras	Tasa de cambio del índice de Simpson para aves frugívoras (dominancia)	Índice de Simpson $D = \sum p_i^2$
			p_i : abundancia proporcional de la especie frugívora i con respecto a la abundancia total de especies de aves frugívoras
			Estima el cambio de la dominancia de ciertas aves frugívoras en el tiempo, considerando tanto la abundancia como la riqueza
Función	Tamaño corporal de las especies frugívoras	Tamaño corporal de las especies frugívoras	El tamaño de las especies de aves frugívoras puede dar un acercamiento al tipo de semillas que dispersan. Se espera que las especies de aves grandes dispersen principalmente semillas de frutos grandes. En general, las especies de plantas con frutos grandes corresponden a especies de estados sucesionales avanzados
			Cuantifica el número de individuos de cada una de las especies de aves frugívoras por rango de tamaño corporal: pequeñas, medianas y grandes

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Función	Tamaño corporal especies predadoras de semillas	Abundancia de especies de aves predadoras de semillas por rangos de tamaño corporal	El tamaño corporal de las especies de aves predadoras de semillas puede dar un acercamiento de cuales semillas están siendo depredadas
			Cuantifica el número de individuos de cada una de las especies de aves predadoras de semillas por rango de tamaño corporal: pequeñas, medianas y grandes
			Es importante evaluar el tipo de semillas que están siendo predadas. Si son abundantes las aves predadoras de gran tamaño se esperaría que estén consumiendo semillas grandes, estas son características de especies vegetales de sucesión tardía. No obstante, es importante considerar otros atributos como la comisura y longitud de los picos de las aves predadoras y su relación con el tamaño y forma de las semillas de plantas nativas

Tabla 30. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento de la polinización asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves nectarívoras	Porcentaje de especies de aves nectarívoras	Da una estimativa de las aves nectarívoras, potenciales polinizadoras en el área
			$\% An = (\text{número de especies de aves nectarívoras} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
	Aves ladronas de néctar	Porcentaje de especies de aves ladronas de néctar	El número de aves ladronas de néctar que aunque consumen néctar no polinizan las plantas
			$\% Aln = (\text{número de especies de aves ladronas de néctar} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
			Si se presenta un alto porcentaje de aves ladronas de néctar, y es mayor con respecto al porcentaje de aves polinizadoras, se puede inferir que no se está dando la polinización en el área por parte de las aves, lo que conlleva a la reducción de las poblaciones vegetales lo que podría estar generando reducción en las poblaciones vegetales que dependen de ellas y la pérdida o reducción de su diversidad genética

- Abundancia y riqueza de especies de plantas ornitócoras.
- Abundancia de frutos ornitócoros.
- Presencia o abundancia de troncos muertos como posibles perchas que incentiven la llegada de especies frugívoras y, en consecuencia, la dispersión de semillas.
- Tamaño de los frutos: puede hacerse el análisis de la relación entre diferentes rangos en el tamaño de frutos y semillas, con los rangos del tamaño corporal de las especies de aves frugívoras y sus picos. Se espera que mayor número de frutos

Tabla 31. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento del control de plagas animales asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves insectívoras*	Porcentaje de especies de aves insectívoras	$\% Ai = (\text{número de especies de aves insectívoras} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
			Se espera que un alto porcentaje de aves insectívoras represente un alto control de poblaciones de invertebrados, que sin dicho control pueden convertirse en plagas en el área
	Aves rapaces	Presencia de especies de aves rapaces	Las aves rapaces ejerce un control de vertebrados que pueden convertirse en plagas, así como de la propagación de material en descomposición que puede generar enfermedades
			Con la presencia de aves rapaces se puede inferir que en el área en proceso de restauración hay un control de vertebrados o material en descomposición. No obstante, también sería recomendable considerar y relacionar dicha presencia de aves rapaces con la oferta y abundancia de recursos alimenticios (vertebrados/material en descomposición) para considerar si dicho control está siendo o no efectivo y si es necesario incentivarlo en el área

* Se hace referencia a aves insectívoras por ser un término comúnmente utilizado. No obstante, dentro de las aves insectívoras se incluyen a las especies de aves que consumen otros invertebrados, adicionales a los insectos, como: lombrices, caracoles, arañas, entre otros.

y semillas grandes se presente cuando hay incremento de aves frugívoras de gran tamaño en el área.

- Porcentaje de semillas ornitócoras y nativas dispersadas durante el día. Se consideraría el día por ser el periodo principal de actividad de las aves. Teniendo en cuenta que las aves frugívoras no diferencian entre especies vegetales nativas y exóticas, es importante evaluar cuáles semillas y en qué proporción están siendo dispersadas al área en proceso de restauración. Si la proporción de especies exóticas es alto se recomienda contemplar una medida de manejo adaptativo para el área y así evitar su establecimiento y propagación.

El análisis de estas relaciones permitirá determinar si las estrategias de restauración implementadas en el área están contribuyendo con la dispersión de semillas, a través de las aves frugívoras. No obstante, es importante considerar que requiere de proyectos que dispongan de recursos (financieros y técnico-científicos) y tiempo suficiente para la colecta de datos en campo, su posterior procesamiento en laboratorio y el análisis de datos.

Polinización

Al igual que en el caso de la dispersión de semillas, se recomienda evaluar la relación de la composición y diversidad de aves polinizadoras con variables de vegetación como:

- Abundancia de especies de plantas con flores con características atrayentes para la avifauna. Este análisis permite evaluar si la polinización está siendo afectada por la abundancia de recursos para las aves nectarívoras y si es necesario incrementar el número de especies vegetales que producen flores con características atrayentes para la avifauna para incentivar el proceso de polinización en el área.

- Diversidad de especies de plantas con flores con características atrayentes para la avifauna. Permite evaluar la probabilidad de intercambio de material genético (polen) de un mayor número y diversidad de especies vegetales gracias a la avifauna nectarívora. Se espera que a mayor diversidad de plantas mayor oferta tendrán las aves nectarívoras y, en consecuencia, mayor intercambio de material genético (polen) ocurrirá en el área en proceso de restauración. Si se presenta el caso contrario se recomienda evaluar la necesidad de implementar medidas que incrementen la oferta de néctar para las aves y así el proceso de polinización, siempre y cuando sea este el objetivo en el área.
- Horarios de producción de néctar y cantidad de néctar producida. Estos factores pueden influenciar el número y diversidad de especies de aves que visitan las flores en el área. Entre mayor sincronía se presente entre estas variables de la vegetación y la avifauna, se esperaría mayor éxito en el proceso de polinización a cargo de las aves.

Control de plagas animales

Uno de los factores que incentiva la presencia de aves rapaces en un área es la presencia y el número de perchas (artificiales o naturales) en la misma. La sola presencia de aves rapaces puede regular la actividad y abundancia de sus presas por intimidación, razón por la cual, se recomienda considerar variables que midan la presencia de perchas en el área, las especies de aves rapaces que hacen uso de las mismas y su frecuencia de uso.

Consideraciones finales

El monitoreo de la avifauna y sus procesos ecológicos es importante en los proyectos de restauración ecológica ya que están directamente relacionados con el restablecimiento de la funcionalidad de los ecosistemas degradados y, en consecuencia, los servicios ecosistémicos asociados y de los cuales depende el bienestar de la humanidad. Por tanto, se sugiere que los objetivos de dichos proyectos estén direccionados en la restauración de la estructura, composición y función de poblaciones y comunidades de aves (residentes, migratorias o en alguna categoría de amenaza), así como de los procesos ecológicos asociados a las interacciones entre las aves y otros componentes de los ecosistemas. La verificación del cumplimiento de dichos objetivos puede realizarse con el análisis de trayectorias, el cual contempla la variación espacial (áreas de referencia vs. en proceso de restauración) y temporal (tiempo 2 vs. tiempo 1 después de la implementación de las estrategias de restauración) de las variables implicadas en el proceso sucesional. Si realmente se desea restaurar un área degradada es imposible concebir este proceso sin su debido monitoreo a lo largo del tiempo.



EL MONITOREO DE LOS MAMÍFEROS EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Angélica Díaz-Pulido, Mauricio Aguilar-Garavito,
Jairo Pérez-Torres y Sergio Solari

En Colombia se han registrado 492 especies de mamíferos nativos (Solari *et al.* 2013), cada una de ellas con una función indispensable en el equilibrio dinámico de los ecosistemas. La diversidad taxonómica y ecológica de los mamíferos hace que la evaluación del efecto de las actividades de restauración sobre ellos se deba realizar bajo un esquema sistemático y continuo a lo largo del tiempo. Dado que la restauración ecológica se desarrolla en localidades particulares y en situaciones específicas, es importante entender la reorganización de los mamíferos en el hábitat en restablecimiento, considerando los atributos de la biodiversidad: estructura, composición y función (Primack y Massardo 2001). Para esto se deben escoger especies o grupos de especies que ofrezcan la mayor cantidad de información posible, que permita evaluar la estructura y composición a través del análisis de ensamblajes o conjuntos de especies, y la función a partir de grupos funcionales y las interacciones entre organismos.

Los procesos de restauración ecológica implican asistir el restablecimiento de la estructura y composición de los ecosistemas (SER 2004), así como su funcionalidad como hábitat y fuente de recursos para la fauna silvestre. Las modificaciones ambientales generadas por las actividades de restauración pueden tener efectos negativos sobre algunas especies y positivos en otras (McKinney y Lockwood 1999), lo cual se refleja en los cambios en la estructura y composición de los grupos de mamíferos en un espacio y tiempo determinado (Devictor *et al.* 2007). La intensidad de este efecto va cambiando con el tiempo y es susceptible de ser evaluado durante la fase de monitoreo de los procesos de restauración ecológica.

Los efectos de la restauración sobre las poblaciones de mamíferos silvestres se evidencian a nivel de poblaciones o comunidades (Noss 1990); siendo estos procesos ecológicos complejos, se sugiere realizar este monitoreo en por lo menos tres fases: corto, mediano y largo plazo.

El nivel poblacional se centra en la selección de especies indicadoras (positivas o negativas) y en la cuantificación de sus características poblacionales. Estos datos

son básicos para llevar a cabo el monitoreo de la restauración ecológica y permiten poner en perspectiva la escala temporal en la que se pueden observar los efectos sobre las poblaciones (Clutton-Brock y Sheldon 2010).

A nivel de comunidad, se requiere definir un grupo de especies: comunidades, ensamblajes, gremios, conjuntos, gremios locales, taxones o grupos funcionales (Blondel 2003). Para el caso del monitoreo de mamíferos, en los procesos de restauración ecológica los grupos de especies sugeridos son ensamblajes y conjuntos, porque permiten analizar simultáneamente la estructura y composición de grupos de especies que están emparentadas filogenéticamente o que utilizan los mismos tipos de recursos (Fauth 1996). De esta forma, el primer paso es definir el grupo de especies a evaluar.

El ensamblaje es definido a partir de los criterios de la clasificación taxonómica vigente y generalmente se escogen grupos desde el nivel de orden hasta familia. Esta definición del ensamblaje implica que los investigadores tengan el conocimiento suficiente de la taxonomía del grupo a trabajar para no caer en el error de realizar determinaciones erróneas. Por ello, es muy importante elaborar una colección de referencia que permita verificar la identidad de las especies colectadas durante el estudio. Esto facilita la identificación de los individuos capturados posteriormente, permite verificar la identidad de las especies en cualquier momento y se asegura que el estudio sea repetible, revisable y revaluable (Morrison 2009).

El conjunto es un grupo de especies dentro de la comunidad que están emparentados filogenéticamente y que usan un mismo tipo de recursos. Ejemplos de conjuntos de especies con un claro papel en el proceso de restauración son los murciélagos frugívoros (Kunz *et al.* 2011) y los primates frugívoro-insectívoros (Estrada 2006), que contribuyen en la regeneración, colonización y mantenimiento de la diversidad vegetal en tales ecosistemas a través de la dispersión de semillas de especies de plantas colonizadoras (Galindo-González *et al.* 2000, Willing *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009). Al conocer los recursos que consumen las especies, se pueden hacer inferencias sobre el potencial papel funcional que cumplen estas con la vegetación (polinización o dispersión de semillas) o con otros animales (depredación). Al inferir la función ecológica de dichas especies en el ambiente en proceso de restauración, así como su papel potencial en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos, sería posible analizar el beneficio que conlleva este proceso en la restauración.

Bajo este marco conceptual se desarrolla una ruta para el monitoreo de mamíferos en procesos de restauración (Figura 49).

Consideraciones del muestreo para el monitoreo de los mamíferos en procesos de restauración ecológica

El muestreo para el monitoreo de mamíferos (grupos de especies: ensamblajes o conjuntos) en áreas en proceso de restauración puede realizarse de acuerdo a su hábito, tamaño y peso (Tabla 32). El tamaño de las especies permite vincular aspectos de la historia de vida, sus hábitos de desplazamiento, uso de hábitat y comportamiento. Es común clasificar a los mamíferos de acuerdo a su peso y tamaño

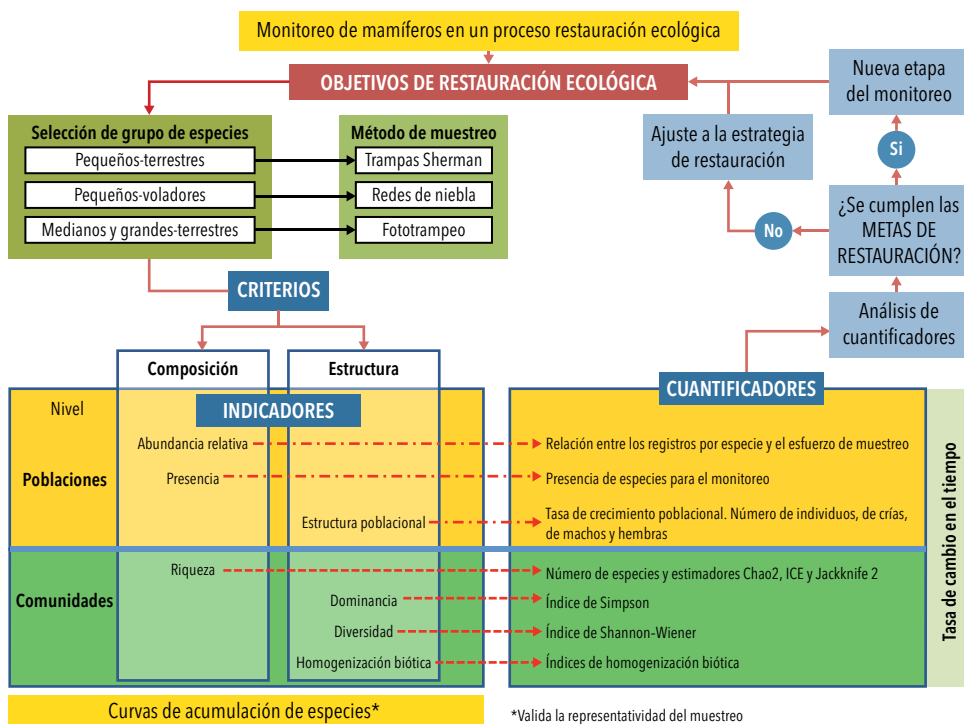


Figura 49. Ruta para el monitoreo de mamíferos en procesos de restauración y sus respectivos criterios, indicadores y cuantificadores para el monitoreo (elaboración propia).

Tabla 32. Ejemplos de especies de mamíferos de acuerdo a su hábito, tamaño y peso.

		Tamaño y peso	
		Pequeños (<1 kg)	Medianos y grandes (>1 kg)
Hábito	Terrestre	Roedores, marsupiales y musarañas	Zorros, tayras, faras, jaguarundis, jaguares, pumas, dantas, armadillos, venados, entre otros
	Volador	Murciélagos	

en pequeños, medianos y grandes. Los mamíferos pequeños son aquellos que pesan menos de 1 kg y los medianos y grandes los que pesan más de 1 kg. Y de acuerdo a su hábito en terrestres, voladores y acuáticos. En este capítulo no se tendrán en cuenta a los mamíferos acuáticos por referirse solamente a procesos de restauración en ecosistemas terrestres.

Métodos de muestreo

La selección del método de muestreo depende del grupo de especies objeto de estudio, mientras que su periodicidad y continuidad permiten evaluar los procesos de restauración a corto, mediano y largo plazo convirtiéndose así en una herramienta para el monitoreo. Se debe tener en cuenta que la selección del método de muestreo,

así como la intensidad del muestreo, los indicadores y los análisis, dependerán directamente de las metas y objetivos del proceso de restauración (Morrison 2009, Thorpe y Stanley 2011). La toma de datos debe realizarse durante una etapa de caracterización diagnóstica (en el ecosistema de referencia y en el área a restaurar) para establecer la línea base del proceso de restauración y definir el esfuerzo de muestreo requerido para el monitoreo.

A continuación se presenta una serie de consideraciones generales para el muestreo de cada grupo de especies de mamíferos. En los casos que se registran capturas de individuos se les debe tomar las medidas morfométricas pertinentes, identificar su género, grupo etario y especie. Se recomienda hacer una colección de referencia para ser incorporada a una colección oficial del país.

Mamíferos pequeños terrestres-trampeo

El registro de las especies de mamíferos pequeños terrestres es efectivo mediante el uso de trampas tipo Sherman (Figura 50). Esta es una trampa hecha en aluminio inoxidable y tiene una sola entrada; es de bajo peso (<250 g), plegable (facilita su transporte) y de tres tamaños, lo que las hace versátiles para el trabajo de campo. Como mínimo se deben usar entre 60-80 trampas por noche, durante ocho noches. Este esquema puede repetirse en otras áreas o hábitats, dependiendo del diseño específico a emplear.



Las trampas pueden ser ubicadas *ad libitum* (a voluntad) o bajo un modelo sistemático. El método *ad libitum* para la ubicación de las trampas dependerá



Figura 50. Trampa Sherman con cebo y su ubicación para la captura de pequeños mamíferos terrestres.

del criterio y la experiencia del investigador, para seleccionar aquellos sitios que considera como los más probables para la captura de individuos: troncos caídos, cerca de la base de árboles, cavidades formadas por las raíces, senderos creados por los animales y alrededor de comederos, huecos y madrigueras, entre otros tipos de microhábitats (Barnett y Dutton 1995). Para el método sistemático se utilizan como unidad de muestreo transectos lineales o parcelas cuadradas o redondas (Figura 51). En todos los casos las trampas no deberán estar a menos de 10-15 m de distancia para tratar de asegurar independencia en las capturas (Pearson y Ruggiero 2003).

Las parcelas circulares se proponen para el monitoreo a largo plazo y así minimizar el efecto de borde que se presenta en la parcela cuadrada. Además, permite tener una densidad de trampas similar en la parte externa e interna de la parcela (Figura 51). Este tipo de parcelas circulares permite hacer seguimientos de individuos a lo largo del tiempo, evaluar cambios demográficos por unidad de área y cambios en la estructura y composición de los ensamblajes de especies. Tienen el inconveniente de que no es posible evaluar el área de acción, dado que no cuenta con un esquema sistemático de distancia entre trampas, aspecto que sí es posible evaluar con las parcelas cuadradas.

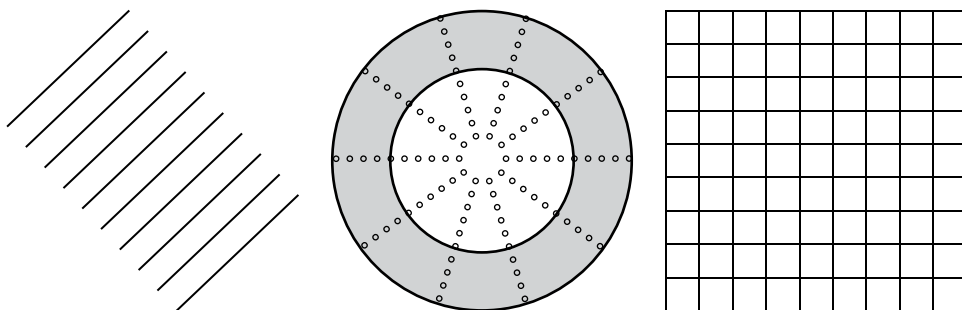


Figura 51. Transectos (izquierda), parcela circular (centro) y cuadrada (derecha) en las que se disponen 100 trampas a menos de 10-15 metros de distancia entre ellas.

Estudios comparativos en cuanto al uso de estos diseños (Pearson y Ruggiero 2003) muestran que los transectos pueden resultar más eficientes y brindar más resolución en ambientes con baja abundancia o diversidad, por lo que en el contexto del monitoreo de un proceso de restauración a corto y mediano plazo se recomienda el uso de este diseño.

Dado que se busca hacer seguimiento de individuos a lo largo del tiempo, es importante marcar los individuos para poder individualizar y evaluar si se presentan recapturas durante los diferentes muestreos. Contar con recapturas permite evaluar frecuencias de permanencia, patrones de estabilidad y tasas de recambio de individuos a lo largo del tiempo.

Por otra parte, contar con recapturas de individuos tiene la gran ventaja de permitir hacer estimaciones de tamaños poblacionales al usar los métodos de captura-marcaje-recaptura. Con estos métodos es posible aplicar índices poblacionales como Lincoln, Petersen y triple captura entre otros para estimar y evaluar los cambios en densidad a lo largo del tiempo (Krebs 1999).

Mamíferos pequeños voladores-redes de niebla

El registro de las especies de mamíferos pequeños voladores es efectivo mediante el uso de redes de niebla (Figura 52) o trampas de arpa. Las capturas se pueden realizar durante 9 a 12 noches por área en proceso de restauración, tipo de cobertura o tipología de disturbio. Se debe procurar muestrear varios puntos con similares condiciones para asegurar tanto una mejor representatividad en el muestreo, como para incrementar el éxito de captura de las especies. Se recomienda utilizar por noche al menos cinco redes de niebla de 6 X 3 m y de 30 X 36 mm de ojo. Las redes se ubicarán teniendo en cuenta el borde del bosque, claros del bosque, corredores naturales, orillas de quebradas y plantas asociadas a los murciélagos (Kunz *et al.* 2009) y deben abrirse desde las 18:00 horas y revisarse cada hora hasta las 6:00 horas. Se recomienda en lo posible ubicar por lo menos el 20 % de las redes elevadas, cubriendo zonas por sobre los 3 m.

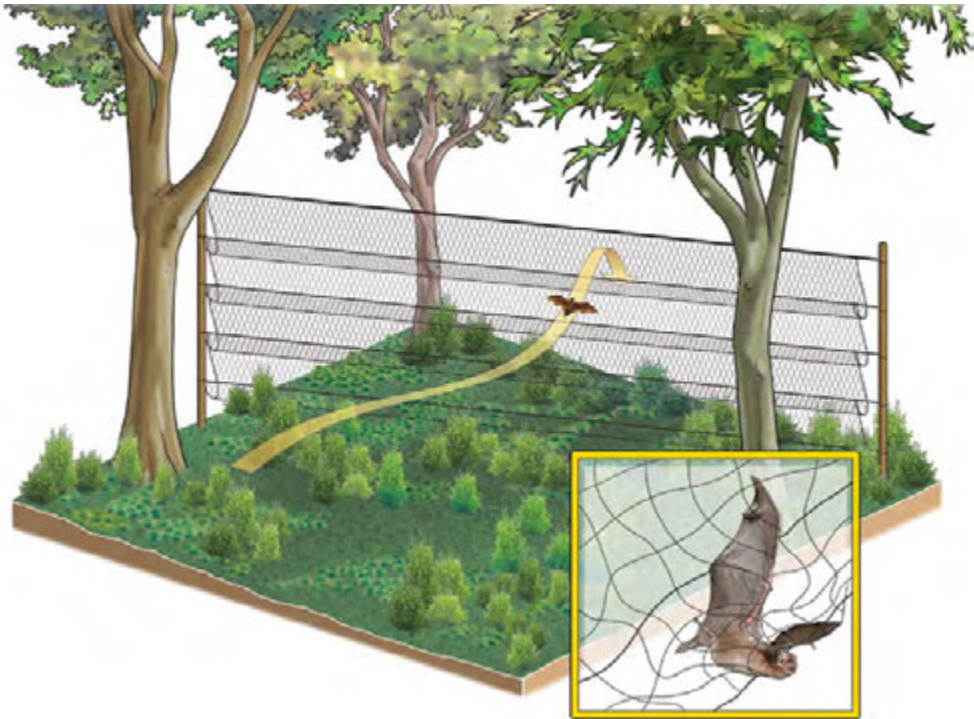


Figura 52. Redes de niebla ubicadas en una matriz en proceso de restauración para la captura de murciélagos.

Mamíferos medianos y grandes terrestres-fototrampeo

El registro de las especies de mamíferos terrestres medianos y grandes es efectivo mediante el uso de cámaras trampa (Sanderson y Trolle 2005).

El fototrampeo (Figura 53) es una metodología no invasiva que permite obtener fotografías de los individuos que pasan frente a las cámaras, por lo que es considerada apropiada para la elaboración de inventarios y estimaciones de abundancia y densidad de especies de mamíferos medianos y grandes (Karanth y Nichols 1998, Carbone *et al.* 2001, Karanth *et al.* 2004, Diaz-Pulido y Payan 2012). Los resultados obtenidos mediante esta metodología son abundantes, relevantes y en periodos de tiempo relativamente cortos.

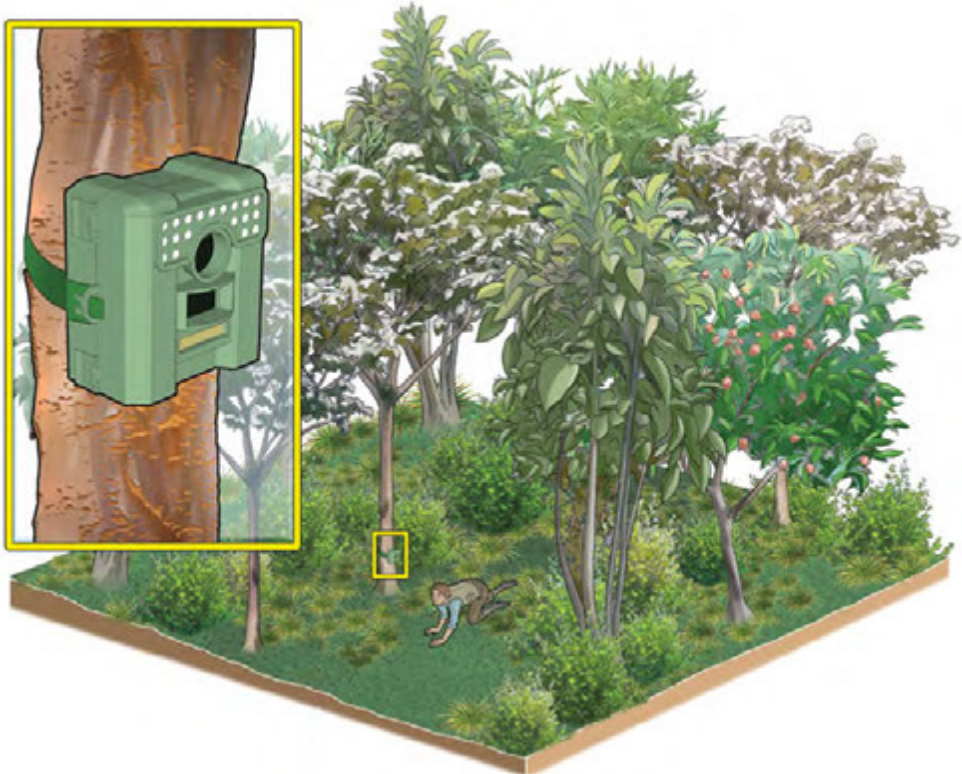


Figura 53. Prueba de una estación de muestreo de fototrampeo. Examen del "gateo" con una cámara trampa.

De acuerdo al tamaño del área de estudio se definirá el mínimo de cámaras trampa a emplear, dejando como mínimo una distancia entre ellas de 1 km (si el área de estudio es muy pequeña se sugiere disminuir la distancia entre cámaras teniendo en cuenta que puede ocurrir una sobre-estimación poblacional) y asegurando un esfuerzo de muestreo óptimo, para detectar como mínimo las especies más comunes (superior a 400 trampas-noche. Tobler *et al.* 2008) (Díaz-Pulido y Payán 2012). Sin embargo, se sugiere 40 días como el periodo de muestreo óptimo y 931 trampas noche para detectar el 90 % de las especies residentes (Si *et al.* 2014). La ubicación de las cámaras trampa se realizará en las áreas donde se maximice la probabilidad de detección de especies, procurando la equidistancia entre ellas.

Es recomendable realizar la instalación de las cámaras trampa en las estaciones de muestreo en colaboración con la comunidad local. De esta forma pueden identificarse zonas con mayor probabilidad de registro de fauna y de ser posible cubrir todos los tipos de hábitat, ya que algunas especies podrían estar limitadas a solo uno de ellos (Tobler *et al.* 2008). Los senderos y salados son unos de los mejores sitios para la ubicación de las cámaras (Silver 2004).

Finalizado el tiempo de muestreo, es necesario recoger y organizar la información capturada en las cámaras en una matriz de datos que compile toda la información asociada a cada registro fotográfico (información de la ubicación temporal y espacial de la estación de muestreo, nombre de la especie "capturada", número de individuos y cualquier información adicional que registre la cámara al momento de la fotografía). En la Figura 54 se ilustran las técnicas de muestreo en conjunto para mamíferos.

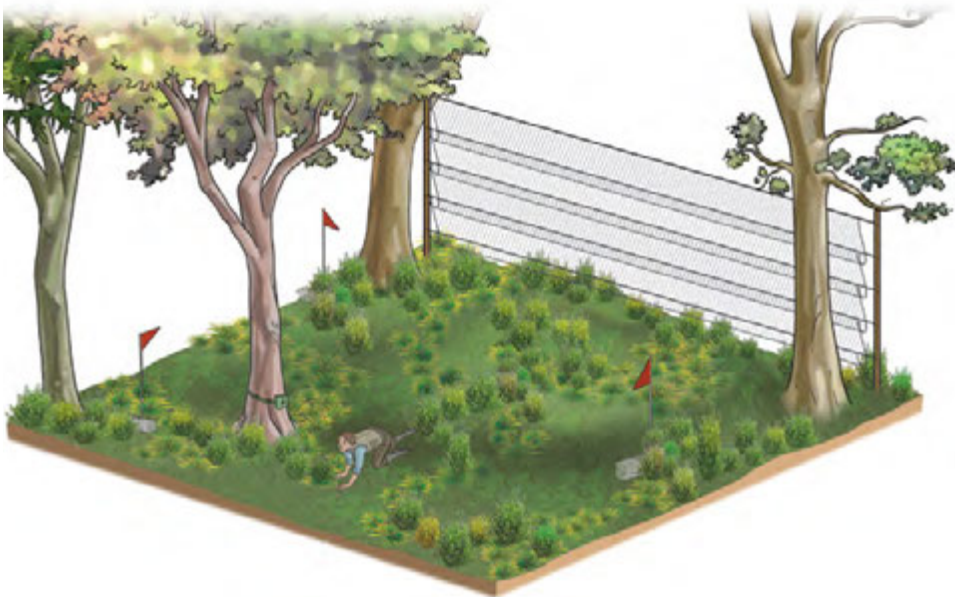


Figura 54. Técnicas para el muestreo de mamíferos (trampas Shermman, redes de niebla y cámaras trampa) sugeridas para su monitoreo en procesos de restauración ecológica.

Análisis de los atributos de la biodiversidad

Esfuerzo de muestreo

Se requiere para todos los casos hacer un análisis de la curva de acumulación de especies para validar la representatividad del muestreo (Bizerril y Raw 1998) a partir de estimadores de las especies observadas y de abundancias tanto de especies comunes como de especies raras (Moreno y Halffter 2002, Moreno 2001).

Las curvas de acumulación representan un comportamiento asintótico cuando la probabilidad de agregar una nueva especie a la lista de especies tiende a cero (Moreno y Halffter 2002, Gotelli y Colwell 2001, Colwell *et al.* 2004). El punto de estabilización de la curva se interpreta como el tamaño de muestra en el cual la probabilidad de encontrar especies nuevas tiende a cero y en el cual se supone aparecen representadas la mayoría de las especies (Ramírez 1999, Moreno y Halffter 2002, Moreno 2001). Es importante realizar pruebas de ajuste a modelos asintóticos para determinar si la curva de acumulación efectivamente ha alcanzado la asíntota.

A nivel de población

Los indicadores ecológicos pueden ser empleados para la evaluación de la condición del ambiente (Dalea y Beyeler 2001). La evaluación de los cambios en la estructura, composición y función de los mamíferos en un contexto de restauración puede hacerse a través de especies individuales para el monitoreo (Tabla 33).

Una aproximación clásica es determinar la presencia o ausencia de especies que tradicionalmente se consideran especies indicadoras negativas o especies

Tabla 33. Algunas especies indicadoras de mamíferos positivas y negativas.

Especies	Descripción
Especies indicadoras positivas	
Especies clasificadas en alguna categoría de amenaza, especialistas o dependientes de calidad de hábitat (e.g. géneros: <i>Mormoops</i> , <i>Lontra</i> , <i>Myrmecophaga</i> , <i>Aotus</i> , <i>Coendou</i>)	Son altamente vulnerables a la degradación de su hábitat y son consideradas como las especies "perdedoras" en la competencia de nicho (McKinney y Lockwood 1999)
Especies de gran tamaño o en el nivel más alto dentro de la cadena trófica (e.g. géneros: <i>Tapirus</i> , <i>Odocoileus</i> , <i>Panthera</i> , <i>Tremarctos</i>)	Se caracterizan por sus bajas densidades poblacionales y largos periodos de gestación, condiciones que incrementan su vulnerabilidad a las presiones antrópicas (Cardillo <i>et al.</i> 2004)
Subfamilia Phyllostominae; familias Emballonuridae, Thyropteridae, Furipteridae, Vespertilionidae	Están pobremente representada en áreas disturbadas (Medellín <i>et al.</i> 2000), excepto <i>Phyllostomus hastatus</i> (Wilson <i>et al.</i> 1996). Son más abundantes en hábitats no disturbados (Solari <i>et al.</i> 2002)
Especies indicadoras negativas	
Especies invasoras o introducidas (e.g. <i>Rattus rattus</i> , <i>Mus musculus</i> , <i>Rattus norvegicus</i> , <i>Canis familiaris</i> y <i>Felis silvestris</i>)	Se adaptan fácilmente a ambientes degradados y son catalogadas como las "ganadoras" en la competencia de nicho con otras especies (McKinney y Lockwood 1999)
<i>Phyllostomus hastatus</i> , <i>Desmodus rotundus</i> y <i>Carollia perspicillata</i>	Son más abundantes en sitios altamente disturbados (Solari <i>et al.</i> 2002). La abundancia de estas especies es un buen indicador de hábitats disturbados (Wilson <i>et al.</i> 1996)

indicadoras positivas. Las especies indicadoras negativas son aquellas típicas de ambientes intervenidos (e.g. *Mus musculus* o *Rattus rattus*). Por otra parte, las especies indicadoras positivas, son típicas de ambientes en buen estado de conservación o de lugares donde la presión antrópica es baja o ausente. En este último caso, la opción es muy variada. Se evalúa la presencia de mamíferos grandes, depredadores, o especies dependientes de la calidad de hábitat o algún recurso clave.

Se puede considerar como un efecto positivo de las acciones de manejo implementadas la aparición a lo largo del tiempo de especies indicadoras positivas o la disminución progresiva o desaparición de especies indicadoras negativas en el área en proceso de restauración. Resultados contrarios indicarían en general una señal de alerta sobre el direccionamiento de la restauración.

Las especies indicadoras son complementarias, y la evaluación de un solo de grupo de ellas, no necesariamente refleja el efecto del proceso de restauración. En lo posible, el análisis debe hacerse sobre un grupo de especies para no crear escenarios parciales.

Nota: Las especies indicadoras (positivas o negativas) hacen parte del conjunto de indicadores susceptibles a evaluar y seguir durante el monitoreo del proceso de restauración. Los análisis de presencia/ausencia de estas especies deben ser realizados teniendo en cuenta la distribución natural de ellas.

Composición:

La composición de la población se evalúa a través de los siguientes indicadores: presencia de especies indicadoras, y abundancia relativa por especie indicadora. Durante el transcurso de la restauración ecológica se esperaría la permanencia o aumento de los indicadores positivos y la disminución de los indicadores negativos a nivel de presencia y abundancia.

Presencia de especies

Se sugiere, en primera medida, definir la identidad de las especies indicadoras (positivas o negativas) como posibles especies para el monitoreo. A través del proceso de restauración se espera el registro de un mayor número de especies para el monitoreo positivas y menos o igual número de negativas respecto al diagnóstico inicial.

Abundancia relativa por especie

El índice de abundancia relativa está fundamentado en la correlación positiva entre la abundancia y la probabilidad de detección (Nichols y Conroy 1996), y permite realizar comparaciones temporales y espaciales (Walker et al. 2000). Se puede calcular relacionando el número de registros (para los resultados con cámaras trampa se deben emplear los registros independientes, aquellos registros de la misma especie con un intervalo temporal mayor a 30 minutos) y el esfuerzo de muestreo (Karanth y Kumar 2002) que de acuerdo a la metodología empleada pueden ser trampas/noche u horas/red.

$$AR_i = \frac{a_i}{b} \times c$$

AR_i = abundancia relativa de la especie i
 a_i = número de registros de la especie i
 b = esfuerzo de muestreo
 c = factor de corrección

Los resultados de la abundancia relativa por especie fluctúan con el tiempo y en el marco del proceso de restauración se espera que las especies indicadoras positivas aumenten en abundancia mientras las negativas disminuyan, de acuerdo a la disponibilidad de recursos y la competencia interespecífica.

Estructura:

La estructura de la población se evalúa a través del indicador estructura poblacional. Durante el monitoreo se evalúan la tasa intrínseca de crecimiento, grupos etarios y la proporción de sexos. Se espera que haya un incremento principalmente en crías, juveniles y hembras en el corto y mediano plazo. En el largo plazo se espera que la proporción sea similar al ecosistema de referencia.

Estructura poblacional:

Se propone evaluar el tamaño relativo de la población (número total de individuos en el área), la tasa finita de crecimiento (incremento en el tamaño de la población, incremento de crías) y la proporción de machos respecto a las hembras (número de individuos machos/hembras en el área). En la medida que el ecosistema se recupera la población deberá verse favorecida y presenta un incremento en el número de individuos, en el aumento del tamaño poblacional, en el número de crías y en el número de hembras (Krebs 1999, Magurran 2003). Las fórmulas y la interpretación de las mismas se presentan en la sección anterior, El monitoreo de la avifauna.

A nivel de comunidades

Se sugiere analizar la composición y estructura del ensamblaje o del conjunto de especies.

Composición:

La composición del grupo de especies se evalúa a través de los indicadores de riqueza de especies. Durante el transcurso del monitoreo de la restauración ecológica se esperaría el incremento en la riqueza de especies.

Riqueza de especies:

La riqueza de especies-riqueza específica (S), entendida como el número de especies registradas en una localidad y un tiempo específico, es uno de los objetivos más importantes para cuantificar y monitorear el estado de diferentes grupos de especies en el tiempo y el espacio (Moreno 2001). Son múltiples los estimadores de riqueza propuestos, para los datos de registro de especies (presencia/ausencia), sugerimos emplear los estimadores Chao2, ICE y Jackknife 2. Si se cuenta con datos cuantitativos de abundancia relativa el mejor estimador es el Índice Alfa de Fisher. A medida que el proceso de restauración avanza se espera que los estimadores de riqueza de especies aumenten, dado el incremento de recursos disponibles para los mamíferos.

Estructura:

La estructura del grupo de especies se evalúa a través de los indicadores: de dominancia, diversidad y homogenización biótica. Durante el monitoreo se espera el incremento en la diversidad. Así mismo, se espera que la homogenización biótica disminuya, mientras la similitud aumenta entre el área en proceso de restauración y el ecosistema de referencia.

Dominancia:

Se propone evaluar la dominancia a través de un índice Simpson. Este índice está fuertemente influenciado por la importancia de las especies más abundantes y mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados de manera aleatoria en una muestra sean de la misma especie (Ramírez 1999, Moreno y Halfpeter 2002, Moreno 2001). Para este índice a medida que la riqueza específica aumenta, la probabilidad que dos individuos sean de la misma especie disminuye en una muestra donde la dominancia es baja, cambiando de valor cuando la abundancia de individuos de las especies varía (Ramírez 1999, Moreno 2001).

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum_{i=1}^s \left[\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right]$$

n_i = Número de individuos de la especie i en la muestra
 N = Número de individuos totales en la muestra = $\sum n_i$
 s = Número de especies en la muestra

Se espera que la dominancia en los primeros estados de sucesión sea baja en comparación de tiempos más avanzados, donde la dominancia debe aumentar en la medida que se estructura más el grupo de especies con unas cuantas especies dominantes y una mayor cantidad de especies raras.

Diversidad:

Es recomendable utilizar el índice de Diversidad Verdadera (Jost 2006), el cual permite medir la biodiversidad y sus tendencias de cambio en los ecosistemas. Mide la diversidad como el número efectivo de especies que hay en la comunidad, que puede ser entendido como el número de especies de una comunidad virtual, perfectamente balanceada, en la que todas las especies son igualmente comunes y en la cual se conserva la abundancia relativa promedio de las especies de la comunidad real (Jost 2006). De esta forma, los números efectivos de especies sirven para describir la diversidad de una comunidad ecológica y permiten comparar de forma clara y directa la magnitud de la diferenciación en la diversidad de dos o más comunidades (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011). La Diversidad Verdadera se expresa como qD (Jost 2006) y se obtiene de la siguiente manera:

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

$\sum_{i=1}^s p_i^q$ es la sumatoria básica; p_i , representa la abundancia proporcional de la especie i , y S es el número total de especies. El parámetro q indica la sensibilidad del índice de diversidad a la frecuencia relativa de las especies presentes en la comunidad. La interpretación de qD no cambia con distintos valores de q , ya que se encuentra positivamente relacionada con el número real de especies S (Jost 2006, Jost 2007, Moreno *et al.* 2011).

A través del proceso de restauración se espera que la diversidad aumente en tanto se promueve una mayor diversidad de recursos para una mayor diversidad de especies de mamíferos.

Homogenización biótica:

Es el proceso por el cual la diversidad beta declina con el tiempo, por lo tanto la similitud de las comunidades se incrementa (Olden y Rooney 2006, Devictor

et al. 2007, 2008). Una de las estrategias promovidas para revertir esta pérdida de biodiversidad es la restauración ecológica (e.g. Rahel 2010) y es la medición de la homogenización la que es considerada una herramienta para la evaluación de los efectos del cambio del paisaje (Devictor et al. 2007).

La homogenización biótica fundamenta su análisis en la información de riqueza de especies en cada uno de los momentos del proceso de restauración ecológica. La cuantificación de la homogenización biótica puede darse con la implementación del índice de Jaccard así:

$$S = \frac{a}{(a + b + c)} \times 100$$

S=similitud entre dos momentos del proceso de restauración

a= número de especies encontrado en los dos momentos del proceso de restauración

b=número de especies encontrado en uno de los dos momentos del proceso de restauración

c=número de especies encontrado en el otro momento del proceso de restauración

La heterogeneidad ambiental es un contribuidor importante en la diversidad de especies (Kassen 2002), por lo cual se espera que siguiendo el proceso de restauración ecológica: la homogenización biótica (similitud) se reduzca en la medida que la restauración avanza. La homogenización biótica expresada en términos de similitud a través del índice de Jaccard se interpreta como 0 % cuando no hay especies en común y 100 % cuando el solapamiento en la composición de especies es total (mayor similitud).

En los casos en los que el muestreo es representativo para el grupo de especies de estudio, es posible profundizar más en este análisis, teniendo en cuenta que los cambios en la comunidad de mamíferos durante el proceso de restauración no necesariamente se ven reflejados en la estructura de la comunidad (riqueza de especies o similitud) pero sí en su composición. Por esta razón, se sugiere un análisis complementario basado en la identidad de las especies, reconociendo procesos genéticos, taxonómicos y funcionales (McKinney 2006, Olden y Rooney 2006).

En primera instancia, se requiere definir la identidad de las especies (Olden y Rooney 2006), que en este caso serán clasificadas como generalistas o especialistas, definidas como aquellas que tienen una preferencia por un hábitat específico o recurso, y las generalistas son aquellas que no presentan esta preferencia o que tienen ocurrencia en varias clases de hábitat. El impacto de la degradación ambiental en estos grupos de especies es diferente. Las especialistas son altamente sensibles a los disturbios o a la pérdida de hábitat, mientras las generalistas se ven menos afectadas y favorecidas por la disminución de la competencia con las especialistas (McKinney y Lockwood 1999, Marvier et al. 2004, Scott 2006, Devictor et al. 2007, 2008, Rahel 2010). La homogenización biótica implica un declive de las especialistas y un reemplazamiento progresivo por especies más tolerantes: las generalistas (McKinney y Lockwood 1999).

Teniendo en cuenta el cambio de la identidad de las especies de una comunidad la homogenización biótica puede ser cuantificada siguiendo el índice de especialización de una comunidad, (Devictor et al. 2007) así:

$$H = \frac{Sg}{Sg + Ss}$$

H=Homogenización biótica
Sg=riqueza de especies generalistas
Ss=riqueza de especies especialistas

Durante el transcurso de la restauración ecológica se esperaría un proceso inverso a la homogenización funcional en el cual, a medida que avanza la restauración, la mayoría de especies generalistas permanecen y la riqueza de la comunidad se incrementa con la llegada de algunas especialistas.

Consideraciones finales

Al seleccionar a los mamíferos como un grupo apropiado para el monitoreo de los procesos de restauración ecológica, se requiere: 1) definir la especie (enfoque poblacional) o el grupo de especies (enfoque de ensamblaje o conjunto) a monitorear; 2) escoger el método de muestreo más apropiado a emplear; 3) analizar los resultados del trabajo en campo a través de indicadores en los atributos de composición y estructura, a nivel de poblaciones o de comunidades; y 4) analizar los cuantificadores para continuar con la siguiente etapa del monitoreo o ajustar las técnicas de restauración para alcanzar las metas del proceso.

Los cambios en el tiempo de estos indicadores permiten realizar un seguimiento veraz, eficiente, rápido y de bajo costo frente a la gran cantidad de información que se puede obtener con las metodologías recomendadas. En general se espera que en el corto y mediano plazo haya un incremento principalmente en crías, juveniles y hembras; y un incremento en la presencia de especies indicadoras positivas. En el largo plazo se espera que aumente la similitud respecto al ecosistema de referencia y la presencia de mamíferos grandes, especialistas y con poblaciones bajas.

Monitoreo funcional

Los conjuntos de especies, además de incorporar al criterio taxonómico, incluyen el gremio al que pertenecen, de esta forma se le otorga al estudio de monitoreo la posibilidad de realizar análisis funcionales a partir de la identificación del papel ecológico que cumplen las especies y el tipo de relación que establece con la vegetación (polinización o dispersión de semillas) o con otros animales (predación). Es factible inferir la función ecológica de dichas especies en el ambiente en proceso de restauración, así como su papel potencial en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. Ejemplos de conjuntos de especies con un claro papel en el proceso de restauración son los murciélagos frugívoros (Kunz *et al.* 2011) y los primates frugívoro-insectívoros (Estrada 2006), que contribuyen en la regeneración, colonización y mantenimiento de la diversidad vegetal en tales ecosistemas a través de la dispersión de semillas. Galindo-González *et al.* (2000), Willing *et al.* (2007), Melo *et al.* (2009). En ese sentido, se podría proponer como un criterio funcional, donde el indicador a escala de poblaciones sería el grupo funcional y el cuantificador puede ser el número y tipo de grupos funcionales. Para las comunidades, además del anterior indicador y cuantificador, se puede usar otro indicador de función que sería la dispersión potencial de semillas y como cuantificador se usaría la proporción de registros de semillas dispersadas y la abundancia de dispersores. Para conocer los métodos de muestreo de dispersores y de semillas potencialmente dispersadas recomendamos consultar Galindo-González (1998), Galindo-González *et al.* (2000), Lobova *et al.* (2009), Kunz *et al.* (2011) y Aguilar-Garavito *et al.* (2014).