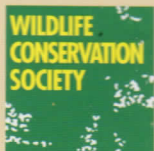


EL DISEÑO DE ESTUDIOS DE CAMPO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD



PETER FEINSINGER

Traducido por:
Gustavo Kattan y
Carolina Murcia



El Diseño de Estudios de Campo para la Conservación de la Biodiversidad

Peter Feinsinger

Traducción al idioma español

Cita bibliográfica: Feinsinger, Peter. 2003. El Diseño de Estudios de Campo para la Conservación de la Biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Esta publicación ha sido posible gracias al apoyo financiero de:
Wildlife Conservation Society (WCS)

En colaboración con:
The Nature Conservancy (TNC)
Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN Bolivia)

Editores y traductores: Carolina Murcia, Gustavo Kattan y Peter Feinsinger

Traducción del texto *Designing field studies for biodiversity conservation* / Peter Feinsinger
Island Press, Washington, DC USA. Copyright © by The Nature Conservancy

Copyright © 2004 FAN
Todos los derechos reservados.

Publicado en convenio con Island Press

ISBN 99905-66-26-7
Depósito Legal 8-1-166-03

Editorial FAN
Km. 7 ° Doble vía a La Guardia
Tel: (591-3) 3556800 Fax: (591-3) 3547383
editorial@fan-bo.org – www.fan-bo.org/editorial
Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Impreso en Bolivia
Imprenta Tokyo



CAPÍTULO I

Introducción: y la ciencia, ¿qué tiene que ver con la conservación?

A pesar del potencial de la ecología aplicada, aún hay desacuerdo sobre el grado de aplicabilidad de las ciencias ecológicas a la resolución de los problemas de la vida real.

-Alicia del Castillo y Víctor M. Toledo (2000)

Este libro está dirigido a todos aquéllos que trabajan por la conservación sostenible y sostenida de los paisajes que los rodean, así como de la biota nativa que estos paisajes contienen. Pero, ¿qué quiere decir *conservación*? Parece que cada uno de nosotros tiene una definición única y cambiante. Mi definición actual de la conservación es: “*el campo de estudio y acción que trata del manejo del paisaje, de tal manera que: (1) a corto y mediano plazo se minimicen o neutralicen los efectos negativos de los seres humanos sobre la naturaleza, la cual nos incluye y (2) a largo plazo provea a los otros seres vivos del máximo número de alternativas para tolerar y sobrevivir nuestra breve presencia en este planeta*”¹.

¿Cómo lograr la conservación?

Los efectos de los humanos sobre los paisajes – sean positivos, negativos o neutros – son el resultado acumulado de las decisiones que toman los individuos y las instituciones. Tal vez la conservación sostenible y sostenida sólo se pueda lograr a través de la educación en todos los niveles de la sociedad para que los niños de hoy, los adultos de mañana, se familiaricen con su entorno natural, reconozcan las consecuencias de las distintas decisiones que afectan ese entorno y tomen sus decisiones concienzudamente (Feinsinger, Margutti y Oviedo 1997 y vea el capítulo 10). Mientras luchamos por esa meta distante, podemos empezar por adoptar una aproximación práctica a la conservación de la biodiversidad a través de un manejo realizado por profesionales de la conservación, en colaboración con las comunidades locales (figura 1.1)².

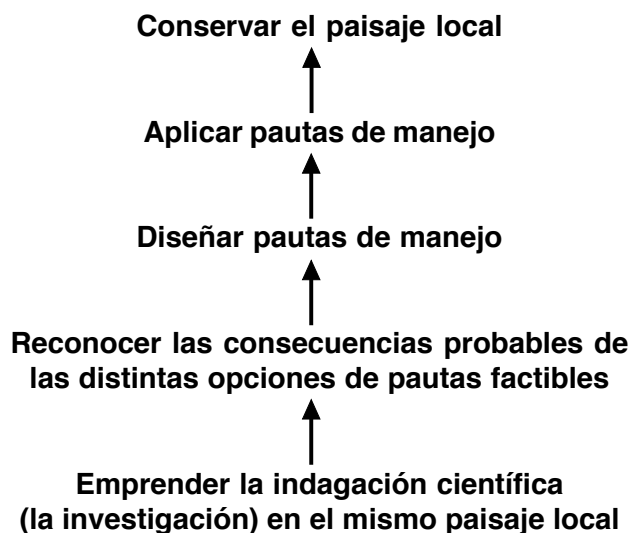


Figura 1.1.

Por qué la indagación científica debería jugar un papel en la conservación y el manejo.

¿Cómo se debería hacer tal manejo? Las personas responsables deben desarrollar normas y aplicarlas a los paisajes dentro y fuera de las áreas protegidas (figura 1.1). Pero, ¿de dónde provienen esas pautas? Idealmente, las personas que las implementarán primero considerarán las posibles consecuencias de cada alternativa razonable y luego seleccionarán aquella que mejor favorezca los objetivos de conservación y que sea aceptada por la mayoría de las comunidades locales. Pero, ¿de qué modo pueden los profesionales de la conservación evaluar las posibles consecuencias de cada alternativa? ¿Pueden simplemente guiarse por su intuición? A veces – pero si, y solo si, su intuición sobre la historia natural y el contexto social del paisaje es aguda. Alternativamente, ¿deberían los administradores ceder ante “aquellos que deben saber más” y basar sus pautas en ideas atractivas, aparentemente razonables y ampliamente aceptadas que han encontrado en un artículo o escuchado en una conferencia? ¡Por favor, no! (vea recuadro 1.1). En su lugar,



Figura 1.2.

Un paisaje manejado para la conservación (Reserva Natural La Planada, departamento de Nariño, Colombia).

¿podrían los mismos profesionales de la conservación evaluar las distintas alternativas en el mismo paisaje en el que se aplicarían (figura I.2)? Sí, a través de estudios cuidadosamente diseñados y cautelosamente interpretados que se realicen “de primera mano” (figura I.1). ¿Cómo se podrían diseñar bien e interpretar cuidadosamente esos estudios sobre las consecuencias de distintas decisiones de manejo? Por medio de la indagación científica.

¿Cómo se lleva a cabo la indagación científica?

Retrocedamos un poco. Realmente, ¿qué quieren decir las palabras *indagación científica* y *ciencia*? La *ciencia formal* (o *ciencia básica*) consiste en dos componentes que están ligados por un proceso dinámico (figura I.3). Un componente es el conjunto de observaciones acumuladas y en continua producción (datos) que generan los investigadores en el contexto del otro componente: el conjunto de conceptos que proveen en un momento dado un marco conceptual de referencia. A su vez, el conjunto de conceptos es reexaminado constantemente y modificado a la luz de los nuevos datos. El proceso de la ciencia, o de indagación científica como se define a continuación, provee los medios para alimentar datos con conceptos y viceversa, en un ciclo constante.

Si la ciencia consiste en un ciclo dinámico, como se ilustra en la figura I.3, ¿es “ciencia” el acto aislado de tomar datos? No. ¿Es ciencia una lista de observaciones publicadas (datos) desprovistas de un contexto conceptual? No. ¿Es un científico aquél que desde su escritorio propone una nueva teoría? No. ¿Se puede llamar “ciencia” a cualquier actividad, por el solo hecho de involucrar instrumentos electrónicos sofisticados o procedimientos estadísticos complejos? No. La ciencia requiere que estén presentes todos los cuatro elementos ilustrados en la figura I.3: las dos casillas y las dos flechas.

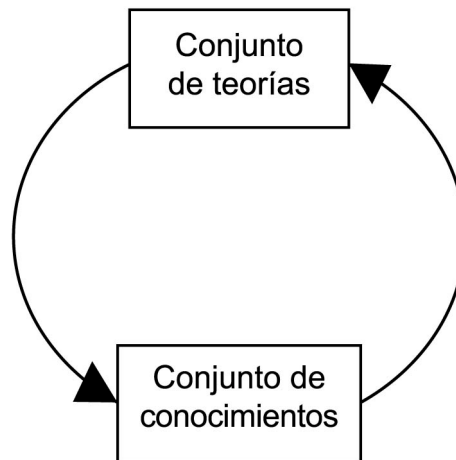


Figura I.3.

Elementos esenciales de la ciencia formal. Los conceptos y el conocimiento que se acumulan continuamente están relacionados entre sí a través del proceso de indagación científica, como se indica con las flechas. El ciclo puede funcionar por sí solo, como en la ciencia básica o “pura”, o estar asociado con aplicaciones tales como la tecnología o (en nuestro caso) la conservación.

Recuadro I.1. Puede sonar bien, pero ¿le sirve?

En 1983, en la sección de discusión de un artículo corto publicado en una revista científica de amplio reconocimiento, D. H. Janzen escribió la siguiente frase: “es difícil no llegar a la conclusión de que, en algunas circunstancias, sería mejor rodear un pequeño parche de bosque primario con una vegetación pobre en especies no invasoras de bajo valor nutritivo [p. ej. cultivos de cereales, pastos bien recortados, o campos de algodón o caña de azúcar] que rodearlo con un área extensa de bosque en sucesión secundaria, rica en plantas y animales que podrían invadir el bosque prístino”. Claramente, Janzen pretendía provocar a los biólogos de la conservación y a los administradores, para que pusieran a prueba críticamente esta posibilidad en sus propios paisajes – note sus palabras “en algunas circunstancias”. Sin embargo, en lugar de estimular evaluaciones cuidadosas y específicas para cada sitio, esa frase y otra similar que aparece en el resumen del artículo fueron sacadas de contexto y citadas por muchos autores sin el beneficio de la crítica, de tal forma que ambas han adquirido posición de ley universal para profesionales de la conservación. El resultado ha sido un número desproporcionado de generalizaciones y (se rumora) también de políticas de conservación, las cuales parten del principio de que las áreas de crecimiento secundario cercanas a las áreas protegidas en Latinoamérica tienen una influencia perniciosa – sin que la idea haya sido verdaderamente puesta a prueba.

La sugerencia de Janzen realmente suena razonable en términos de objetivos comunes de manejo y de la historia natural. De hecho, bajo ciertas circunstancias la sugerencia puede ser la mejor estrategia para conservar la vegetación de una reserva en particular. Usted verá ese artículo citado varias veces en este libro. Sin embargo, ¡no se apresure! Antes de salir armado de machete, pala, quemador y escopeta, dispuesto a acabar con esa antipática vegetación secundaria rica en especies y su fauna asociada que están ubicadas dentro o alrededor del área que usted administra, y remplazarla con esos inocuos granos de soya, pastos o asfalto, por favor... lea de nuevo la frase y el artículo completo de Janzen. Encontrará que la frase no es más que una especulación expresada con reservas, basada en una mera observación incidental del autor de que las plantas de algunas especies de crecimiento secundario estaban colonizando un solo claro soleado que había sido creado por la caída de un árbol en un pequeño remanente de un tipo muy particular de bosque seco en el noroeste de Costa Rica. Tomando esto en consideración, ¿debería usted asumir un plan de manejo costoso y drástico para su reserva, la cual casi seguramente difiere en todas las formas posibles del parche de Janzen en el bosque seco centroamericano? ¿Sería posible que, en su paisaje particular, la vegetación secundaria tuviera efectos tanto positivos como negativos sobre la persistencia de la vegetación y los animales originales? ¿Podrían los efectos positivos sobrepasar los negativos, si es que los hay? ¿Cómo podría usted darse cuenta, de tal forma que pueda producir las mejores pautas de conservación?

De manera similar, a pesar del atractivo y la sensatez biológica del concepto de “corredores de hábitat”, algunos conservacionistas han cuestionado si es prudente correr a establecer tales corredores en paisajes templados y tropicales sin tener una mejor idea de la relación entre costos y beneficios, la efectividad para la conservación y si son apropiados para el sitio (p.ej., Simberloff et al. 1992; Crome 1997; Schwartz 1999). Es probable que cada caso sea único. Como dice Crome, “sospeche de todas las generalizaciones, excepto de las obvias. Definitivamente no les crea a las obvias.”

La combinación de la indagación y la conservación

En este libro, haré énfasis en la *indagación científica*, es decir, el conjunto del proceso cíclico de la figura 1.3, en lugar de enfrascarme en los detalles particulares de las dos casillas. En un sentido amplio, la indagación científica es *un medio de hacer y contestar una pregunta, de forma tan objetiva y precisa como sea posible, sobre una pequeña parte de nuestro entorno; y luego, reflexionar cuidadosamente sobre las implicaciones de esa respuesta para un ámbito más amplio*. El dilema está en que las preocupaciones de los profesionales de la conservación y los ecólogos de campo por lo general involucran una escala espacial relativamente grande por un lado y una escala temporal relativamente extensa (todo el futuro a la vista) por el otro. Con el fin de tomar las decisiones de conservación “correctas” o de interpretar correctamente los fenómenos ecológicos con absoluta certeza, tendríamos que ser capaces de conocerlo todo en una gran escala espacial y temporal.

Sin embargo, no tenemos tal capacidad. No podemos investigar simultáneamente cada individuo, población, especie, punto y paisaje de interés; ni podemos evaluar las consecuencias de cada posible variación de cada pauta de conservación. Estamos limitados porque sólo podemos trabajar en el presente, tenemos una idea vaga de aquellos eventos del pasado que pueden haber causado los fenómenos actuales, y ciertamente no podemos saber con certeza lo que nos depara el futuro. Por lo tanto, los científicos de la conservación, y todos los demás, estamos restringidos a trabajar con las mejores conjeturas posibles, basados en la información que esté disponible. Esa información suele provenir de una *muestra* restringida en el tiempo y el espacio. Nosotros deseamos *extrapolar*, de una manera tan libre de errores como sea posible, desde esa muestra limitada hacia un mundo más grande (y futuro) donde se aplicarán las pautas de conservación o nuestras conclusiones. La indagación científica nos guía en (a) la formulación de la pregunta, (b) la definición de la forma más práctica, significativa y objetiva de obtener una muestra de forma que conteste la pregunta, (c) la selección de las mejores herramientas que nos permitan contestar la pregunta y (d) la extrapolación, tan cauta como sea posible, a un ámbito más amplio de decisiones de conservación y manejo³.

Este libro es para guiarlo a usted, el lector, en el uso práctico de la indagación científica como una herramienta para la conservación de las áreas protegidas y de la “matriz seminatural” (Brown, Curtin y Braithwarte 2001), o para los estudios en ecología básica de campo, biología de la vida silvestre y campos afines. A todo lo largo, el texto tocará una serie de conceptos específicos, aproximaciones, herramientas cuantitativas útiles e inquietudes y advertencias. Esto se realizará, espero, en una forma lógica en lugar de técnica. Por ejemplo, a menudo manifestaré mi preocupación por el uso de aproximaciones, técnicas o términos que están actualmente de moda en la conservación de la biodiversidad, no con el fin de desacreditarlos del todo, sino para que usted lo piense dos veces antes de correr a aplicarlos de manera ingenua a su paisaje particular. También señalaré que la ciencia básica tiene mucho que ofrecer al mundo de la práctica, ayudándole con marcos conceptuales que dan lugar a temas de conservación y preguntas importantes de manejo (Poiani et al. 2000). De igual forma, el trabajo en equipo entre ecólogos entrenados y administradores (que podrían ser las mismas personas), así como con otros profesionales tales como sociólogos, puede facilitar la secuencia ilustrada en la figura 1.1. De todas formas, como usted verá en los capítulos 2 y 10, la herramienta de la indagación científica no es de manera alguna de uso exclusivo de los profesionales (Cooperrider 1996), ni su uso efectivo depende de que haya una familiaridad íntima con las dos casillas de la figura 1.3.

Cómo usar este libro

Hablando de las preguntas, si usted es un ecólogo o biólogo de la conservación, ¿cree que está haciendo Verdadera Ciencia y se siente cómodo con esto? Si usted es algún otro tipo de profesional de la conservación, ¿ve algún valor en aplicar la indagación científica a los problemas de conservación? ¿Se siente cómodo cuando escucha las palabras *ciencia* o *método científico*? Cualesquiera que hayan sido sus respuestas, el capítulo 2 lo hará reevaluarlas.

Cualquiera que sea el tema que lo ocupa en su campo, ¿confía plenamente en su habilidad para formular una pregunta fundamental, de tal forma que pueda ser contestada directa y claramente de primera mano, y de poder extrapolar la respuesta a una escala más grande? En el capítulo 3 adquirirá alguna práctica.

¿Puede usted diseñar el estudio que mejor le contestará su pregunta, ajustando la escala de la toma de los datos a la escala de la pregunta? ¿Puede encontrar el mejor equilibrio entre un estudio que está perfectamente diseñado pero es muy difícil de completar y uno que es fácil de completar pero es débil o sesgado de forma que la respuesta no sirve? Si no, el capítulo 4 le puede ayudar. Aun si usted está delegando el diseño del estudio y la toma de los datos a otros, no deje de leer los capítulos 4 y 6, ya que éstos constituyen la esencia del libro.

Alguna vez, ¿ha encontrado usted “intervalos de confianza” para una estimación de algo como la longitud promedio de los caimanes de un lago? ¿Sabe seleccionar correctamente una prueba estadística o interpretar un “valor de P ”? ¿Sabe realmente qué quieren decir las palabras *significativo* o *muestra*? ¿Está perfectamente satisfecho con un juego de resultados que obtuvo? O, ¿quisiera usarlos para sacar conclusiones acerca de, o tomar decisiones sobre un universo más amplio en espacio y tiempo? ¿Es consciente de que si calcula los límites de confianza de una estimación, o realiza una prueba estadística, usted siempre corre el riesgo de sacar la conclusión equivocada? ¿Ha pensado en las consecuencias para las políticas de conservación y las decisiones de manejo de cometer tal error sin sospecharlo? ¿Conoce formas prácticas de reducir el riesgo de cometer tal error? ¿Reconoce la vasta y crítica diferencia entre el significado estadístico y el biológico? El capítulo 5 contesta éstas y otras preguntas relacionadas.

Por favor no se amilane por el tema del capítulo 5 – la inferencia estadística – o la aparición repentina de ecuaciones matemáticas. Primero, la inferencia estadística está, o debería estar, basada simplemente en el sentido común. Segundo, en el capítulo 5 usted empezará con las preguntas biológicas más básicas pero biológicamente relevantes – por ejemplo, cómo presentar valores promedio y la magnitud de la variación de los datos que ha tomado. Luego aumentará, paso a paso, su manejo de la filosofía lógica y de la aplicación de la inferencia estadística en la vida real. A lo largo del capítulo, se dará cuenta de que la mayoría de las veces la inferencia estadística es mal utilizada y mal interpretada (con consecuencias potencialmente graves), o simplemente puede ser inapropiada para contestar algunas preguntas de ecología básica, conservación o manejo. Si usted es un estudiante, indudablemente va a disfrutar de la idea de tratar de convencer a sus profesores de esto. Aun si usted no cree que el diseño de los estudios de campo (capítulo 4) y la inferencia estadística (capítulo 5) están basados en el sentido común o que son críticamente importantes para las decisiones de manejo, salte al apéndice D. No encontrará una sola ecuación matemática allí, pero para cuando termine de leer y actuar, tal vez haya asimilado los fundamentos más importantes de ambos.


A propósito de los fundamentos más importantes de todos, ¿toma usted en cuenta la historia natural cuando selecciona normas de conservación o diseña o interpreta sus estudios? ¿Está acostumbrado a adoptar el punto de vista de los animales, plantas o paisajes que está tratando de conservar o estudiar, en lugar de imponer inconscientemente su punto de vista? En este caso, el capítulo 6, que está libre de matemáticas y técnicas, constituye la mitad de la esencia del libro. Por lo tanto, no se quede a medias leyendo sólo el capítulo 4 (o de hecho, sólo el capítulo 6).

¿Trabaja exclusivamente en áreas protegidas o en el paisaje alterado fuera de ellas? ¿Ha reconocido, y tenido en cuenta, las formas en las que esos dos paisajes – o cualquier par de hábitats o paisajes – interactúan entre sí? El capítulo 7 presenta algunos puntos relacionados para que los considere.

¿Se da cuenta de que si usted tuviera en cuenta el punto de vista de todo el mundo sobre la “integridad ecológica” de su paisaje tendría que monitorearlo todo, desde las bacterias hasta los osos de anteojos y los jaguares? ¿Basa su estrategia de conservación en el concepto de las especies “bandera” para simplificar y atraer la atención pública? O, ¿prefiere las especies “sombrija”? ¿Las especies claves o “piedrangules”? O, ¿las especies “indicadoras”? ¿Distingue claramente entre las especies que son “indicadoras” y las que son “importantes” y ha pensado en las consecuencias de basar las decisiones de conservación sobre estas últimas en lugar de las primeras? ¿Ha escogido las mejores especies posibles como indicadoras? ¿Ha considerado monitorear procesos ecológicos, en lugar de especies, para indicar “integridad ecológica”? El capítulo 8 toca estos temas prácticos.

Antes de leer el título de este libro, ¿había usado u oído antes la palabra *biodiversidad*? Al igual que otras personas, ¿equipara usted la palabra biodiversidad con diversidad de especies? Y, ¿ha cuantificado, muy elegantemente, la diversidad de especies con un reconocido índice numérico? ¿Le es familiar el símbolo H' o el nombre Índice de Shannon-Weaver (o simplemente Shannon)? ¿Ha considerado la base, las suposiciones biológicas y los altibajos en la historia de los índices de diversidad de especies, o si un índice es, de hecho, la forma apropiada para expresar la diversidad? ¿Es consciente de otras alternativas más informativas de manejo de información? El capítulo 9 se refiere a éstas y otras manifestaciones de la “biodiversidad”

¿Involucra usted a personas que no son profesionales de la conservación ni ecólogos básicos, en la conservación que usted practica o en su investigación de campo? ¿Ha considerado involucrar a un público más amplio en la filosofía de la indagación científica? ¿Tal vez escolares o guardaparques? ¿Qué tal visitantes o miembros de la comunidad? Para ver algunas ideas, vaya al capítulo 10. El último capítulo no tendrá sentido, sin embargo, si se ha saltado el resto del libro. Para darle inicio a esto, regresemos a los aspectos prácticos de la indagación científica. ¿Cómo funciona esta herramienta de investigación y cómo se puede hacer accesible a la gente que no está entrenada específicamente en la Verdadera Ciencia?



CAPÍTULO 2

El proceso de indagación

Si la ciencia va a ser de alguna ayuda para la conservación biológica, debe ser una ciencia mucho más inclusiva y amplia que la que conocemos hoy.

– Allen Y. Cooperrider (1996)

Cualquier indagación científica comienza con una pregunta sobre algún aspecto de nuestro entorno. Según los intereses del investigador, la escala de dicho aspecto puede variar desde las partículas subatómicas, pasando por los genes, los organismos, las especies, los paisajes, los continentes, hasta nuestro sistema solar o las galaxias que conforman el universo. Las preguntas que preocupan a muchos ecólogos y conservacionistas tienden a ser planteadas a nivel del paisaje, aun cuando la pregunta esté enfocada en una sola especie. Estas preocupaciones pueden tener una variedad de orígenes. Una preocupación muy común es determinar cómo se verá afectada un área protegida y sus alrededores, además de algunas especies de interés, por una variedad de eventos, amenazas y alternativas de manejo, incluyendo las diferentes formas de contrarrestar una amenaza dada (vea la figura 1.1). Por ejemplo, uno puede estar preocupado por determinar la cantidad de leña que puede ser extraída de una reserva sin comprometer seriamente la regeneración de las plantas y la calidad del suelo, o por seleccionar las formas de manejo que permitirán la más rápida recuperación de una cuenca según la minería ilegal. La clave para la conservación de las áreas protegidas o de los paisajes alterados, al igual que para la investigación en biología y ecología, está en saber enmarcar las preguntas. Antes de continuar la lectura, lo insto a realizar el ejercicio del recuadro 2.1.

El método científico formal: ¿muy académico?

Habiendo pasado por la experiencia de generar preguntas a nivel del paisaje, aunque sea un paisaje en miniatura, discutiremos ahora el proceso de indagación científica a partir de dichas preguntas. Cualquier definición de indagación científica involucra una serie de pasos lógicos relacionados, que eventualmente

Recuadro 2.1. Practique observar el paisaje y formular preguntas

Agarre un cuaderno y un lápiz. Salga al aire libre y busque un paisaje en miniatura. Puede ser una maceta con flores, un parche de malezas al borde de la calle o de un sendero, la zona de estacionamiento a la entrada de un área protegida, unas rocas cubiertas de musgos, un campo abandonado, el patio de la escuela, un potrero, el suelo de un bosque o el tronco de un árbol grande. Seleccione y marque una pequeña parcela, de unos 50 x 50 cm, que contenga una cierta cantidad de heterogeneidad. Primero, examine cuidadosamente el paisaje que acaba de demarcar. Luego emplee unos 5 minutos dibujando un croquis de los principales “elementos ecológicos” que contiene el paisaje – por ejemplo, los diferentes tipos, formas o parches de plantas, el suelo desnudo, la hojarasca, las hormigas y arañas, las piedras, las ramitas caídas, las grietas en el cemento, la basura, los parches de sol y sombra y las hendiduras o los líquenes en un tronco. Luego, dedique unos 10 ó 15 minutos a pensar y escribir al menos cinco *preguntas* (más, si es posible) que le vengan a la mente, sobre lo que observa dentro de la parcela. No hay restricciones sobre el tópico o formato de las preguntas. Siéntase en libertad de tocar las cosas con el dedo o con un palito. Lo más importante es que no dude en escribir cualquier pregunta que se le ocurra. Regla número 1: *no hay preguntas estúpidas*. Algunas preguntas lo llevarán con más facilidad a la indagación de primera mano (el tema del capítulo 3), pero todas las preguntas son válidas. Una vez que se sienta cómodo formulando preguntas sobre lo que ve, habrá dominado la fase más crítica de la indagación científica.

llevan a una respuesta provisional o a una revisión objetiva de la pregunta original. En la ciencia formal, al menos en teoría, se utiliza un esquema conocido como el *método científico* o el *método hipotético-deductivo* (figura 2.1)¹.

En el método científico formal, la pregunta se convierte en una aseveración – formulada como una *predicción* – pero sólo después de haber pasado por las tres primeras casillas que conforman la secuencia superior de la figura 2.1. El proceso comienza cuando un concepto general (teoría) o un marco de referencia (paradigma), sugiere a una investigadora la idea de que hay una relación particular, un patrón o un efecto que puede presentarse a través de un universo que incluye, pero no está restringido a, el ámbito inmediato de la investigadora. Esta idea puede ser derivada directamente de la teoría, o puede ser estimulada por una observación que ella ha hecho en su entorno. Esta idea se formaliza expresándola como una hipótesis científica, o más precisamente, como la hipótesis científica alterna (H_A científica). Esta hipótesis se denomina alterna, porque se reconoce la posibilidad de que tal relación, patrón o efecto en realidad no siempre exista (la hipótesis científica nula H_0). Nótese que las hipótesis científicas son totalmente distintas de las hipótesis estadísticas nula y alterna que se discutirán en el capítulo 5.

La investigadora obviamente no puede evaluar las dos hipótesis científicas, o la teoría que las genera, bajo todas las posibles condiciones espacio-temporales en que aplicarían. Ella sólo puede hacer una prueba en su entorno inmediato y en el tiempo presente. Por lo tanto, el tercer paso de la fase de planteamiento de la pregunta consiste en derivar (deducir) una predicción, que confina el alcance de la hipótesis científica

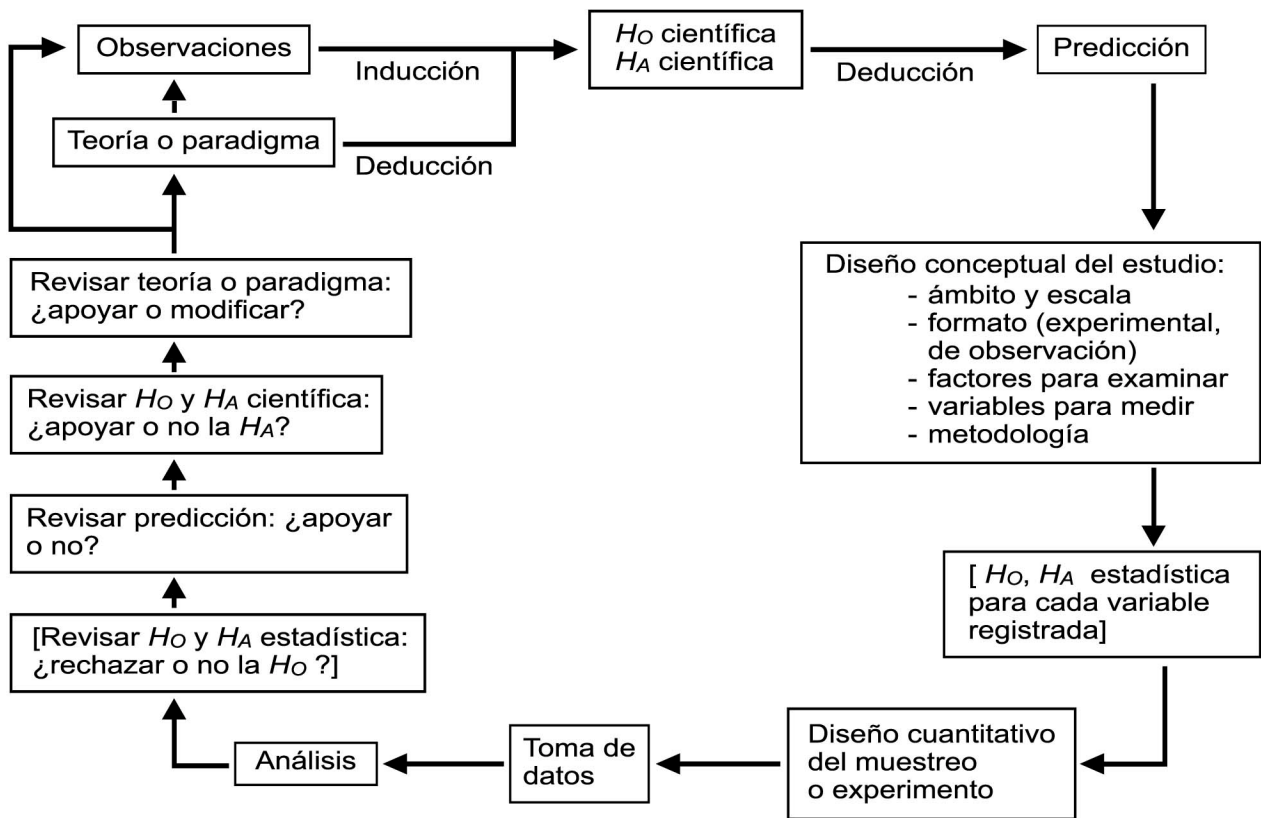


Figura 2.1.

El método científico formal. Aquí, la indagación científica empieza con las dos casillas en la parte superior izquierda: la teoría o paradigma y la observación.

(alterna) al entorno accesible para una investigación. La predicción específica lo siguiente: "si la hipótesis alterna es siempre cierta bajo las condiciones X, Y y Z, y en mi entorno se presentan dichas condiciones, entonces puedo predecir que tal cosa ocurrirá aquí y ahora". A continuación se presenta un ejemplo de esta lógica:

- PARADIGMA: la vegetación interactúa con el ciclo del agua. Ó,
- TEORÍA: la cobertura de vegetación afecta la tasa de evaporación de la superficie del suelo.
- OBSERVACIÓN: en la reserva en la que trabajo, algunas parcelas van a ser taladas de acuerdo al plan de manejo.
- HIPÓTESIS CIENTÍFICA ALTERNA: la tala cambia la tasa de evaporación del agua de la superficie del suelo.
- HIPÓTESIS CIENTÍFICA NULA: la tala no cambia la tasa de evaporación del agua de la superficie del suelo.

- **PREDICCIÓN:** *si* la tala cambia la tasa de evaporación de agua del suelo en todo tiempo y lugar, y *si* las parcelas seleccionadas son taladas en la reserva donde trabajo, y *si* mido las tasas de evaporación antes y después de la tala, *entonces* observaré un cambio en dichas tasas.

Después de especificar la predicción, la investigadora procede de acuerdo al esquema de la figura 2.1, siguiendo con cautela los pasos de diseño del estudio, toma de datos y análisis. Los resultados del análisis de datos le permiten continuar con la evaluación de la hipótesis estadística – si está utilizando inferencia estadística (capítulo 5) – y con el escrutinio de los tres primeros pasos, pero en sentido contrario. Es decir, si los datos y el análisis estadístico están de acuerdo con la predicción, esto apoya la hipótesis científica alterna, lo cual, a su vez, es evidencia que apoya el concepto general (la teoría) y el marco general de referencia (el paradigma). De otro lado, si la evidencia es firme y no apoya la predicción, aun cuando sea una sola vez, esto en la ciencia formal significa que la investigadora no puede rechazar la hipótesis científica nula. En consecuencia, la hipótesis alterna es rechazada en este caso y por lo tanto no puede ser universalmente cierta. Esto significa que la teoría, o incluso el paradigma, debe ser evaluada de nuevo, lo que llevaría a repetir el ciclo de la figura 2.1.

Si se sigue escrupulosamente, el método científico formal es un medio muy poderoso para el avance de la ciencia, como lo muestra la figura 1.3. Pero, ¿es el método científico formal siempre el mejor marco para la indagación científica como se definió antes? Quizás no.

Primero que todo, el método científico formal es inapropiado para propósitos de conservación, como es el manejo de áreas protegidas, o para los propósitos de la mayoría de las investigaciones de campo en ecología y campos afines (Crome 1997; Johnson 1999). El método científico formal se enfoca en la investigación científica como un medio directo de evaluar la esquina superior izquierda de la figura 2.1, o la casilla superior de la figura 1.3 – es decir, el conjunto de conceptos (la teoría) – más que en la predicción particular o la pregunta específica que tiene que ver con nuestro entorno. Es decir, si la investigadora siguiese fielmente el marco formal de la figura 2.1, estaría utilizando la prueba de sus predicciones simplemente como un mecanismo para evaluar el más grandioso “yin e yang” de las dos hipótesis científicas universales. De esta forma, ella se gana la fama (aunque raramente una fortuna) ya sea porque provee un poco más de apoyo a la verdad universal de la hipótesis y de los conceptos de moda, o porque destruye la hipótesis científica alterna, lo cual obliga a hacer una modificación radical de la teoría. En este escenario, el bosque donde se van a talar las parcelas es de poco interés de por sí. Este bosque es un simple “ensayo” para evaluar la hipótesis científica (alterna) de que la cobertura de vegetación afecta la tasa de evaporación de agua del suelo en cualquier tiempo y lugar.

Si usted es un investigador en conservación o el administrador de un área protegida, ¿le interesaría más la validez universal de la hipótesis científica que relaciona la cobertura vegetal con las tasas de evaporación, o las consecuencias particulares de la tala en la reserva particular en la que usted trabaja? Si es un ecólogo de campo que está investigando la relación entre la escasez de alimento y la competencia interespecífica en colibríes, ¿le interesaría más la validez universal de la aseveración de que la escasez de alimento y la competencia interespecífica están relacionadas en cualquier organismo y en cualquier contexto, o lo que está ocurriendo con los colibríes en el hábitat particular donde usted trabaja? Consideremos otro profesional de la conservación que trabaja en un área protegida en América Latina. A esta persona no le preocupa el conjunto de todas las áreas protegidas del mundo, sino aquélla de la cual es responsable. Para el manejo

de esta área en particular, no importa que el medio más efectivo de restaurar una cuenca degradada por la minería en esta área, también lo sea en Siberia, Zimbabwe, Australia, o incluso en el otro lado de la misma montaña. La pregunta urgente que se está planteando se relaciona sólo con el entorno inmediato, y la respuesta servirá para guiar las políticas que aplican a ese entorno (vea la figura 1.1). Los dos primeros pasos de la figura 2.1 – es decir, los conceptos generales y la observación que catalizan el proceso, y la hipótesis científica universal – deberían simplemente servir como un medio conveniente para plantear y enmarcar una pregunta urgente cuyo alcance está restringido en el tiempo y el espacio. Raramente será de beneficio para el profesional de la conservación convertir una pregunta abierta y claramente presentada, en una predicción rígida y formal.

El ciclo de indagación: ¿muy simple?

En segundo lugar, aceptémoslo, el método científico formal, tal como se suele presentar (por ejemplo, como en la figura 2.1), intimida a la mayoría de las personas, incluso a muchos entrenados en la Ciencia Verdadera. Aun si su terminología compleja y aparente rigidez filosófica no asustan a la gente, ¿cuántos no han simplemente memorizado (o usado ciegamente) el método científico sin realmente entenderlo? Observe escépticamente la figura 2.1. Todas esas casillas llenas de jerga, que constituyen los conceptos fundamentales del método científico formal, pueden condensarse en tres pasos lógicos básicos del “ciclo de indagación” (figura 2.2a). Replanteemos la sección precedente en lenguaje común y enfoquémonos en responder nuestra pregunta específica más que en evaluar conceptos universales.

Como siempre, la indagación comienza con una observación sobre lo que nos rodea (figura 2.2a). Sin embargo, esta observación nunca permanece aislada. Consciente o inconscientemente, el observador siempre la pone en el contexto de un concepto más amplio. Este contexto no tiene que ser formal. Por ejemplo, suponga que usted observa un ser de dos patas aproximadamente de su mismo tamaño, que lleva un objeto largo y delgado de madera y acero, y que se aproxima a unas cosas grandes y emplumadas que están posadas en un árbol. Basado en su experiencia previa, usted pone esta observación en un contexto más amplio: un cazador de la comunidad local se apresta a lanzar una chachalaca (charata, guacharaca), un pájaro grande y comestible. Las observaciones puestas en contexto e incitadas por la curiosidad, lo estimulan a *formular la pregunta* – tal como lo hizo en el ejercicio del recuadro 2.1. En este caso, la pregunta que se viene a la mente puede ser: “¿cómo cambia la abundancia de chachalacas en el bosque al alejarse de las comunidades?”² En esencia, toda la línea superior de la figura 2.1 se condensa en el primer paso de la figura 2.2a: plantearse la pregunta.

A continuación, usted realiza una *acción* para contestar la pregunta: diseña y lleva a cabo un estudio a la escala que corresponde a la pregunta. Este paso, que realmente cubre la parte de la derecha y de abajo del ciclo de la figura 2.1, resulta en un conjunto de resultados o datos.

Una vez que esta acción ha provisto una respuesta específica – los resultados obtenidos – a su pregunta particular, viene el tercer paso crucial de *reflexión*. En esencia, este paso cubre toda la parte izquierda de la figura 2.1 y más. La reflexión se da en varias formas, tal como lo indica la figura 2.2a. ¿Qué implican los resultados con respecto a la pregunta original? ¿Ha sido su razonamiento inicial apoyado o no? ¿Podrían otros fenómenos no considerados haber producido los mismos resultados? ¿Debió ser orientada la pregunta de manera diferente? ¿A cuáles conclusiones está dispuesto a llegar? ¿Hasta dónde puede justificar la

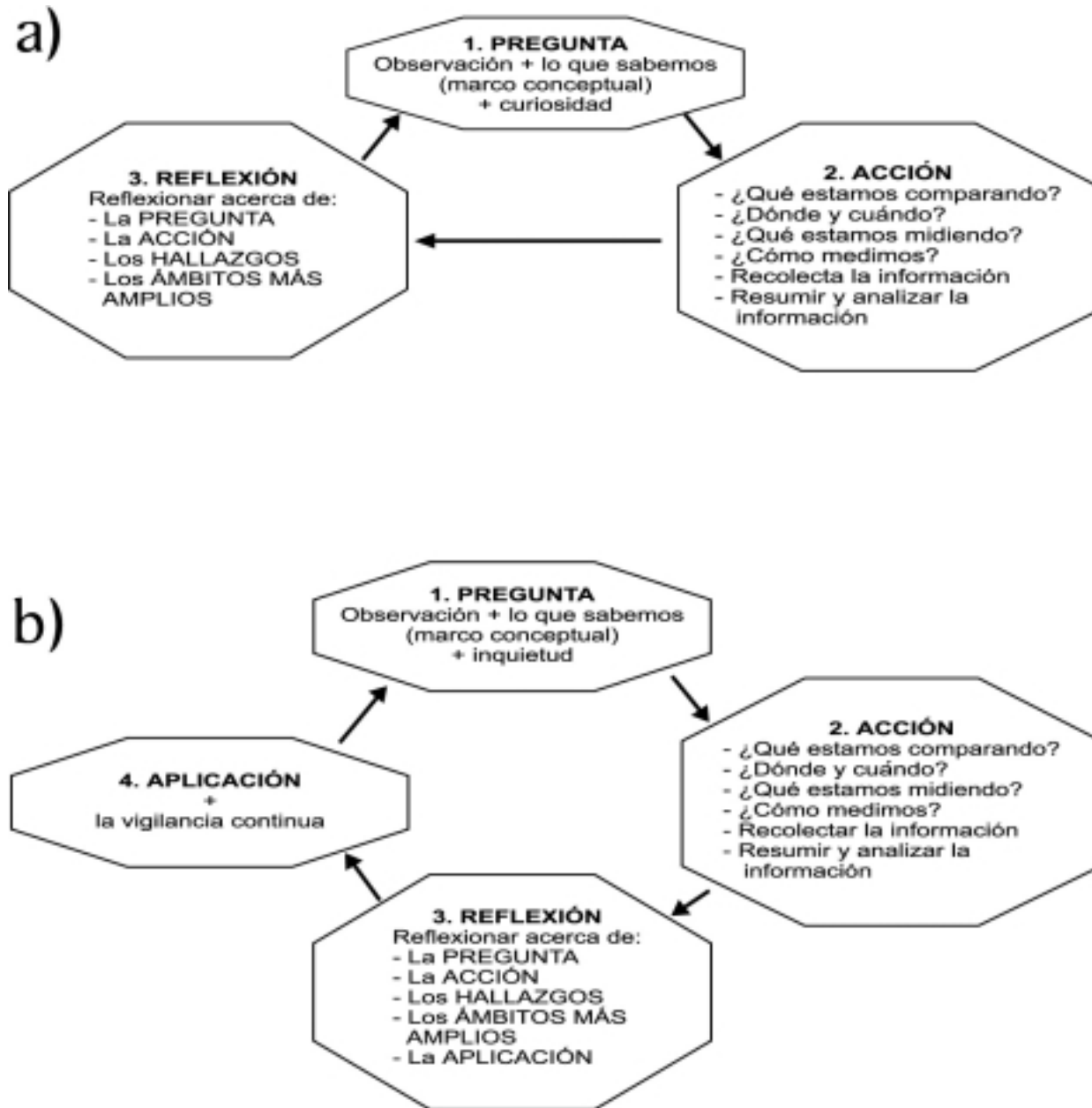


Figura 2.2.
El método científico más básico:
a) el Ciclo de Indagación y
b) el Ciclo de Indagación Aplicada.
Modificado de Arango, Chaves y Feinsinger (2002).

extensión de sus conclusiones y especulaciones a otros lugares, tiempos o condiciones? ¿Surgieron preguntas nuevas, interesantes o urgentes durante el proceso de estudio, que puedan iniciar sus propios ciclos de indagación? Finalmente, debe reexaminar el estudio con respecto a la forma como lo diseñó y ejecutó. ¿Era el estudio totalmente adecuado para contestar la pregunta original? ¿Podrían haber sido influidos los resultados por problemas en la metodología o el muestreo? ¿Podrían las complicaciones imprevistas relacionadas con la historia natural, el comportamiento de los animales, los rasgos de las plantas, sutiles interacciones ecológicas o el clima, haber influido en los resultados de manera que la pregunta original no ha sido directamente contestada?

La etapa de reflexión es tan crucial para los estudios sobre conservación de la biodiversidad, como lo es para cualquier otra rama de la ciencia. Muy pocas investigaciones, sean realizadas por científicos de laboratorio o por profesionales de la conservación, involucran una reflexión adecuada. Los resultados se “escriben en piedra” y se sacan conclusiones, sin ninguna consideración adicional sobre su validez y significado con respecto a la pregunta original. ¿Por qué representa esto un problema? Porque, en el caso particular del manejo de áreas protegidas y otros asuntos de conservación, el ciclo de indagación incluye un cuarto paso: la aplicación (figura 2.2b). Los resultados e interpretación de un estudio estrictamente circunscrito en el tiempo y el espacio, guiarán otras decisiones prácticas en el futuro y en grandes escalas. Estas decisiones pueden tener efectos de gran alcance sobre el destino de estos paisajes. Por lo tanto, la reflexión sobre “qué tanto puedo extender mis especulaciones y conclusiones”, adquiere una tremenda importancia. Aún más, el proceso de reflexión debe continuar incluso después de que la aplicación haya tenido lugar y se hayan ejecutado las normas de conservación basados en una cuidadosa indagación científica. Es decir, se debe hacer seguimiento y reevaluación constante de los efectos (y la efectividad) de dichas pautas. Algunos efectos pueden ser inesperados, lo que daría origen a nuevas preguntas que a su vez catalizarían nuevos ciclos del “ciclo de indagación aplicada” ilustrado en la figura 2.2b³.

¿Es cualquiera de los ciclos diagramados en la figura 2.2 suficiente para hacer ciencia básica (figura 1.3)? Seguramente va a encontrar desacuerdos entre los filósofos de la ciencia en la respuesta a esta pregunta. A muchos les va a parecer que la figura 2.2 es muy simplista. Sin embargo, como investigador profesional he basado mis propias investigaciones en ella, consciente o inconscientemente. Como profesor, he explotado el ciclo de indagación con grupos que van desde maestras de preescolar hasta estudiantes de post-grado en ecología y profesionales de la conservación. Más adelante me volveré a referir a estas aproximaciones de tres pasos (figura 2.2a) o de cuatro pasos (figura 2.2b), cuando discuta, por ejemplo, los medios para involucrar a las comunidades locales en el proceso de indagación (capítulo 10). La mayoría de la gente usa alguna versión del ciclo de indagación, a menudo bajo la etiqueta de “sentido común”, en su vida cotidiana. Sin embargo, usted probablemente es un poco escéptico y está murmurando: “bueno, sí, el esquema de la figura 2.1 no me es útil porque es muy académico, pero, ¿no son también inútiles los de la figura 2.2 por ser muy simplificados?” Antes de resolver estas dudas, consideremos un caso práctico del proceso de cuatro pasos de la indagación aplicada (figura 2.2b).

¿Practican los campesinos la indagación científica?

Un campesino que vive en las tierras altas húmedas del noroccidente del Ecuador, o en cualquier otro paisaje de agricultura de pequeña escala, debe tomar decisiones de manejo casi a diario. Por ejemplo, debe decidir qué cultivar en su parcela de una hectárea que acaba de abrir en una ladera (figura 2.3).

Dados el tiempo y la energía que se requieren para cultivar la parcela, el campesino quiere asegurarse de que el cultivo que escoja será productivo bajo las condiciones problemáticas de cobertura de nubes casi constante, bajas temperaturas y alta humedad que predominan en su parcela. Puesto que tiene otras parcelas que atender, el campesino no tiene ningún afán y prefiere esperar un año antes que tomar una decisión equivocada. Él decide hacer un ensayo limitado con dos cultivos: un tubérculo, el melloco o ulluco *Ullucus tuberosus*, y una legumbre, el chocho o chachafruto *Lupinus mutabilis*. Así, después de preparar la tierra, el campesino planta unos tubérculos de melloco y unas semillas de chocho en cada uno de varios sitios dispersos por toda la parcela. Está consciente de que hay variación en las condiciones del suelo y de humedad a través de la parcela y de que no aprendería nada útil si limitara sus ensayos a un solo rincón, o si plantara el ulluco en un rincón y el chocho en otro (vea el capítulo 4). A medida que las plantas crecen, nuestro campesino las revisa ocasionalmente y nota el crecimiento y la salud de cada cultivo. Cuando llega el momento de la cosecha, descubre que un hongo ha atacado a la mayoría de las plantas de chocho y que la producción de frutos es casi nula. En cambio, los ullucos se ven saludables y la producción de tubérculos es razonable.

Claramente, bajo las condiciones de este ensayo, el ulluco es la mejor opción. Sin embargo, antes de salir corriendo a comprar semilla (tubérculos) para toda la parcela, el campesino se pregunta: durante el año pasado, ¿las condiciones climáticas fueron típicas? O, ¿quizás fue un año húmedo, lo que favoreció el crecimiento del hongo y por lo tanto la pérdida de la cosecha de chocho fue atípica? ¿Es razonable esperar que el año entrante el clima sea igual al de este año que pasó? Por otra parte, el campesino tiene otra parcela de una hectárea a una elevación más baja, con condiciones de exposición, humedad y pendiente diferentes. ¿Le permiten los resultados de este primer ensayo suponer que el ulluco también será la mejor opción en esta otra parcela? Después de pensarlo un poco, el campesino decide arriesgarse y plantar ulluco en la parcela donde hizo los ensayos, a pesar de su incertidumbre sobre el clima del año próximo. Por otro lado, también decide no plantar ulluco en la segunda parcela, hasta haber tenido la oportunidad de hacer unos ensayos allí, quizás con otros cultivos.

Compare la secuencia de pasos que siguió el campesino (observación y duda, ensayo, reflexión y decisión), desde el paso inicial de preguntarse cuál cultivo sería mejor hasta el paso final de plantar el



Figura 2.3.
Un mosaico agrícola en la cordillera de Toisán (provincia de Imbabura, Ecuador). Algunas parcelas son usadas para agricultura de subsistencia o pasturas para ganado, otras para cosechas para los mercados locales.

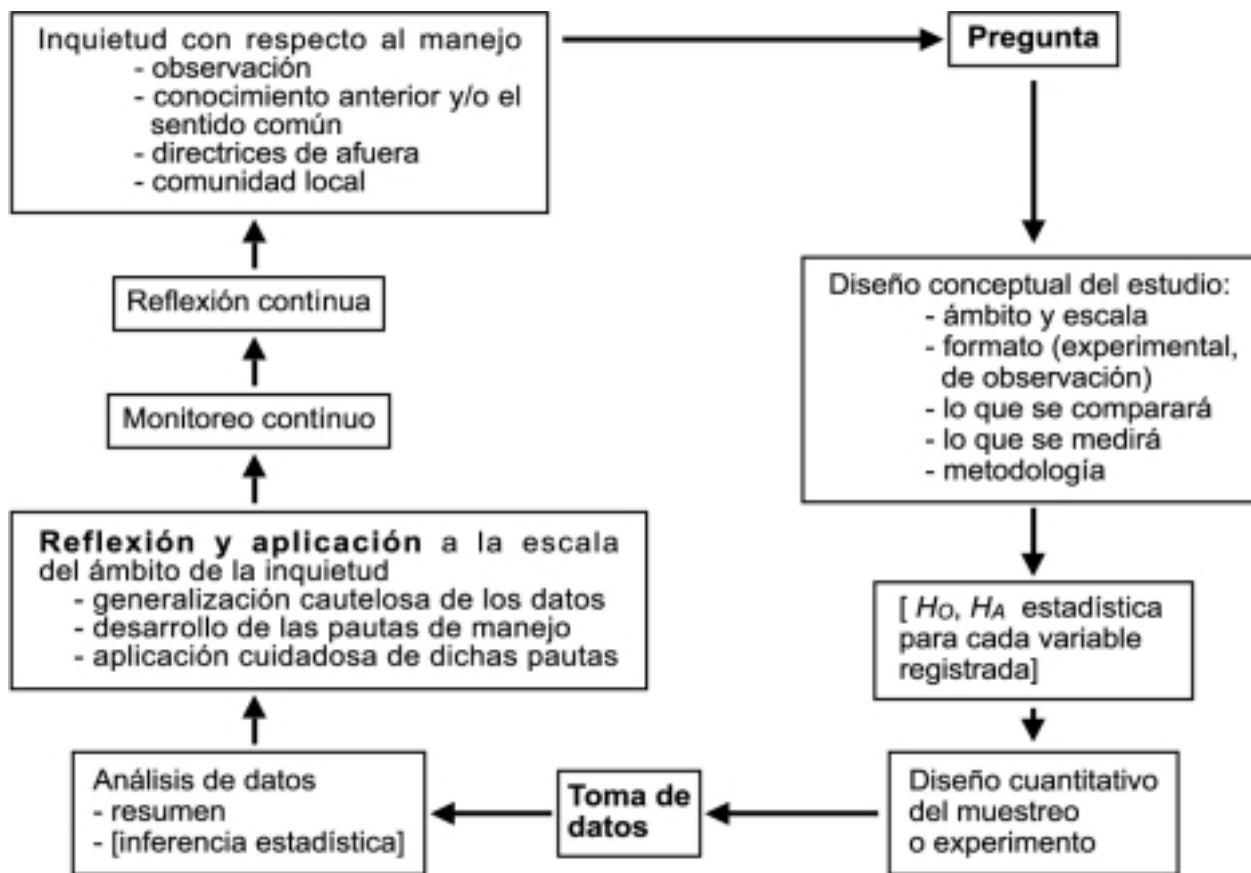


Figura 2.4.

El “Ciclo de Manejo”: el Ciclo de indagación Aplicada de la figura 2.2b, expandido para la indagación científica aplicada específicamente a inquietudes de conservación y a otras preguntas que generarán pautas o decisiones de manejo. El proceso empieza en la parte izquierda superior.

cultivo seleccionado, con el ciclo de indagación aplicada ilustrado en la figura 2.2b. ¿Ha practicado este campesino la indagación científica? Claro que sí. ¿Ha tenido él una formación formal en ciencia? Casi seguro que no. El campesino tiene tres vecinos, que toman sus decisiones basados respectivamente en: (1) los consejos del técnico agrícola recién llegado, (2) la opinión de un tío-abuelo que tiene una granja en otra cuenca y (3) lo que dice el almanaque agrícola. ¿Están estos vecinos practicando la indagación científica o no?

El “ciclo de manejo y conservación” y el “ciclo de estudios de campo”

Desarrollemos ahora dos marcos de indagación científica intermedios entre la formalidad académica de la figura 2.1 y la simplicidad de la figura 2.2. Primero, ¿qué pasa si usted es un profesional de la conservación? Lo que necesita es un esquema para encontrar “la mejor opción” entre diferentes alternativas. Tal esquema se presenta en la figura 2.4.

En este esquema, que es simplemente el ciclo de indagación aplicada (figura 2.2b) con mayor detalle, el proceso comienza con una preocupación particular que puede tener diferentes orígenes. Por ejemplo, usted trabaja en un área protegida y podría observar directamente una amenaza real o potencial para la integridad de la reserva. O, su preocupación podría provenir del conocimiento previo (suyo o de alguien más) de lo que podría ser un problema. Por ejemplo, quizás usted ha leído el artículo de Janzen (1983) – vea el recuadro 1.1– y se pregunta si las pasturas abandonadas que están invadidas de malezas y que bordean el bosque primario de la reserva, podrían estar dominando el banco de semillas en el suelo del bosque y alterando su dinámica, en comparación con las pasturas limpias y bien mantenidas o los campos de maíz al otro lado de la reserva. O, quizás su preocupación se origina en el sentido común. Por ejemplo, dado que hay extracción selectiva en el perímetro de la reserva y que se puede escoger entre usar bueyes o deslizadores mecánicos para sacar los troncos, sería lógico preguntarse cuál de los dos métodos causaría el menor daño. O, la preocupación puede originarse entre los miembros de las comunidades locales. Quizás ellos se preguntan qué tanta explotación puede soportar una población de una planta medicinal sin desaparecer. Finalmente, la preocupación puede originarse lejos del área protegida; por ejemplo, el ministerio le ha enviado una directriz para evaluar una cierta política de manejo o una cierta amenaza.

La inquietud relacionada con el manejo da origen a un paso muy importante: enmarcar una pregunta que será contestada a través de una indagación de primera mano (figura 2.4). En el capítulo 3 discutiremos los pormenores de enmarcar una pregunta. Una pregunta bien enmarcada nos lleva prontamente al diseño conceptual de la indagación propiamente dicha, lo cual exploraremos en el capítulo 4: ¿qué datos hay que registrar, y dónde, cuándo, cómo y por quién? ¿Cuál es el alcance de su pregunta? ¿Cómo se puede diseñar la indagación de manera que los resultados se puedan aplicar con precaución en toda su extensión? ¿Se requiere un experimento o no? ¿Cuáles son los factores o relaciones que se evaluarán? ¿Qué clases de datos se tomarán? ¿Con cuáles métodos? Finalmente, ¿será de utilidad la estadística inferencial? En este caso, antes de proceder se deben establecer las hipótesis estadísticas formales para cada clase de datos que se van a tomar, como lo veremos en el capítulo 5. Sea que use o no la estadística inferencial, ¿cuántas muestras deberá tomar o cuántos ensayos experimentales deberá realizar? En el capítulo 5 y el apéndice B se discute esta decisión crucial que a veces se pasa por alto.

Por fin, ha tomado los datos. Después de realizar los análisis y (si es requerido) aplicar la inferencia estadística a los datos (figura 2.4), debe sentarse y reflexionar, como en el tercer paso de la figura 2.2b. ¿Qué significan realmente los resultados? Una vez más, dado que los datos representan el aquí y el ahora, mientras que las decisiones de conservación afectarán otro tiempo y lugar, ¿qué tanto se pueden extender sus conclusiones? En el capítulo 6 se considerará esta pregunta crucial desde el punto de vista de la historia natural. Finalmente, usted y otros usarán su investigación como evidencia para proponer pautas de conservación y ponerlas en práctica. Pero esto no es todo. Igual que antes, usted debe continuar evaluando los efectos de estas pautas por medio de un riguroso programa de seguimiento. El monitoreo eterno es el precio de la conservación. Sin embargo, la vigilancia eterna es el precio del monitoreo, y más que simplemente acumular enormes pilas de datos, se debe evaluar y reflexionar continuamente sobre estos datos a medida que se acumulan. Nuevamente, los efectos imprevistos de las pautas deben generar nuevas preocupaciones, lo que a su vez debe iniciar nuevos ciclos de indagación⁴. Note nuevamente la diferencia crítica entre el “ciclo del manejo y conservación” (figura 2.4) y el método científico formal (figura 2.1). En la figura 2.4, su indagación gira alrededor de su propio paisaje y los eventos que allí ocurren. A usted no le interesa apoyar o refutar la efectividad de sus pautas en todo el mundo.

Igualmente, si usted es un estudiante o un profesional de la ecología de campo, la biología de la vida silvestre o un campo afín, ¿se sentiría a gusto pensando que su largo y difícil proyecto de investigación es tan sólo una pequeña parte de la información usada para evaluar una hipótesis científica universal, sin ningún otro valor intrínseco? Si sus resultados no apoyan la predicción de que la competencia interespecífica entre colibríes y la abundancia del alimento están relacionadas en su sitio de estudio, ¿está usted preparado para anunciar al mundo que “la hipótesis científica (alternativa) de una relación universal entre la competencia interespecífica y la abundancia de recursos no fue apoyada; por lo tanto, debemos abandonar esta hipótesis y reevaluar la teoría y el paradigma de la competencia interespecífica”? Dudo que responda que sí a ninguna de las dos preguntas. Lo siento, pero si es un ecólogo o un biólogo de campo, usted no está ejerciendo la Ciencia Verdadera en el sentido de la figura 2.1. Más bien, usted acepta la complejidad de la ecología de campo y de la historia natural y reconoce que cada situación es probablemente única debido a la multiplicidad de factores que influyen en lo que está ocurriendo aquí y ahora (Crome 1997). A usted le interesa la pregunta particular de lo que pasa con los colibríes en este paisaje ahora, aunque en la discusión de su tesis especule sobre la aplicabilidad de sus resultados a otras situaciones.

En realidad, usted está ejerciendo la Investigación Científica Verdadera – no la de la figura 2.1, sino la de la figura 2.5. Usted está siguiendo el “ciclo de estudios de campo”, el cual es simplemente una versión más detallada del ciclo de indagación ilustrado en la figura 2.2a. Mientras observa a los colibríes peleándose por un parche de flores, sabiendo que el número de flores probablemente varía a lo largo del año, usted piensa en el concepto de competencia interespecífica y la idea de un estudio empieza a tomar forma. La idea general – y por favor no confunda las cosas etiquetándola como una “hipótesis” – lleva a una pregunta específica (vea el capítulo 3). Usted responderá la pregunta diseñando las particularidades de un estudio, tomando los datos y reflexionando sobre los resultados – lo que incluye ver si estos últimos encajan con la teoría general y con los resultados de otros estudios en el mismo tema. La principal diferencia entre el ciclo que usted sigue como ecólogo de campo (figura 2.5) y el que sigue como un profesional de la conservación (figura 2.4), es que esta vez no va a aplicar los resultados a decisiones de manejo sobre los colibríes y las flores, ni va a monitorear las consecuencias de tales decisiones.

Cualquiera de los cinco métodos presentados tiene potencial para servir de guía en la indagación científica. Escoja el que le guste. Quizás las metas de las figuras 2.5 ó 2.2a son más apropiadas a sus intereses. Quizás las metas aplicadas de las figuras 2.2b ó 2.4 son más relevantes para sus preocupaciones de conservación. Quizás usted es un físico y la figura 2.1 le viene bien. Cualquiera que sea el esquema que use, sin embargo, el paso de enmarcar la pregunta es crítico, simplemente porque algunas formas de enmarcar las preguntas llevan a reflexiones y aplicaciones más útiles que otras. En el siguiente capítulo nos enfocaremos exclusivamente en este paso.

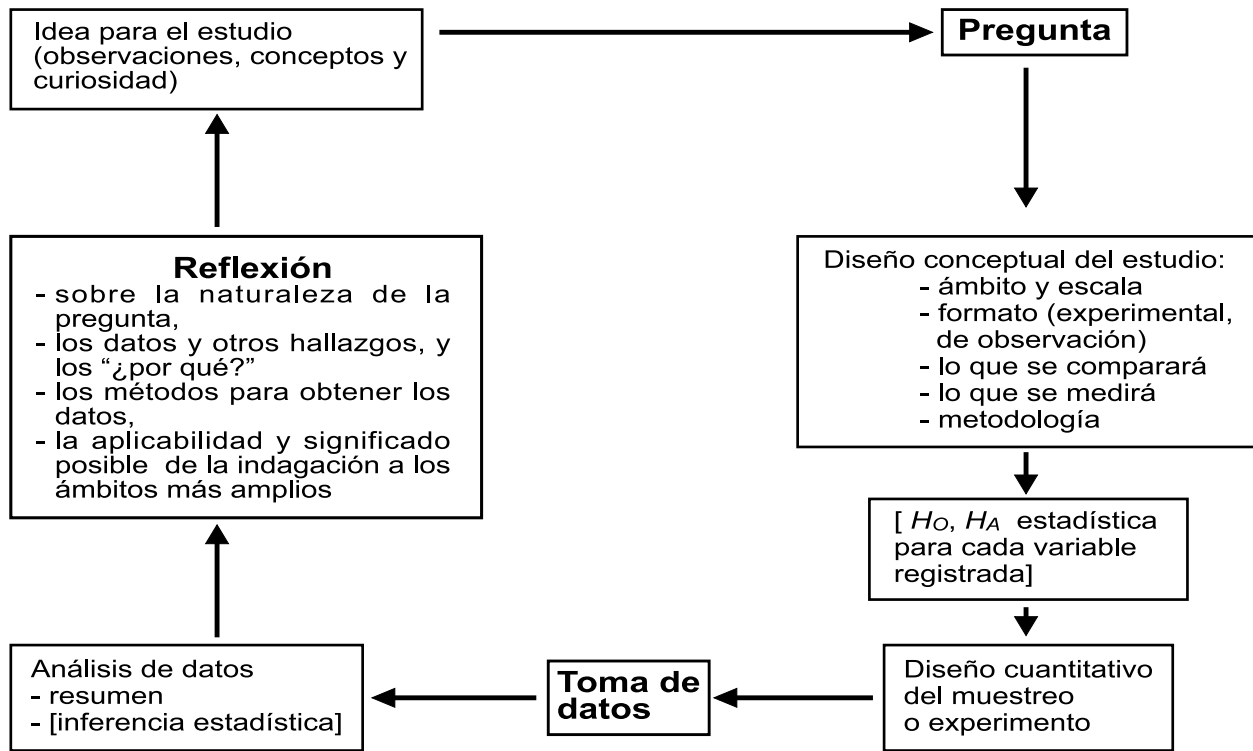
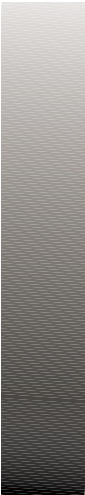


Figura 2.5.

El "Ciclo de Investigación de Campo": el Ciclo de Indagación de la figura 2.2a expandido, o la indagación científica aplicada a preguntas en ecología básica de campo y disciplinas afines.



CAPÍTULO 3

Entonces, ¿cuál es la pregunta?

Saber hacer las preguntas es tan importante como contestarlas.

– Allen Y. Cooperrider (1996)

Como lo muestra la figura 2.4, la preocupación por la conservación o por cualquier otro tema puede generar numerosas preguntas (vea por ejemplo, el ejercicio del recuadro 2.1). Cabe recalcar que, aunque todas las preguntas son válidas, algunas lo son más que otras. Es decir, en términos prácticos tienen más relevancia aquellas preguntas que se hacen con la intención de generar respuestas claras que, a su vez, generen pautas efectivas para la conservación o conclusiones científicas sólidas.

Tenga presente que este capítulo, y el libro en general, no aborda el tema de cuáles serán las preguntas más importantes que deben formular los investigadores de la conservación u otros. Tampoco es una guía de políticas de conservación o de los temas candentes en ecología de campo, ni pretende decirles a los profesionales de la conservación o a los ecólogos de campo cuáles son los temas o estrategias que deberían investigar. Asimismo, el propósito de los ejemplos que aparecen más adelante en este capítulo es solamente ilustrar algunas preguntas que cumplen con los cuatro criterios que se presentan a continuación, mas no como ejemplos de las preguntas más urgentes. ¿Cómo se puede formular una pregunta de forma que permita completar eficientemente los ciclos de indagación (figura 2.2), el ciclo de manejo y conservación (figura 2.4) o el ciclo de estudios de campo (figura 2.5)? A continuación discutimos los cuatro criterios que deben cumplir las preguntas formuladas correctamente.

Cómo formular preguntas que sí se puedan contestar

Las preguntas se deben formular de manera que se puedan contestar con datos tomados dentro de un período de tiempo razonable. Preguntas tales como, ¿cuáles?, ¿cuántos?, ¿dónde?, ¿cuándo?, ¿cuál es la

relación entre...?, ¿cómo varía?, ¿cuáles son las consecuencias inmediatas? y ¿cuál es la magnitud de...?, por lo general se pueden contestar directamente, mediante la aplicación cuidadosa del esquema en las figuras 2.2, 2.4 ó 2.5. Estas preguntas lo orientan a investigar patrones o eventos del presente.

Sin embargo, durante el ejercicio del recuadro 2.1., ¿cuántas veces formuló usted una pregunta usando las palabras “por qué”? Al contrario de las demás, las preguntas “¿por qué?” son el corazón del paso de la *reflexión*, pero no son apropiadas para el paso inicial de una indagación (figura 2.2). Esto lo verá si trata de iniciar una indagación científica con un ¿por qué? Seguro que se atascaría. Un ¿por qué? lo llevaría a explorar todos los eventos desconocidos del pasado que pudieran haber generado las observaciones del presente y para eso necesitaría una máquina del tiempo. Sin embargo, los ¿por qué? aparecen cuando usted reflexiona sobre los resultados. Pero uno no los contesta directamente, sino que propone posibles explicaciones para sus observaciones, especula, o considera posibilidades alternativas. Más importante aún, los ¿por qué? lo obligan a transformar esas posibilidades en nuevas preguntas contestables dentro de nuevos ciclos de indagación.

Por ejemplo, es posible contestar la pregunta *¿cómo difiere* el número de plántulas de una especie de maleza que invade la reserva, entre bordes que colindan con vegetación secundaria y otros que colindan con potreros? a través de una investigación en el momento. En cambio, la pregunta *¿por qué* hay muchas más plántulas en la primera situación que en la segunda?, surgiría sólo después de que ha encontrado más plántulas en los bordes que colindan con crecimiento secundario que en los que colindan con potreros. El ¿por qué?, sin embargo, no puede contestarse directamente en el presente, pues involucra eventos del pasado que pueden haber influido en la llegada, supervivencia y germinación de las semillas que produjeron las plántulas que ve hoy en día. Una posible explicación de ese resultado es la que propuso Janzen (1983) (vea el recuadro 1.1). Es decir, es posible que en un pasado no muy lejano, el crecimiento secundario y sus plantas en fruto hayan atraído aves y mamíferos frugívoros quienes, al regresar a la reserva, hayan transportado un gran número de semillas de esas plantas. Sin embargo, como buen naturalista que es, usted sabe que hay un gran número de otros eventos del pasado que podrían también explicar las diferencias actuales entre los dos sitios. Estas posibilidades incluyen diferencias en el uso previo de la tierra, en las tasas de ataques de hongos o patógenos a las semillas que estaban enterradas en el suelo, en la depredación por hormigas y roedores, en la tasa a la cual las mismas plántulas fueron atacadas antes de que usted apareciera en escena, en la exposición al viento, en otros factores microclimáticos y en las propiedades del suelo – así como el mismo azar. Para contestar directamente la pregunta ¿por qué?, necesitaría examinar cada una de esas posibilidades y aún más alternativas.

Sin embargo, una reflexión sobre por qué usted obtuvo esos resultados particulares (más plántulas en una situación que en la otra), lo puede llevar a considerar seriamente una de las posibles explicaciones. Con base en eso usted puede formular una pregunta que sí se pueda contestar acerca de qué les está pasando en la actualidad a las plántulas, y contestar esa nueva pregunta mediante una indagación de primera mano. Por ejemplo, digamos que ha observado que la mayoría de las especies de plantas invasoras tienen frutos carnosos y semillas dispersadas por animales. Con base en esto, podría proponer que el escenario de Janzen (1983) es de hecho la explicación más probable del patrón que observó previamente, y la que requiere la evaluación más urgente antes de tomar una decisión sobre el plan de manejo. Así, el “por qué” originado en la reflexión del primer ciclo de indagación (sobre los patrones de las plántulas) ha generado

un segundo ciclo. Este segundo ciclo podría empezar, por ejemplo, con la pregunta: ¿cómo varía la tasa de deposición de las heces de animales que contienen semillas de la especie invasora, entre el bosque bordeado con crecimiento secundario y el bosque bordeado con potrero?

Evite la tentación de comenzar una indagación científica con una pregunta que en realidad pertenece a la fase de reflexión. Preguntas tales como: ¿cómo podemos manejar la reserva de manera que se pueda mantener efectivamente la biodiversidad en el próximo siglo? y ¿cómo podemos desarrollar el centro de educación de manera que incite a los visitantes a conservar su propio medio ambiente cuando regresen a casa? son urgentes, necesarias y convincentes. Sin embargo, son preguntas para la fase de reflexión y más apropiadas para ser contestadas alrededor de una mesa, a través de consenso entre las partes interesadas, que a través de un ciclo de indagación.

Cómo formular preguntas comparativas

Las preguntas deben ser comparativas. La comparación debe estar implícita en el problema de manejo (figura 2.4, izquierda superior) o en el concepto que la originó (figura 2.5). Una pregunta comparativa requiere que usted enfoque el problema o concepto general, y le permite analizarlo en la reflexión posterior. En cambio, una pregunta no comparativa es por lo general un callejón sin salida, que no permite reflexión posterior ni avance adicional.

Supongamos que su problema tiene que ver con corredores biológicos (vea Beier y Noss 1998). La pregunta ¿cuántos individuos y especies de mamíferos carnívoros usan este corredor de hábitat? cumple con el criterio anterior. Se puede contestar por medio de una toma de datos de primera mano. Sin embargo, esos datos no nos llevan a ninguna parte en términos de desarrollar recomendaciones de manejo. En cambio, preguntas tales como: ¿cuál corredor tiene más uso por individuos y especies de mamíferos carnívoros: uno de bosque primario o uno de bosque secundario?, ¿los mamíferos carnívoros cruzan más un paisaje agrícola si hay un corredor que si no lo hay? o ¿cómo varía el uso del corredor entre las distintas estaciones del año? involucran todas una comparación entre dos o más juegos de condiciones. La reflexión sobre las respuestas a esas preguntas puede llevarnos a recomendaciones generales sobre los corredores de hábitat.

Por supuesto que los datos obtenidos objetivamente en respuesta a una pregunta no comparativa son valiosos por sí solos. Ocasionalmente es imposible disponer del tiempo y los recursos para examinar dos o más sitios, períodos de tiempo, juegos de condiciones o tratamientos experimentales que se requieren para contestar una pregunta comparativa. Sin embargo, con sólo ampliar un poco el ámbito de una pregunta que inicialmente no era comparativa, el profesional de la conservación puede aumentar significativamente la utilidad de sus resultados.

Consideremos un segundo ejemplo: un área protectora, recién declarada, consiste en un número de fragmentos de bosque primario dispersos en un mar de crecimiento secundario arbustivo. La mayor preocupación es mantener una alta diversidad biológica de primates de bosque. La investigadora de planta de la reserva observa un fragmento de bosque en particular y se pregunta: ¿cuántas especies de primates viven en este parche de bosque, y cuáles son raras y están amenazadas? La pregunta es válida pero, ¿qué utilidad tendrían esos resultados aparte de describir el estado de ese fragmento en particular? Si ella cambia la pregunta así: ¿hay una diferencia en el número de especies de primates raras y amenazadas

entre este fragmento y aquél del mismo tamaño?, ahora tiene una pregunta comparativa pero tampoco va mucho más lejos que la anterior. La pregunta no llega al problema de fondo. No está enmarcada en un contexto más amplio, ni considera un factor general, ni provee bases para decisiones de manejo acerca del resto de los fragmentos que están dispersos en la nueva reserva. En realidad, la segunda pregunta es tan poco comparativa como la primera, pero con el doble de trabajo.

Si la investigadora se pregunta, en cambio, *¿cómo varía el número de especies de primates raras y amenazadas entre este fragmento pequeño y aquél grande?*, está enmarcándola en un contexto más amplio (el concepto de que los parches de distintos tamaños pueden sostener distintos números y composiciones de especies residentes). Ella también está incorporando una clave para posibles decisiones de manejo: si de hecho encuentra una diferencia, entonces los fragmentos podrían ser manipulados de formas específicas para producir distintos conjuntos de especies de primates.

Por supuesto que, luego de la reflexión, la investigadora cae en cuenta de que un estudio con sólo dos fragmentos no es suficiente para generar recomendaciones. La diferencia observada entre dos conjuntos de especies de primates pudo haber sido producida por características particulares de los dos parches, que no tienen nada que ver con sus respectivos tamaños (vea el capítulo 4). Por lo tanto, antes de proponer y aplicar recomendaciones de manejo, ella decide evaluar un número mayor de fragmentos de hábitat que difieren primordialmente por el factor tamaño. Así, su pregunta comparativa se ha convertido en: *¿cómo varía el número de especies de primates raras y amenazadas, entre una variedad de fragmentos de bosque de distintos tamaños?*

A estas alturas, usted se debe estar burlando de la inocencia de la investigadora, pensando, "¡qué pregunta tan tonta! ¡Todos sabemos que los parches boscosos más grandes contendrán más especies!" Tenga en cuenta que esta pregunta de la vida real está lejos de ser tonta, y recuerde la cita de Crome (1997) del recuadro 1.1: "sospeche de todas las generalizaciones, excepto de las obvias. Definitivamente no le crea a las obvias." En su paisaje particular, la investigadora de planta no puede suponer automáticamente que los parches grandes contengan más especies de primates amenazados que los más pequeños, simplemente porque algunos artículos teóricos muy convincentes lo aseveran o porque algunos estudios de campo en otros paisajes han encontrado resultados que apoyan esta "sabiduría convencional". Es muy posible que en este caso en particular, el matorral secundario en regeneración, o el borde entre el bosque y el matorral, brinde una alta riqueza de recursos que mantienen un gran número de especies de primates, de modo que los fragmentos pequeños o intermedios inmersos en esa matriz pueden tener una fauna de primates más rica, mientras que los fragmentos más grandes de bosque relativamente homogéneo pueden tener conjuntos de especies menos diversos. La investigadora no lo sabrá, y no podrá establecer pautas de manejo, hasta que haya explorado de primera mano esta pregunta mediante un diseño específico para su propio paisaje. Note que el criterio de "ser comparable" es tan crítico para las preguntas de ecología básica como para las de conservación.

Si ahora usted escruta y ajusta su pregunta según sea necesario con respecto a los dos criterios anteriores, la pregunta se conformará más fácilmente a ellos y lo guiará más directamente a una indagación bien diseñada. Primero pregúntese: *de acuerdo con la pregunta, ¿qué es lo que se está comparando?* Luego, *de acuerdo con la pregunta, ¿qué es lo que se está midiendo (observando, contando, registrando) en cada unidad de lo que se está comparando?* Por ejemplo, en la pregunta final de la joven investigadora

sobre primates, ¿qué va a comparar? ¡Exacto! Ella *comparará fragmentos de bosque de varios tamaños*. ¿Qué medirá (registrará) en cada uno de esos fragmentos? ¡Correcto nuevamente! Ella *registrará el número de especies de primates raras y amenazadas por cada fragmento*. En la pregunta anterior, “¿cómo varía el uso del corredor entre las distintas estaciones del año?”, ¿qué se está comparando? Sí, las diferentes estaciones. ¿Qué se está midiendo? Claramente, la frecuencia de uso por mamíferos carnívoros. He aquí una clave que a menudo, aunque no siempre, es útil para distinguir “lo que se va a comparar” de “lo que se va a medir”, si la pregunta no es clara al respecto. Piense en la forma en que se graficarían los resultados luego de la indagación. Lo que se va a comparar va en el eje X y lo que se va a medir en el eje Y.

Cómo formular preguntas seductoras

La pregunta debe ser seductora. Es decir, no debe tener una respuesta que ya es de por sí obvia, ni actividades tan tediosas o dispendiosas (figura 2.2) que, para cuando finalmente se terminan de tomar los datos, la pregunta es ya irrelevante. Por ejemplo, la pregunta ¿cuál contiene más especies nativas de ranas: 700 hectáreas de pantano y humedal o 700 hectáreas de estacionamiento asfaltado?, cumple con los requisitos de ser contestable y comparativa. Sin embargo, no amerita todo un trabajo de campo pues la comparación es absurda.

Por otro lado, una pregunta podría cumplir con los dos requisitos previos, pero no pasar la prueba de ser seductora, simplemente porque requiere un plazo enorme de tiempo o un plan de trabajo excesivamente complejo para tomar los datos. Considere, por ejemplo, la pregunta: ¿cuál estrategia de manejo daría lugar a una mayor diversidad de especies de árboles en un bosque de aquí a doscientos años: sembrar plántulas de una variedad selecta de especies de bosque primario, o permitir la regeneración natural? La pregunta tiene una extraordinaria importancia para la conservación a largo plazo de un área protegida y su respuesta, en teoría, permitiría escoger entre dos estrategias de manejo muy distintas. Sin embargo, obtener esa respuesta por medio de una indagación de primera mano bien diseñada podría tomarse más de un siglo y tener muy poca utilidad para la toma de decisiones de conservación en la actualidad.

Cómo formular preguntas sencillas y directas

La pregunta debería estar libre, hasta dónde sea posible, de jerga y de tecnología que requiera una inversión considerable en gastos y entrenamiento. Si no es posible formular un problema de conservación y una pregunta en lenguaje sencillo, entonces después de todo tal vez no es tan urgente. Si usa un lenguaje claro y nombres locales de plantas y animales en lugar de los nombres científicos formales, usted puede aumentar su habilidad de involucrar a la gente local en todo el proceso de indagación y conservación (Cooperrider 1996; Margoluis y Salafsky 1998). Por ejemplo, considere una pregunta tan pomposa como: ¿las agregaciones transitorias de *Gallus gallus* cimarrones que están asociadas a establecimientos agrícolas de subsistencia adyacentes, afectan negativamente la supervivencia de los propágulos y el reclutamiento de los juveniles de la vegetación arbustiva nativa, dentro de un módulo de manejo, comparado con parcelas control de exclusión? Aunque esta redacción puede impresionar a aquéllos que escriben documentos para el gobierno, existen formas menos pomposas. ¿Podría sugerir alguna? Qué tal ésta: ¿cómo varía la pérdida de semillas y plántulas de especies nativas, y la regeneración del bosque, entre las áreas de la reserva donde las gallinas sueltas están entrando y aquellas áreas donde no entran?

Del mismo modo, si contestar una pregunta requiere tecnología costosa y de capacitación intensiva, en muchos casos – aunque no en todos, definitivamente – es posible proponer una alternativa similar que dependa principalmente del uso adecuado de las más versátiles de las herramientas: sus ojos, su cerebro (con su conocimiento acumulado de historia natural) y sus manos. No quiero ridiculizar ni desestimar el uso apropiado de la tecnología durante el proceso de indagación. Sin embargo, la evaluación de muchos de los problemas de conservación más urgentes depende más de la aplicación correcta del proceso de indagación que del uso de las maravillas tecnológicas (recuadro 3.1).

Recuadro 3.1. Los Sistemas de Información Geográfica: ¿estamos confundiendo las herramientas con las preguntas?

Tanto los profesionales de la conservación como los ecólogos académicos con frecuencia tienden a confundir las preguntas con las herramientas. Un ejemplo notorio es una técnica, denotada con una sigla, que se ha convertido en el último grito de la moda en la conservación y el manejo. Los SIG, o Sistemas de Información Geográfica, son “equipos y programas de cómputo diseñados para almacenar, analizar y mostrar datos referenciados espacialmente; éstos procesan la información de modo que puede ser relacionada con algún tipo de mapa” (Haslett 1990). Por ejemplo, es posible caracterizar un juego de puntos de un paisaje con respecto a la elevación, la pendiente, la orientación, los suelos, la historia del uso de la tierra, el uso actual del suelo, la señal infrarroja, la vegetación y otras variables físicas, biológicas y sociológicas. Los datos se ingresan a través de un programa de computadora junto con sus coordenadas geográficas precisas, y luego se realiza una serie de procesos que descubren las relaciones entre las diferentes variables a través de una serie de capas que se sobreponen unas a otras, y así sucesivamente (Wessman 1992; Miller 1994).

Sin embargo, a pesar de su aura de tecnología de la era espacial, el SIG no es más que una herramienta elegante que, al igual que el martillo de un carpintero, es útil para unas tareas pero no para otras. El SIG por sí solo no es ni ciencia ni manejo, así como un martillo por sí solo no es la construcción de un edificio. El afán actual de muchos administradores de áreas protegidas, ayudados y respaldados por personal bien intencionado de los ministerios o de las agencias internacionales de donantes, de invertir cantidades sustanciales de dinero en tecnología de SIG y en el personal para manejarla, puede ser un desperdicio desafortunado de tiempo y recursos, a menos que haya un esquema claramente definido de indagación científica y unos problemas de conservación claramente identificados para los cuales el SIG sería una herramienta útil. Por supuesto, bajo algunas circunstancias el SIG puede tener un gran valor. Por ejemplo, Lewis (1995) describe un uso perfectamente apropiado del SIG en el África tropical, lo que es relevante para algunos argumentos que se presentan en varios capítulos más adelante en este libro. Kiester et al. (1996) describen una aplicación sofisticada para unas condiciones en Norteamérica, mientras que Powell, Barborak y Rodríguez (2000) usan el SIG para un análisis a escala nacional para determinar el estado de conservación de las zonas de vida de Costa Rica. Sin embargo, ni la adquisición de instrumentos de SIG ni su uso prolongado le va a ayudar a decidir entre alternativas de conservación si no tiene de antemano una pregunta.

Por ejemplo, piense en el problema de determinar cuál es la mejor manera de recuperar una cuenca afectada por extracción ilegal de oro (vea el capítulo 2). Esta inquietud puede conducir a algunas preguntas excelentes, cumpliendo con los criterios anteriores, que involucrarían tecnologías sofisticadas para analizar la química del suelo y de las quebradas, lo cual permitiría generar respuestas precisas y objetivas. Pero con recursos limitados usted puede enfrentar el mismo problema formulando excelentes preguntas que requieran metodologías sencillas y baratas, tales como el muestreo de insectos acuáticos (capítulo 8) o la medición del crecimiento y supervivencia de plántulas. La tecnología y el lenguaje técnico le pueden aumentar la precisión de sus preguntas y respuestas, pero sólo añádalas si es necesario.

La pregunta también debería ser sencilla en otro aspecto. Limite el número de problemas o factores que va a incluir en una sola indagación. Si usted está apenas empezando a realizar trabajos de campo, estará tentado a explorar todos los posibles factores de una vez. Por ejemplo, la tesis de una cierta estudiante brillante y entusiasta proponía la siguiente pregunta: ¿cuál es el efecto de diferentes combinaciones de sustrato, tipo de recipiente, cantidad de sol, tipo de fertilizante, programa de riego, lugar de origen y estación de siembra, sobre la tasa de germinación de semillas de esta especie de hierba medicinal? Dado que era una sola persona con un número limitado de semillas disponibles, le resultó imposible producir una respuesta clara.

Algo de práctica y algunos ejemplos de cómo formular una pregunta

Debido a que la habilidad de formular preguntas es imprescindible para la indagación científica y el manejo, le recomiendo encarecidamente que haga el ejercicio del recuadro 3.2 antes de continuar la lectura.

Recuadro 3.2. Practique formular preguntas que generen indagaciones

Si usted hizo el ejercicio del recuadro 2.1, revise la lista de preguntas que generó. Reformúlelas cuidadosamente, de manera que cada una sea *contestable, comparativa, seductora, sencilla y directa*. Para cada una, especifique qué es lo que va a comparar y qué es lo que va a medir. Asegúrese que se conserva el concepto básico o el problema que estimuló la pregunta en un principio, así como la escala espacial de aquel ejercicio.

Ahora, practique a formular preguntas de la “vida real”. Salga al campo, preferiblemente en el área protegida o en el paisaje en el que usted trabaja, y haga preguntas basadas en sus preocupaciones de conservación, o en ideas de un posible estudio de campo. Esta vez, por supuesto, las preguntas pueden incluir escalas más grandes de tiempo y espacio. El único requerimiento es que cada una se ajuste a los cuatro criterios de este capítulo –y que precise claramente qué será comparado y qué será medido. Al final del ejercicio, revise sus preguntas – o mejor aún, pídale a un colega que las revise – y asegúrese de que no hay una forma mucho mejor de redactarlas con respecto a esos criterios.

De nuevo, en términos generales, *todas las preguntas que se originan en la observación de sus alrededores son válidas. Sin embargo, unas lo llevan más rápidamente que otras a una indagación de primera mano y a aplicaciones prácticas*. Los ejemplos de preguntas inadecuadas abundan y no hay necesidad de enumerarlos aquí. Afortunadamente, también abundan los ejemplos de preguntas bien formuladas. He

extraído una pequeña muestra de ellas de trabajos publicados de la ecología aplicada. Todas encajan en alguna parte del rango entre estudios básicos a pequeña escala (figura 2.5) e inquietudes de conservación a gran escala (figura 2.4). En algunos casos la idea original no estaba presentada explícitamente como una pregunta, de modo que he modificado un poco la redacción original del autor. Sin embargo, en todos los casos la idea se ajustaba a los cuatro criterios de las secciones previas. En todos los casos, los resultados de las indagaciones iniciadas por estas preguntas han influido, o podrían influir, en el desarrollo de normas de conservación y manejo. Para practicar, pregúntese en cada caso: ¿qué se está comparando? y, ¿qué se está midiendo?

1. ¿Cómo varía la diversidad y composición de conjuntos de especies de aves, entre bosques no talados y bosques con tala selectiva de baja intensidad (Figura 3.1)? (Thiollay, 1992)



Figura 3.1.

El borde de una reserva que ha experimentado tala selectiva en el pasado (provincia del Napo, Ecuador).

2. ¿Cómo cambia la diversidad local y regional de animales nativos (por ejemplo, aves, insectos, arañas, lagartijas, lombrices, mamíferos pequeños), cuando las plantaciones tradicionales de café de sombrero se convierten a plantaciones modernas al sol? (Perfecto et al. 1996)
3. Al restaurar áreas degradadas con vegetación nativa, ¿las tasas de llegada de semillas viables cambian si se establecen perchas para aves, y esto cómo afecta el proceso de recuperación? (McClanahan y Wolfe 1993)
4. ¿Cuál es el impacto de la introducción de la trucha sobre la fauna nativa de las quebradas de agua fría, si se compara con quebradas sin presencia de truchas? (Flecker y Townsend 1994)
5. ¿Cuál es la relación entre la demografía y la salud de poblaciones de árboles nativos, y la presencia o ausencia de animales de granja? (Reid y Ellis 1995)
6. ¿Cómo varía la tasa de invasión de áreas naturales por malezas exóticas, en presencia o ausencia de carreteras y caminos principales? (Tyser y Worley 1992)
7. En las reservas de bosque húmedo tropical con senderos usados frecuentemente por los visitantes, ¿qué diferencias hay en la escorrentía y subsiguiente erosión del suelo sobre los senderos y fuera

de ellos? (Wallin y Harden 1996)

8. ¿Cuál es el impacto físico relativo de (a) caballos, (b) llamas y (c) humanos, sobre los caminos y las tasas de erosión del suelo? (DeLuca et al. 1998)
9. ¿Cuál es la relación entre el número de caminantes que pasan por los caminos, y la abundancia y diversidad de aves nativas? (Riffell, Gutzwiller y Anderson 1996; Miller, Knight y Miller 1998)
10. ¿Cuál es la relación actual entre la intensidad de cacería y la densidad de población de vertebrados grandes? (Hill et al. 1997)
11. De manera semejante, ¿cómo varían las poblaciones de animales en áreas protegidas con distintas restricciones sobre la cacería? (Carrillo, Wong y Cuadrón 2000)



CAPÍTULO 4

Diseño: el ajuste de la toma de datos al ámbito de la pregunta

Si usted trabajara en áreas habitadas por demonios, estaría en problemas independientemente de la perfección de su diseño . . . (aun así) la replicación y el esparcimiento espacial de los tratamientos le proveen la mejor póliza de seguros.

– Stuart H. Hurlbert (1984)

Ahora pasamos a la indagación propiamente dicha. Digamos que usted es un profesional que está aplicando el ciclo del manejo (figura 2.4) para resolver una inquietud crítica para la conservación. Por ejemplo, en la reserva de uso múltiple donde usted trabaja, se estaba llevando a cabo una tala selectiva. Es imperativo que usted proponga pautas de manejo (vea la figura 1.1), que podrían consistir en permitir que se continúe la tala a niveles actuales, o que se imponga una veda total. O, alternativamente usted podría tener que proponer nuevos límites máximos en la intensidad de la tala. Lo que le preocupa en particular es los posibles efectos de la tala sobre las aves del bosque, las ranas del sotobosque y los mamíferos pequeños terrestres, ya que éstos son los grupos de animales para cuya protección se estableció la reserva. Usted enmarca la pregunta, cumpliendo con los cuatro criterios presentados en el capítulo 3. En esta etapa dicha pregunta podría parecerse a la primera de la lista presentada al final del capítulo 3. Por ejemplo, comencemos con la pregunta: “¿incide de manera significativa la tala selectiva de árboles en la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños terrestres en la reserva?”¹ ¿Cómo se podría contestar esta pregunta de manera que los resultados le ayuden a decidir sobre las pautas de manejo?

Su inquietud específica y la pregunta que ésta genera, imponen unos límites al alcance del estudio: un espacio limitado (dentro de los límites de la reserva) y probablemente un tiempo limitado (por ejemplo, tiene un máximo de un año para proponer sus pautas). Sin embargo, aun dentro de estos límites bien definidos, usted no puede estar simultáneamente en todas partes de la reserva, examinando cada posible

respuesta de cada pájaro, rana y mamífero a las actividades de tala presentes y pasadas y comparándolas con cada pájaro, rana y mamífero que vive en un área no talada. Lo que usted puede hacer es *muestrear* un subconjunto limitado de todas estas posibilidades. Debe *diseñar* el estudio en el tiempo y el espacio (vea las figuras 2.4 y 2.5) para seleccionar el muestreo que represente el mejor compromiso entre obtener un censo completo, o sea, una respuesta completa y ajustada a la realidad (lo que le requeriría ser omnisciente), y el tiempo y esfuerzo limitado que usted puede invertir en obtenerla.

Tomando la pregunta sobre la tala selectiva como un ejemplo², vamos a desarrollar un esquema de diseño que enfatiza la lógica y la comprensión de la historia natural, más que los detalles de la teoría estadística³. Usted verá que un diseño exitoso depende en gran parte de que reconozca uno de los aspectos más llamativos de los paisajes: la variación natural o heterogeneidad (vea el capítulo 6). Para aclarar los conceptos claves en este capítulo y en el capítulo 5, es necesario que se familiarice con un vocabulario más bien extenso (recuadro 4.1). Además de aclarar conceptos, la intención es presentar una aproximación unificada al diseño de investigaciones de campo. Usted no encontrará todos estos términos en los textos tradicionales de estadística y diseño; por otro lado, algunos términos análogos que se encuentran en dichos textos son usados de manera inconsistente. Si lo desanima la complejidad de este capítulo, pase primero al apéndice D (acto I) y luego regrese a este capítulo a ver si tiene más sentido. En cualquier caso, por favor note que cada punto de este capítulo aplica tanto a los estudios básicos de campo (figura 2.5) como a las preguntas de conservación y manejo (figura 2.4).

Recuadro 4.1. Un glosario informal para el capítulo 4

Diseño aleatorizado, diseño de tratamientos aleatorizados: un diseño de estudio en el cual usted asigna (en el caso de un experimento de campo) o muestrea (en el caso de un estudio no experimental) las unidades de respuesta que corresponden a los diferentes niveles del factor de diseño, de una manera aleatoria con respecto a los potenciales factores alineados. Presumiblemente, esto previene que estos últimos se conviertan en verdaderos factores alineados.

Diseño en bloques: un diseño de estudio en el cual se localiza un conjunto completo de unidades de respuesta en cada uno de varios puntos diferentes, en el espacio o el tiempo, con respecto a los potenciales factores alineados. Cada conjunto o bloque consiste en al menos una unidad de respuesta (mejor dos o más) por cada nivel del factor de diseño.

Estudio experimental (manipulativo): un estudio en el cual usted mismo asigna los diferentes niveles del factor de diseño a las unidades individuales de respuesta – las cuales en este caso pueden ser también llamadas “unidades experimentales” (vea “Unidad de respuesta”).

Estudio no experimental (no manipulativo, de observación): un estudio en el cual usted trabaja con unidades de respuesta que ya exhiben diferentes niveles del factor de diseño o que han experimentado esos diferentes niveles en el pasado.

Factor alineado: un fenómeno que no está incluido en su pregunta pero que influye en los valores de la variable de respuesta que se registran, de una manera no aleatoria. Este fenómeno es solamente un factor alineado *potencial* a menos que no lo tenga en cuenta en el diseño de su

Recuadro 4.1. Continuación

estudio. En este último caso, sin que usted esté consciente, la influencia cuantitativa del factor puede estar alineada con, o contra, la influencia del factor de diseño que usted está examinando. En consecuencia, puede atribuir equivocadamente los patrones – o ausencia de ellos – en sus resultados solamente al factor de diseño, no sólo en su análisis estadístico sino también en la reflexión y aplicación.

Factor de diseño: tal como se especifica en su inquietud original y en su pregunta, éste es el factor cuyo posible efecto sobre las variables de respuesta se pretende examinar y alrededor del cual se diseña la indagación. En algunos casos el factor de diseño se puede llamar *factor de tratamiento*, pero este término es mejor limitarlo a factores de diseño con niveles categóricos (vea “Niveles del factor de diseño”). El factor de diseño, o más precisamente los niveles del mismo, representa lo que está comparando (vea el capítulo 3).

Fuentes de variación: las tres posibles causas de la variación en el valor de la variable de respuesta entre unidades de evaluación o unidades de respuesta. Éstas son:

- *Variación intrínseca:* la variación “natural” entre diferentes observaciones que siempre existe aun en ausencia de ninguna influencia externa. Después de todo, usted nunca encontrará dos unidades de respuesta absolutamente idénticas. También se llama el “error” o el “error de muestreo”, pero la variación intrínseca no es error: es realidad.
- *Variación asociada con el factor de diseño:* la variación que se debe a los efectos de los diferentes niveles del factor de diseño, sean éstos categóricos o continuos.
- *Variación asociada con factores alineados:* la variación que se debe a los efectos del (los) factor(es) alineado(s). En indagaciones mal diseñadas, mal analizadas o mal interpretadas, a menudo se confunde esta variación con la variación asociada con el factor de diseño.

Metodología de muestreo: la técnica estandarizada por medio de la cual se mide la variable de respuesta en cada unidad de evaluación.

Niveles del factor de diseño: las diferentes clases o valores que puede asumir el factor de diseño y que usted está examinando en su indagación. Si sólo existen unas pocas clases discretas, los niveles son *categóricos (discontinuos, discretos)* y pueden ser llamados *tratamientos*. Si el factor de diseño puede tomar cualquiera de un gran número de valores, de manera que cada una de las unidades de respuesta puede tener un nivel único, se denominan niveles *continuos* – aun si el número de niveles posibles es finito en la práctica – y a menudo el factor de diseño se trata después como una “variable independiente” en los análisis estadísticos.

Población muestreada: el conjunto de entidades – por ejemplo, mamíferos o plántulas – que su metodología está realmente muestreando, dado que pocas metodologías muestrean la población objetivo sin sesgo (vea más adelante). La población muestreada puede aproximarse bastante a la población objetivo que usted desea muestrear, o las dos pueden ser muy diferentes sin usted

Recuadro 4.1. Continuación

saberlo. Note que este uso del término “población” es distinto del usado para describir un grupo de individuos de la misma especie.

Población objetivo: el conjunto de entidades – por ejemplo, mamíferos pequeños o plántulas – que usted pretende muestrear sin sesgos. Su pregunta define la naturaleza de la población objetivo y usted debe buscar la metodología que sea más probable que minimice la discrepancia entre la población objetivo y la muestreada (vea más arriba).

Pregunta: lo que usted propone basado en: su inquietud original o idea para un estudio, el uso del signo de interrogación y el proceso de cumplir con los cuatro criterios del capítulo 3. La pregunta debe especificar el ámbito del estudio que le sigue. También debe especificar, o referirse claramente a, lo que se comparará (el o los factores de diseño) y la naturaleza general, pero no los detalles, de lo que se medirá (la[s] variable[s] de respuesta).

Seudorreplicación: el pecado de tomar cada una de las diferentes unidades de evaluación dentro de una misma unidad de respuesta, como una réplica verdadera de las unidades de respuesta, tal como son éstas definidas por la pregunta y el factor de diseño. Si quiere ser absuelto, debe cambiar el diseño o la pregunta.

Submuestrear: establecer un diseño y metodología que usa submuestras. A menudo esto es útil o aun necesario. Otras veces es una pérdida de tiempo y energía que sería mejor invertida aumentando el número de unidades de respuesta (réplicas verdaderas).

Submuestras: múltiples unidades de evaluación dentro de una misma unidad de respuesta. Cada submuestra provee una estimación del valor de la variable de respuesta dentro de la unidad de respuesta, pero el conjunto de submuestras como un todo provee una estimación que tiene mayores probabilidades de ser representativa de la unidad de respuesta.

Unidad de evaluación: la unidad estandarizada en la cual, o para la cual, se registran los valores de la variable de respuesta. En unos pocos casos la unidad de evaluación abarca gran parte o toda la unidad de respuesta (vea más adelante). En muchos casos la unidad de evaluación es mucho menor y más estrechamente definida que la unidad de respuesta.

Unidad de respuesta: la unidad fundamental de diseño y análisis, o la unidad mínima individual que manifiesta los efectos del (los) factor(es) de diseño y que es independiente de otras unidades con respecto a la pregunta. Por ejemplo, si su pregunta se relaciona con las diferencias en la tasa de descomposición de la hojarasca del suelo entre ríos de aguas negras y de aguas blancas (note el plural), cada río es una unidad de respuesta. Si su pregunta se refiere a la tasa de descomposición de un río particular de aguas negras y uno particular de aguas blancas, cada sitio independiente que se muestrea en cada río es la unidad de respuesta. En los estudios manipulativos, la unidad de respuesta puede denominarse la *unidad experimental*.

Recuadro 4.1. Continuación

Variable de respuesta: lo que se está midiendo, la propiedad cuya variación con respecto al factor de diseño es el foco de su estudio y cuyo valor se mide y registra en cada unidad de evaluación. Si está submuestreando, para minimizar el riesgo de cometer seudorreplicación sin advertirlo usted debe caracterizar toda la unidad de respuesta con un solo valor (por ejemplo, la media o la mediana de los valores de las submuestras) antes de proceder con el análisis de datos. A menudo, la variable de respuesta se convierte en la variable dependiente en el análisis estadístico que sigue.

Algunos diseños alternativos para la cuestión de la tala

¿Cómo podría diseñarse un estudio para responder la pregunta: “¿incide de manera significativa la tala selectiva de bosque en la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños terrestres dentro de la reserva?” Cualquiera que sea el diseño, usted va a mirar estos tres grupos de vertebrados sólo en ciertos lugares y ciertos momentos, bajo dos condiciones diferentes: sin tala (ST) y con tala selectiva (TS). Usted tiene muchas opciones de lugares y momentos para establecer sus *unidades de evaluación* estandarizadas (recuadro 4.1). También tiene opciones para elegir lo que va a medir en términos precisos, sus *variables de respuesta* (recuadro 4.1), las que en este caso son las formas alternativas de registrar la abundancia y diversidad de cada grupo de animales en cada unidad de evaluación.

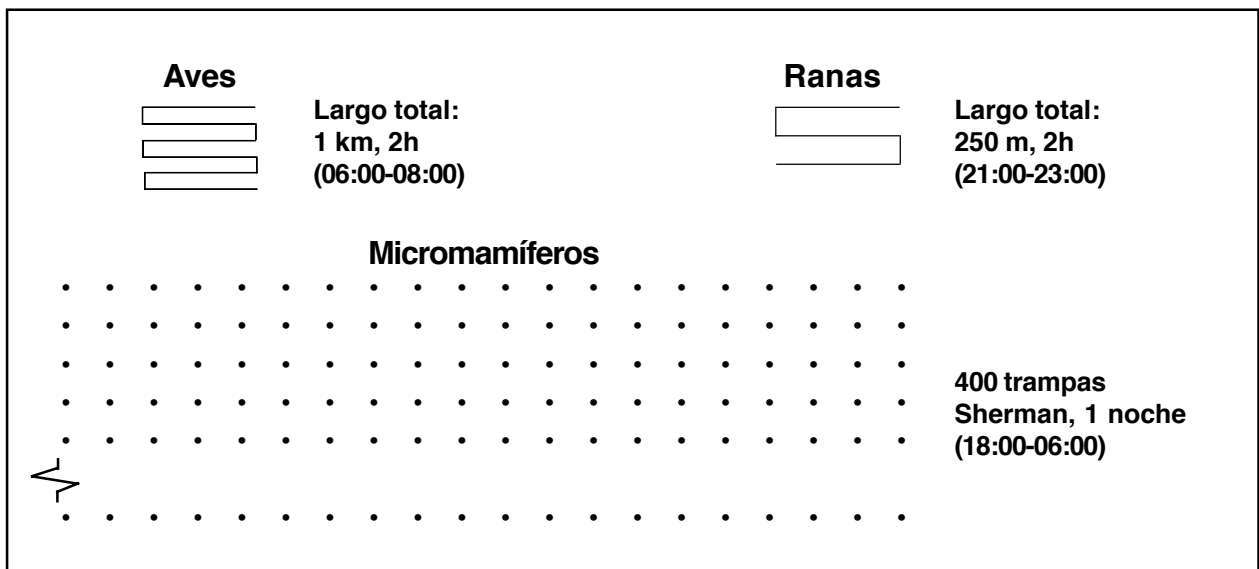


Figura 4.1.

Diagramas esquemáticos de las unidades de evaluación establecidas para contestar la pregunta teórica sobre la tala de bosque y los tres grupos respectivos de animales vertebrados. La definición de “unidad de evaluación” se encuentra en el recuadro 4.1.

En este caso se necesitan distintos tipos de unidades de evaluación para cada grupo de animales (figura 4.1). Digamos que para las aves la unidad de evaluación consistirá en un transecto en zigzag de un kilómetro, que usted camina despacio por un período estándar de dos horas (06:00 a 08:00). Las dos variables de respuesta que usará para expresar la abundancia y diversidad en cada unidad serán el número de individuos y el número de especies de aves dependientes del bosque, que sean vistas u oídas en un radio de 50 m. De la misma manera, para las ranas del sotobosque las dos variables de respuesta serán los números de individuos y de especies registrados en el estrato entre cero y dos metros de altura, a lo largo de un transecto de 250 m de largo y 2 m de ancho, que se recorre entre las 21:00 y las 23:00. Para los mamíferos, las variables de respuesta serán los números de individuos y de especies capturadas por unidad de evaluación, que en este caso consistirá en una cuadrícula de 200 x 200 m, con 400 trampas tipo Sherman espaciadas cada 10 m y operadas por una noche (figura 4.1).

La reserva tiene tres tipos principales de hábitat: una región de bosque húmedo tropical de tierras bajas, una serranía cubierta por bosque nublado, y bosque seco de tierras bajas en la región donde la serranía

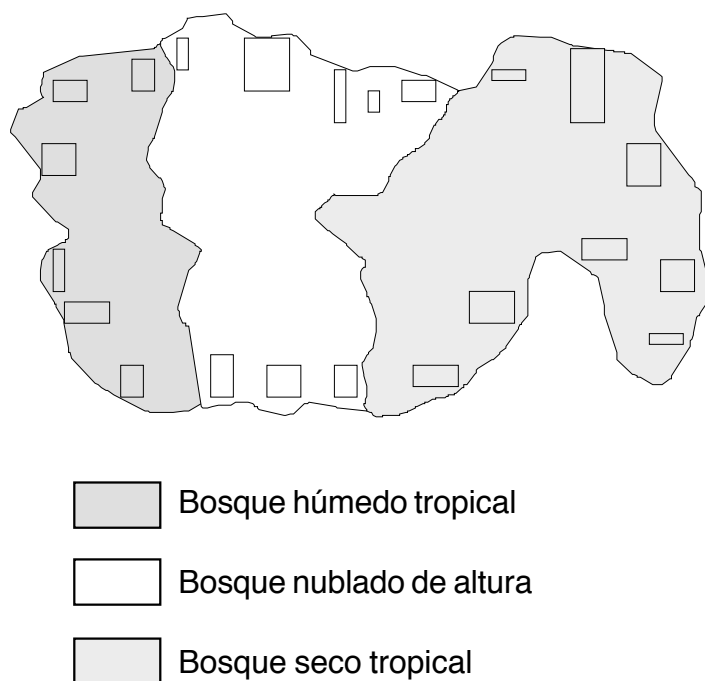


Figura 4.2.

Una gran reserva hipotética en la cual recientemente se ha efectuado tala selectiva. Los rectángulos dentro de la reserva indican las parcelas taladas selectivamente (TS), cuyos tamaños han sido bastante exagerados para propósitos de la ilustración. El resto de la reserva, que es la gran mayoría de su área, está actualmente sin tala (ST), pero podría experimentar tala selectiva en el futuro, bien sea como parte del diseño de un estudio (por ejemplo, el diseño I3) o como resultado de la aplicación de pautas de manejo.

genera una sombra de lluvia (figura 4.2). Cada hábitat incluye varias áreas donde se han otorgado concesiones forestales y ha habido tala selectiva en el pasado reciente, dentro de parcelas cuadrangulares de unas 30 - 80 hectáreas. Si hay tala en el futuro, ésta tendrá lugar en las partes del bosque que aún están ST. El tamaño de cualquier unidad de evaluación es pequeño con respecto al tamaño de un área de bosque TS o a las extensiones de bosque ST, de manera que es factible localizar una o más unidades de evaluación dentro de una determinada área. Estudie la figura 4.2 y los siguientes diseños alternativos. Los doce primeros están ilustrados en la figura 4.3. *Antes de leer la siguiente sección*, escoja uno o dos diseños de la lista que usted sienta que mejor se ajustan a la pregunta planteada. En los diseños 1-6, se comparan dos unidades de evaluación por grupo de animales. En los diseños 7-13, se compara doce unidades de evaluación. En los diseños 14-16, se hacen cuatro visitas a cada una de doce unidades de evaluación. Entonces, la pregunta es: ¿en dónde pondrá las unidades de evaluación (y cuándo las visitará)?

Diseño 1. Se dispone una unidad de evaluación por cada grupo de animales, en un sitio dentro de una parcela de *bosque seco tropical TS* (talada selectivamente) a la elevación de 300 metros sobre el nivel del mar (msnm) en la vertiente oriental de la montaña, y una unidad de evaluación por cada grupo de animales, en un sitio de *bosque nublado ST* (sin tala) a 2000 msnm en la vertiente occidental (figura 4.3).

Diseño 2. Se dispone una unidad de evaluación en un sitio dentro de una parcela de *bosque húmedo tropical TS*, a 300 msnm en la vertiente occidental, y una unidad en un sitio de *bosque nublado ST* a 2000 msnm en la vertiente occidental.

Diseño 3. Se dispone una unidad de evaluación en un sitio dentro de una parcela TS de bosque nublado a 1600 msnm, y una unidad en un sitio de bosque nublado ST a 2000 msnm en la misma vertiente.

Diseño 4. Se dispone una unidad de evaluación en un sitio dentro de una parcela TS de bosque nublado *en terreno plano*, y una unidad en un sitio cercano de bosque nublado *con una pendiente de 30 grados*, ambas aproximadamente a 2000 msnm.

Diseño 5. Se dispone una unidad de evaluación en un sitio dentro de una parcela TS de bosque nublado, a 2000 msnm en una pendiente de 30 grados *orientada al este*, y una unidad en un sitio cercano de bosque nublado ST también a 2000 msnm, en una pendiente de 30 grados *orientada al oeste*.

Diseño 6. Se dispone una unidad de evaluación en un sitio dentro de una parcela TS de bosque nublado, a 2000 msnm en una pendiente de 30 grados orientada al sur, y una unidad en un *sitio adyacente* de bosque nublado ST, *en la misma pendiente con la misma orientación*.

Diseño 7. Semejante al diseño 1, pero con 12 unidades de evaluación. Se dispone una de ellas en cada uno de 6 sitios distribuidos aleatoriamente *dentro de una misma parcela TS de bosque seco de tierras bajas*, y una unidad de evaluación en cada uno de 6 sitios distribuidos aleatoriamente *dentro de un área de bosque nublado ST de tamaño parecido*.

Diseño 8. Semejante al diseño 1, pero con 12 unidades de evaluación. Se dispone una de ellas en cada una de 6 parcelas TS distintas, seleccionadas al azar entre *todas las parcelas TS de bosque seco a 300*



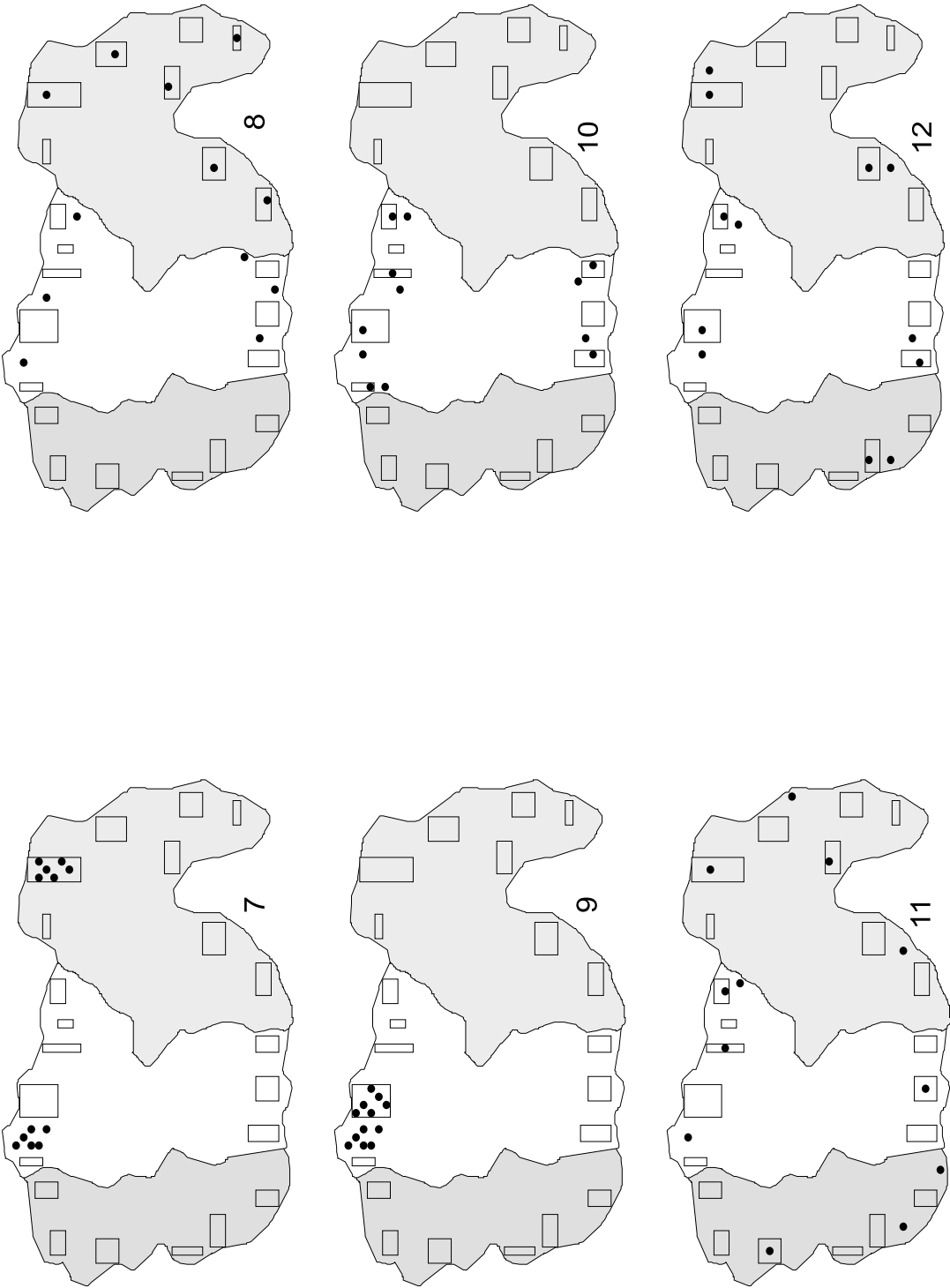


Figura 4.3.

Diagramas de algunas alternativas de diseño de estudios que podrían responder la pregunta sobre la tala selectiva (vea el texto). En cada mapa los puntos indican la ubicación de las dos (sitios 1-6), o doce (sitios 7-12), unidades de evaluación para un determinado grupo de animales.

msnm, y una unidad de evaluación en cada una de 6 áreas seleccionadas al azar, entre *todas las posibles áreas de bosque nublado ST a 2000 msnm*.

Diseño 9. Semejante al diseño 6, pero con 12 unidades de evaluación. Se dispone una de ellas en cada uno de 6 sitios distribuidos aleatoriamente *dentro de una misma parcela TS de bosque nublado*, y una unidad en cada uno de 6 sitios distribuidos aleatoriamente *dentro de un área adyacente de bosque nublado ST*, de tamaño parecido.

Diseño 10. Semejante al diseño 6, pero con 12 unidades de evaluación: en lugar de tener un solo par de unidades de evaluación en áreas ST y TS adyacentes, *se disponen 6 pares, con cada par dispuesto en una parcela TS y un área ST adyacente*. Los pares se distribuyen a través de toda la gama disponible de pendientes y orientaciones en el *bosque nublado aproximadamente a 2000 msnm*.

Diseño 11. Se disponen 12 unidades de evaluación, una en cada una de 6 parcelas seleccionadas al azar entre todas las áreas TS, *cubriendo toda la gama de variación* de tipos de bosque, vertientes, orientaciones, pendientes y elevaciones presentes en la reserva, y una en cada una de 6 áreas también *seleccionadas al azar entre todas las áreas ST*.

Diseño 12. Se disponen 12 unidades de evaluación con una combinación de los diseños 10 y 11: seis pares de unidades, cada par en una parcela TS y un área ST cercanos; los dos sitios se emparejan tanto como sea posible con respecto a todas las otras características y *los pares se distribuyen aleatoriamente, cubriendo toda la gama de variación* de tipos de bosque, vertientes, orientaciones, pendientes y elevaciones presentes en la reserva (figura 4.3).

Diseño 13. Semejante al diseño 12, pero se realiza un *estudio experimental (manipulativo)* en vez de un estudio de *observación (no manipulativo)* como en los diseños precedentes. Primero usted selecciona al azar seis regiones relativamente grandes en bosque continuo ST, donde cada región tiene una superficie seis veces mayor a la parcela TS típica, o sea unas 300 hectáreas. Dentro de cada una de estas áreas grandes, usted demarca dos rectángulos en el mapa, cada uno de los cuales tiene la misma área que una parcela típica TS (unas 50 hectáreas) y con un mínimo de separación de varios cientos de metros entre ellas. Luego, echando una moneda, usted asigna aleatoriamente uno de los dos rectángulos demarcados al tratamiento de TS, mientras que el otro permanece ST. El estudio se realiza durante el año siguiente.

Diseño 14. Semejante al diseño 12 ó el 13, pero cada una de las 6 unidades en bosque ST se muestrea 4 veces *durante la estación húmeda*, y las 6 unidades en áreas TS se muestrean 4 veces *durante la estación seca*.

Diseño 15. Semejante al diseño 12 ó el 13, pero cada una de las 12 unidades, tanto las ST como las TS, se muestrea 4 veces, *sólo durante la estación húmeda*.

Diseño 16. Semejante al diseño 12 ó el 13, pero cada una de las 12 unidades, tanto las ST como las TS, se muestrea *dos veces durante la estación húmeda* y de nuevo *dos veces durante la estación seca*.

Fuentes de variación en los resultados

Supongamos que usted sigue el diseño 1 (figura 4.3) y registra, por ejemplo, 46 especies de aves de bosque en las dos horas en que recorre el transecto que conforma la unidad de evaluación en el sitio ST, y 39 especies en la unidad de evaluación en el sitio TS. ¿Es esto una buena evidencia de que la tala selectiva tiene un efecto perjudicial y significativo sobre la diversidad de aves, y por consiguiente se debería proponer inmediatamente una veda total de la tala en toda la reserva? Después de todo, el resultado – menos especies en el sitio TS que en el sitio ST – confirma sus temores y sospechas y se ajusta a la sabiduría convencional. Para responder esto, examinemos las posibles fuentes de variación en los datos tomados en éste o en cualquier otro estudio.

Variación que siempre existirá

Primero que todo, la diferencia entre los dos valores puede deberse al puro azar. ¿Qué probabilidad hay de obtener valores idénticos de una variable dada en dos unidades de evaluación? En este caso, ¿qué tan probable es que usted registre exactamente el mismo número de especies de aves en dos transectos diferentes, aun si ambos estuvieran localizados en la misma área de bosque, o si usted recorriera el mismo transecto dos veces en días consecutivos? Muy poco.

De hecho, es muy probable que las diferentes unidades de evaluación arrojen valores diferentes, aun bajo condiciones idénticas. Usted tiene dos unidades. Una está en una parcela TS y la otra en un área ST. Si no hay ninguna diferencia entre los conjuntos de aves en esas dos regiones, pero por casualidad las unidades de evaluación arrojan diferentes valores ¿no es lógico que un valor sea mayor que el otro? Esta vez, por casualidad se registró el valor más alto en el área ST. ¿Cuál es la probabilidad de obtener el valor mayor en un sitio en vez del otro? Exactamente 50%, igual que la probabilidad de obtener cara cuando se echa una moneda. Si le saliera cara en un lanzamiento, usted no concluiría que siempre va a caer cara en el futuro. Igualmente, sólo porque la unidad de evaluación que dio el mayor número de especies de aves estaba por casualidad en un sitio ST, y la unidad con el número más bajo en un sitio TS, no significa que pueda echarle la culpa a la tala de la diferencia en el número de especies de aves, cualquiera que sea la magnitud de esa diferencia, *a menos que usted pueda demostrar que dicha magnitud excede la amplitud normal de variación intrínseca en los números de especies de aves entre unidades de evaluación*. En este caso usted no tiene idea de cuál es la variación intrínseca entre unidades, porque no ha examinado *réplicas* en los sitios ST y TS para ver qué tanto varían entre ellas, independientemente del efecto de la tala.

En algunas de las siguientes secciones y en el capítulo 5, se discute el concepto de la variación intrínseca con más detalle. Por ahora, basta reconocer que existe variación entre unidades de evaluación y unidades de respuesta (vea el paso 6 de “Diseño de la indagación . . .” más adelante), aun en ausencia de otros factores que incidan en lo que se está midiendo. Por lo tanto, no se puede atribuir la diferencia observada en estos valores a ninguna otra causa, mientras no se haya tenido en cuenta la variación intrínseca. No importa qué tanto esfuerzo se invierta en una sola unidad de evaluación (digamos, un transecto de 80 km que se muestrea por 10 días consecutivos), o qué tan razonable parezca la comparación (diseño 6, figura 4.3): cada uno de los diseños 1-6 involucra sólo dos unidades de evaluación. Con seguridad una arrojará un valor más alto que la otra, para cualquier variable de respuesta. ¿Se debe esto a la tala selectiva, o a la variación intrínseca entre unidades de evaluación o entre áreas de bosque, independientemente de la historia de tala? Ninguno de los diseños 1-6 puede resolver esta grave duda.

Variación asociada con el factor examinado

La tala selectiva es su *factor de diseño* – lo que está comparando (vea el capítulo 3). Es el objeto de su interés, está precisado en su pregunta y es el fenómeno alrededor del cual se diseña el estudio. Naturalmente, siempre es posible que los valores que se obtienen reflejen alguna influencia del factor de diseño. En este caso, es bastante posible que una causa de la diferencia observada en diversidad de aves (46 y 39) entre las dos unidades de evaluación, sea la tala selectiva. Eso es lo que usted quiere saber. Pero con sólo dos valores, no hay manera de saberlo.

Variación asociada con factores no examinados

También es posible que mucha de la variación en los valores medidos en diferentes unidades de evaluación o en áreas enteras de bosque, sea producto de aspectos que usted no tenía intención de investigar y que no tuvo en cuenta en su pregunta y su diseño. Es decir, el diseño, los resultados y su interpretación de ellos, pueden estar confundidos con otras influencias no reconocidas que también varían entre las unidades y que están alineadas con, o son opuestas a la influencia del factor de diseño. O sea, la influencia de los *factores alineados* sobre los valores que se están midiendo puede exagerar, contradecir, oscurecer o de otra manera complicar el efecto que el factor de diseño tendría sobre los resultados si actuara solo.

Por ejemplo, regrese al diseño I (figura 4.3) e ignore, por el momento, la influencia de la variación intrínseca. El sitio de muestreo TS está en bosque seco tropical, mientras que el ST está en bosque nublado montano. Además del factor de diseño ya reconocido (la tala selectiva) ¿difieren los dos sitios de muestreo en algún aspecto que podría influir en la diversidad de aves? Obviamente. Por ejemplo, el bosque seco tropical y el bosque nublado montano difieren radicalmente en aspectos tales como la precipitación, temperatura, estructura física, disponibilidad de recursos alimenticios y la estacionalidad de todos estos aspectos. Cualquiera de estos factores, o todos ellos, podrían tener un profundo efecto sobre los conjuntos de aves, contribuyendo a la diferencia en el número de especies observadas (46 y 39) y confundiendo cualquier influencia que pudiera tener la tala selectiva sobre estos valores.

¿Tienen otros diseños menos factores alineados? Dado que los bosques húmedos tropicales y los bosques nublados comparten algunas características, los efectos diferenciales de la precipitación, la estructura del bosque y la estacionalidad sobre las avifaunas (y los datos) podrían ser menos intensos que en el diseño I. Sin embargo, todavía existe un gran número de factores alineados (diferencias notorias entre los sitios en la temperatura, los recursos alimenticios y muchos otros aspectos, incluso en la misma estructura del bosque). Sería absurdo esperar que el número de especies de aves fuera igual entre los dos sitios aunque ninguno de los dos sitios hubiera experimentado la tala. A pesar de que los dos sitios en el diseño 3 están ambos en bosque nublado, la diferencia de 400 m en elevación implica diferencias sustanciales en aspectos tanto físicos como biológicos. Por lo tanto, las dos avifaunas casi seguramente diferirán. En el diseño 3 todavía no se le puede atribuir la diferencia observada en el número de especies tan sólo a la presencia de tala selectiva en uno de los sitios. En el diseño 4, la diferencia en pendiente entre los dos sitios implica diferencias en la estructura del bosque, la disponibilidad de alimento y la avifauna. El bosque en la vertiente más pendiente seguramente tiene un dosel más abierto, mayor penetración de luz y un sotobosque más denso que el del terreno plano. En el diseño 5, es casi seguro que las diferentes orientaciones de los dos sitios conllevan diferencias en nubosidad, vientos y humedad, y por lo tanto en las avifaunas locales, aun en ausencia de tala selectiva. Allí quedaron los diseños 1-5.

A primera vista, el diseño 6 (figura 4.3) parece estar libre de factores alineados. De hecho, muchos estudios de campo publicados tienen diseños semejantes (además de otros con diseños similares a los 2-5, e incluso al 1). Sin embargo, podrían existir muchas diferencias sutiles, además de la historia de tala, entre las dos áreas de bosque adyacentes. Por ejemplo, quizás en una de las áreas han ocurrido más derrumbes que en la otra durante los últimos 100 años, o en un área hay un arroyo, o la topografía y por tanto la estructura del bosque es diferente; o quizás, antes de la tala el sitio TS tenía una mayor densidad de árboles de especies maderables que el sitio ST. La avifauna actual podría reflejar estos y otros factores alineados, tanto como el efecto de la tala selectiva. En resumen, a medida que procedemos del diseño 1 al 6 y el efecto potencial de los factores de confusión pasa de obvio a sutil, usted podría tender a sentirse más contento con la validez del diseño. Pues no debería.

Los diseños más complejos, que parecen tener en cuenta la variación intrínseca, no necesariamente ayudan a eliminar los factores alineados. Compare el diseño 7 (figura 4.3) con el 1, ó el 9 con el 6. Los diseños 7 y 9 incluyen varias unidades de evaluación en cada una de las dos áreas de bosque, pero lo único que esto logra es darle una mejor idea del valor representativo para cada área. Aun así, tiene sólo un área de bosque de cada tipo, ST y TS. Aún no tiene manera de evaluar la variación intrínseca de cada medida, entre las variadas parcelas TS y entre las variadas áreas de bosque ST. La probabilidad de que el valor que se obtiene para cada área de bosque, refleje no solo el factor de diseño – la tala selectiva – sino también la influencia de otros factores, es tan alta en los diseños 7 y 9 como en 1 y 6. El diseño 8 permite evaluar la variación intrínseca en los números de especies de aves entre áreas de bosque distintas e independientes. Este diseño, sin embargo, sufre los efectos de una multiplicidad de factores alineados originados en que los sitios ST y TS están en diferentes tipos de bosque (figura 4.3). El diseño 14 tiene otro factor – la estación – que está alineado con el factor de diseño, y que puede influir fuertemente en la abundancia y diversidad de los animales, especialmente aves y ranas. En la sección “Diseño de una indagación...” (más abajo), regresaremos a los diseños y las preguntas que ellos pueden o no pueden legítimamente responder. Entre tanto, parece que entre los diseños 1 - 12 (figura 4.3) sólo los diseños 10, 11 y 12 serían adecuados.

¿Qué hacer?

Al diseñar su estudio, asegúrese hasta donde sea posible que está realmente investigando la influencia de los *factores de diseño* sobre los aspectos de interés (lo que está midiendo, o sea, las variables de respuesta), y que puede desenredar la influencia de la *variación intrínseca* (capítulo 5) y de los *factores alineados* (paso 9 en la siguiente sección). Si ya es muy tarde – si la investigación (suya o de alguien más) ya está en marcha o terminada – al menos reflexione cuidadosamente si de verdad ha estudiado la influencia del factor de diseño en lo que estaba midiendo. Luego saque conclusiones o planifique sus acciones de acuerdo a esta reflexión.

Diseño de una indagación en 18 pasos

El título del capítulo lo dice todo. O *ajusta el diseño* al ámbito de su pregunta, o *ajusta la pregunta* al alcance de su diseño. En cada etapa del proceso de diseño, debe reexaminar la pregunta para ver si es compatible con el diseño, y si no lo es, replantearla hasta donde sea necesario. El motivo: a medida que se procede, se descubren sutilezas lógicas o biológicas adicionales, que deben ser tenidas en cuenta para modificar bien sea el diseño o la pregunta. De hecho, usted debe . . .

Paso 1. Escrutar la pregunta desde el principio

Hasta ahora la pregunta ha sido: “¿incide de manera significativa la tala selectiva de bosque en la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños terrestres en la reserva?” ¿Es esto suficientemente preciso? ¿Cuál es el ámbito de su interés de manejo? Si la tala ha ocurrido y seguirá ocurriendo (si se permite) solamente en la periferia de la reserva, ¿le debería preocupar el efecto de la tala en toda la reserva, incluido el núcleo? No. Entonces podríamos replantear la pregunta: “¿incide de manera significativa la tala selectiva de bosque en la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños *en la periferia de la reserva?*”

Paso 2. Escoja entre hacer un experimento o un muestreo

Los diseños I-12 son estudios de observación o no manipulativos. Usted está comparando unidades de evaluación en sitios ST y TS, pero no tuvo nada que ver con la decisión de cuáles sitios talar y cuáles no. El diseño I3 es un estudio experimental o manipulativo⁴: usted decide qué tratamiento (ST o TS) recibirá cada área de bosque y cada sitio de muestreo dentro de cada área. ¿Cuál es la diferencia?

En el diseño I3, el único criterio para determinar si el tratamiento TS se aplicará a uno u otro rectángulo demarcado en el mapa es la moneda. Se presume que este proceso de aleatorización minimizará la probabilidad de que haya uno o más factores consistentemente alineados con o contra el factor de diseño. Así hay una buena probabilidad de estar realmente observando la influencia de la tala selectiva en los resultados. El diseño I2 (figura 4.3) no es un estudio experimental. Aunque parezca muy sólido, este diseño corre el riesgo de incluir al menos un factor críptico que está alineado con el contraste ST-TS: el comportamiento de los madereros. ¿Qué pasaría si en el pasado los madereros hubieran seleccionado las parcelas con base en ciertas características que, independientemente de la tala misma, podrían haber influido en la abundancia y diversidad preexistente de aves, ranas y mamíferos pequeños – por ejemplo, la densidad de árboles maderables o su facilidad de extracción? Entonces, aun antes de la tala, la fauna de las áreas que iban a ser taladas podría haber sido diferente de la de las áreas no taladas. Por lo tanto, aun en el diseño I2 sería un error atribuir las diferencias entre las faunas de los sitios ST y TS sólo a la tala.

En resumen, entre los diseños I-13, sólo el I3 u otro diseño experimental similar, puede verdaderamente responder la pregunta como estaba planteada originalmente o en el paso 1, sobre el *efecto* de la tala selectiva. Los diseños I0-I2, e incluso diseños de observación aún más sólidos, no pueden responder directamente esta pregunta, sino otra. Con estos diseños, en realidad se están investigando las diferencias actuales entre áreas que fueron o no fueron taladas en el pasado. La pregunta se convierte en: “a lo largo de la periferia de la reserva *¿existe actualmente una diferencia significativa* en la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños terrestres, entre los sitios que ya son TS y los ST?” Si no se puede realizar un estudio experimental (diseño I3), entonces replantee la pregunta y realice el estudio de observación más sólido posible. Durante las etapas de reflexión y aplicación (figura 2.2), mantenga en mente la forma correcta de la pregunta, de manera que le surja la duda cada vez que se sienta tentado a afirmar que la tala es indudablemente la única causa de las diferencias actuales entre sitios talados antes de su llegada y los no talados.

Generalmente, una pregunta sobre los *efectos* del factor de diseño (¿cómo incide . . . ? ¿cómo influye . . . ? ¿cómo afecta . . . ? ¿cuál es el efecto de . . . ? y preguntas semejantes) solamente se puede contestar por medio de un estudio experimental. Si el estudio va a ser de observación y se va a comparar entidades que ya

existían tal como usted las encuentra al empezar el estudio, entonces es incorrecto pretender que usted está investigando los *efectos* de unos eventos particulares del pasado. La pregunta debe ser replanteada de manera que explore las *diferencias actuales* entre entidades que ya manifiestan estos distintos aspectos o niveles del factor de diseño (recuadro 4.1 y adelante).

¿Significa esto que siempre debería preferir un diseño experimental a uno no experimental (de observación)? Definitivamente no. Cada tipo de diseño tiene sus ventajas y desventajas. La ventaja real de los estudios de observación es que involucran las situaciones y condiciones que ocurren “naturalmente”. Su principal desventaja es la imposibilidad de controlar todos los demás factores que podrían influir en los valores de lo que se está midiendo. Estos estudios le pueden ilustrar sobre la forma en que los resultados *varían* entre unidades que difieren en el nivel del factor de diseño, pero no le dicen si esos resultados fueron *causados* sólo por el factor de diseño. En cambio, la ventaja de los experimentos es que comienzan en el presente, no en el pasado, de modo que usted tiene el control desde el principio. Por lo tanto, los experimentos bien diseñados le permiten responder, con una confianza razonable, preguntas sobre los efectos de A comparados con los de B, y no simplemente las diferencias actuales entre sitios donde ha ocurrido A o B en el pasado. Algunas de las desventajas son que los experimentos pueden ser lógicamente difíciles, impracticables, costosos, o simplemente imposibles, especialmente cuando involucran una gran escala espacial y temporal. Otra seria consideración – la ética – se discutirá más adelante. Finalmente, la astucia de un experimento bien diseñado y controlado puede ser engañosa. Puesto que no involucra situaciones y condiciones que se presentan “naturalmente”, un experimento puede ser menos realista, para propósitos de conservación, que un estudio de observación bien diseñado (vea Camus y Lima 1995).

Por ejemplo, en este estudio usted está interesado en los posibles efectos de la tala en el futuro. Si sigue un procedimiento experimental y usted mismo selecciona las áreas de tala al azar, no sólo no estaría controlando, sino que además estaría ignorando los criterios por los cuales los madereros seleccionan las áreas a talar. Dado que son los madereros, y no usted, quienes van a seleccionar las áreas en el futuro, con un diseño experimental estaría investigando una situación artificial y quizás llegando a conclusiones erróneas con respecto al manejo de reservas. Una opción razonable es seguir adelante con el diseño experimental I3, pero involucrando a los madereros en todas las etapas del diseño y particularmente en la selección de las áreas experimentales. Usted todavía controlaría, lanzando una moneda, cuál mitad de cada área será talada. Sin embargo, si tiene confianza en que los madereros en el futuro usarán criterios similares a los que han usado en el pasado para seleccionar las áreas, la otra opción es regresar a un diseño no experimental como el I2 (figura 4.3), y replantear la pregunta como se hizo arriba: “¿existe actualmente una diferencia significativa . . .?”

Paso 3. Precise el ámbito espacial y temporal de su pregunta y asegúrese de que lo puede muestrear

En los dos primeros pasos, usted ha ajustado y reajustado la pregunta original. Si le preocupa la tala en la periferia de la reserva, entonces debe muestrear en la periferia. En este sentido cualquiera de los diseños II-13 es adecuado. El diseño I0 (figura 4.3), o un diseño experimental correspondiente, no lo es. Aunque una indagación que siga el diseño I0 podría lograr evaluar las diferencias entre sitios ST y TS, aplicaría sólo al hábitat de bosque nublado (vea la figura 4.2), y en realidad sólo a aquella porción que está a unos 2000 msnm. El ámbito del estudio es mucho más estrecho que el de la pregunta. ¿Qué pasaría si siguiera

el diseño 10, y luego aplicara los resultados obtenidos en el bosque nublado para proponer pautas de tala para los otros tipos de bosque de la reserva? Podría suceder que el patrón que encontró para el bosque nublado, no existiera o incluso fuera al contrario en bosque húmedo o seco de tierras bajas – pero usted no lo sabría. ¿Qué pasaría si el diseño 10 fuera su única alternativa práctica? ¡Replantee la pregunta! Por ejemplo, “*en el bosque nublado a 2000 msnm en la periferia de la reserva ¿en la actualidad hay una diferencia significativa [en la fauna] entre unidades de evaluación en sitios TS y ST?*”

Igualmente, el diseño 15 controla la influencia del factor de estacionalidad – al eliminarlo del ámbito del diseño. ¿Qué pregunta responde realmente el diseño 15? Si está realizando un estudio de observación parecido al del diseño 12, será: “*durante la estación lluviosa del año X, en la periferia de la reserva ¿hay actualmente una diferencia significativa [en la fauna] entre las unidades de evaluación entre sitios TS y ST?*” Si está haciendo un estudio experimental parecido al del diseño 13, la pregunta será: “*durante la estación lluviosa del año X ¿hay un efecto de la tala selectiva en la periferia de la reserva sobre la fauna?*” ¿Es alguna de estas dos preguntas realmente adecuada para resolver su dilema? Tenga en cuenta que muchas aves, especialmente las consumidoras de frutos y néctar, se mueven estacionalmente entre hábitats, de modo que las comparaciones entre sitios TS y ST podrían variar mucho con la estación. Igualmente, las ranas son notoriamente estacionales y asincrónicas en su aparición en las rutas de censo. Los patrones de actividad y abundancia local de algunas especies de mamíferos pequeños pueden también mostrar una marcada estacionalidad. Por lo tanto, para responder la pregunta original de manera relevante para tomar decisiones de manejo, el estudio debe diseñarse para abarcar al menos un ciclo anual. En este sentido el diseño 16 es muy superior al 15.

Paso 4. Especifique el factor de diseño

Usted está preocupado por los posibles efectos de la tala selectiva. Sea el estudio de observación o experimental, la pregunta específica que usted va a comparar diferentes intensidades de tala selectiva – lo cual, por supuesto, es el factor de diseño. Asegúrese de que su diseño no lo está induciendo erradamente a comparar algo mucho menos importante, como por ejemplo unas pocas áreas particulares de bosque, o peor aún, sólo unas pocas unidades de evaluación. En realidad, los diseños 1 a 6 (figura 4.3) ingenuamente comparan dos unidades de evaluación. Una de ellas por casualidad cae en un sitio único en una parcela TS. El factor de diseño en este caso es realmente “las diferentes unidades de evaluación” en lugar de la tala selectiva. Los diseños 7 y 9 incluyen varias unidades de evaluación por área de bosque, pero igualmente, sólo un área de bosque ST y una TS. Sí, estos diseños son adecuados para responder la pregunta: “¿hay una diferencia significativa [en la fauna] entre estas dos áreas de bosque, una de las cuales da la casualidad de que está en un área TS y la otra en un área ST?” Pero eso es todo.

Durante la fase de reflexión (figura 2.2) de un estudio, en el cual usted hubiera descubierto una gran diferencia entre las faunas de dos áreas de bosque en sitios diferentes, usted podría especular con cautela sobre la *posibilidad* de que la tala selectiva *podría haber* contribuido a la diferencia entre los valores de las variables de respuesta. En realidad usted no ha *comprobado* esa posibilidad, porque los diseños 7 y 9 no tienen *réplicas*. El diseño 8 incluye réplicas de áreas ST y TS, pero todos los sitios ST están en un tipo de bosque y los TS en otro. Por lo tanto, lo que realmente está comparando en el diseño 8 es “tipo de bosque + tala selectiva” y no la tala selectiva sola. Estaría corriendo un riesgo grave si usara los resultados de un estudio realizado con los diseños 1-9 (o el 14, cuyo factor de diseño encubierto es realmente “estación”), para proponer normas para las prácticas de tala selectiva a lo largo de la zona periférica de la reserva.

Paso 5. Especifique y justifique los niveles del factor de diseño

Si ha cumplido con los criterios del capítulo 3 y su pregunta es comparativa, no sólo el factor de diseño sino también los *niveles* que está examinando deberían estar claros. Por ejemplo, en este caso los niveles del factor de diseño (tala selectiva) son “algo” y “nada”. Los mejores diseños que hemos discutido hasta ahora incluyen varias réplicas de las áreas (unidades de respuesta, definidas en la siguiente sección) para cada uno de los dos niveles seleccionados. Los niveles son *categoricos* (*discretos, discontinuos*), es decir, un sitio o es ST o es TS. ¿Puede usted justificar la selección de estas categorías particulares? La selección del nivel “ST” es obvio – es cero tala, la condición “control”. El nivel de “TS”, por ejemplo en los diseños I0-I2, puede justificarse si usted ha seleccionado una muestra representativa de las áreas TS existentes. En el diseño experimental I3, sin embargo, si las áreas experimentales se talaran con menor intensidad que la normal en las áreas TS de la reserva, podría subestimar los verdaderos efectos de la tala sobre las aves, las ranas y los mamíferos pequeños. Por otro lado, si se sobrepasara en su entusiasmo (o se sobrepasaran los madereros que contrató) por realizar un experimento riguroso, y la tala fuera más intensa que lo normal, podría sobrestimar los efectos reales de la tala y proponer medidas demasiado estrictas.

Si usted diseña un estudio con un factor de diseño con niveles categoricos, asegúrese de que los niveles representan condiciones típicamente encontradas en la naturaleza. Por supuesto que el diseño no tiene que estar restringido a dos niveles. En nuestro ejemplo, además del “control” (ST), se podrían escoger tres niveles de intensidad de tala: ligera, media y alta. O, se podría diseñar un estudio con los siguientes niveles: ST, TS con extracción con deslizadores mecánicos, TS con extracción con bueyes y TS con extracción a mano por equipos de madereros (sí, esto sucede). Los datos de estudios cuyos factores de diseño tienen niveles categoricos, a menudo se analizan por medio de una técnica estadística llamada análisis de varianza (ANDEVA, o ANOVA por sus siglas en inglés).

Los estudios que tienen niveles categoricos en su factor de diseño, tales como los diseños I0-I3 o el diseño de cuatro niveles que acabamos de discutir, tienen muchas ventajas. Se puede investigar más de un factor de diseño al mismo tiempo⁵. Los estudios pueden ser relativamente fáciles de realizar e interpretar y su poder para detectar efectos estadísticos del factor de diseño sobre lo que se está midiendo (vea el capítulo 5) es a menudo impresionante. Su gran desventaja, sin embargo, es que usted elige sólo ciertos niveles. Podría suceder que en la vida real el factor de diseño ejerza sus efectos más notorios en los niveles que están por fuera de la gama que usted eligió, o en niveles intermedios (Umbanhower 1994; Camus y Lima 1995). ¿Qué alternativa hay?

La alternativa es replantear la pregunta y escoger un diseño en el cual el nivel del factor de diseño varía entre unidades de respuesta, de tal manera que cada unidad puede desplegar, al menos en teoría, un nivel único. Los niveles del factor de diseño son en este caso *continuos*, no categoricos. Una manera entre muchas de replantear la pregunta sería: “a lo largo de la periferia de la reserva, ¿cómo varía la abundancia y diversidad de aves del bosque, ranas del sotobosque y mamíferos pequeños terrestres entre sitios que experimentaron una variedad de diferentes intensidades de tala selectiva?” Un estudio de observación para responder esta pregunta podría involucrar I2 parcelas seleccionadas al azar a lo largo de la periferia, y que abarquen una gama de tala en el pasado que varíe desde ninguna (ST) hasta muy intensa. En cada parcela particular, primero se evaluaría la intensidad de tala de acuerdo a una escala objetiva. Esta escala podría ser, por ejemplo, el número de árboles talados por hectárea, o la proporción del suelo que ha sido perturbado por las actividades de tala. El valor obtenido sería el nivel único del factor de diseño para ese sitio. Luego, igual

que antes, se establecerían las unidades de evaluación en ese sitio y se registraría el número de especies e individuos para cada grupo de vertebrados. Alternativamente, se podría diseñar un estudio experimental con niveles continuos - por ejemplo, seleccionando al azar entre áreas ST y asignándole a cada una un nivel diferente de tala, incluyendo un área donde no se ejecuta ninguna tala. Sea o no experimental el estudio, los resultados a menudo se analizan con una clase de técnica estadística conocida como análisis de regresión⁶.

¿Qué debería escoger: un diseño con niveles continuos, o con niveles categóricos? La selección depende de (1) la naturaleza de la inquietud de conservación y manejo, (2) el patrón natural de variación del factor de diseño, (3) la complejidad de su pregunta y (4) el tiempo y esfuerzo que tenga disponible para el muestreo.

1. *La naturaleza de la inquietud de conservación y manejo.* En lugar de obtener una simple respuesta de sí o no al problema de la tala, su meta puede ser determinar la intensidad de tala por encima de la cual la abundancia y diversidad de vertebrados declina precipitadamente. Esta información se usará para proponer pautas sobre la máxima intensidad de tala permitida. En este caso es probable que usted prefiera un diseño con niveles continuos.
2. *El patrón natural de variación en el factor de diseño.* Si la tala selectiva ha sido y seguirá siendo muy variable en su intensidad, nuevamente un diseño con niveles continuos será más útil. En cambio, si la tala sucedió consistentemente a ciertas intensidades particulares, entonces un diseño con niveles categóricos será más apropiado.
3. *La complejidad de su pregunta.* Si su intención es examinar dos o más factores de diseño al mismo tiempo (digamos, intensidad de tala y tiempo transcurrido desde la tala), o si la mejor manera de lidiar con los factores alineados es con un diseño de bloques (vea el paso 9), los diseños con niveles categóricos son más fáciles de analizar e interpretar que los de niveles continuos.
4. *El tiempo y esfuerzo disponibles para el muestreo.* Los diseños complejos con niveles categóricos pueden requerir muchas unidades de respuesta (definidas en el siguiente paso). Podría ser preferible realizar un estudio de niveles continuos fácil de ejecutar, y más bien controlar los otros factores bien sea por la fuerza bruta o por la restricción del ámbito de la pregunta (vea el paso 9).

Por simplicidad, en lo que resta de este capítulo y en el capítulo 5 seguiremos refiriéndonos a diseños con niveles categóricos. Sin embargo, mantenga en mente que las mismas consideraciones se aplican a diseños con niveles continuos y que tales diseños podrían ser los mejores para investigar su inquietud de conservación y manejo o de ecología básica.

Paso 6. Especifique la unidad de respuesta

En un diseño con niveles categóricos, cada nivel debe incluir varios casos diferentes e independientes uno del otro, para poder distinguir la variación asociada con el factor de diseño de la variación intrínseca. En un diseño de niveles continuos, se necesita una variedad de tales casos independientes, que abarquen una amplia gama de valores (niveles) únicos para el factor de diseño. Si el diseño es experimental, con niveles categóricos o continuos, estos casos independientes a menudo se denominan *unidades experimentales*. En un estudio de observación a veces se denominan *muestras*. Sin embargo, el término "muestra" tiene otros usos en el diseño de estudios y en la estadística. Prefiero usar el término *unidad de respuesta*, lo que significa que cada unidad está "respondiendo" independientemente de otras unidades, a las influencias (si existen) del factor de diseño.

Ahora refiérase a los pasos 1, 3 y 4 de más arriba. *Con respecto a la pregunta de la tala selectiva*, las múltiples unidades de evaluación que están dentro de la única parcela TS y el área ST, como en el diseño 7 ó el 9 (figura 4.3) ¿son independientes? No. Los diferentes sitios dentro de una misma área no talada o parcela talada, comparten las mismas condiciones en la actualidad y/o experimentaron el mismo episodio único de tala selectiva en el pasado, respectivamente. Los valores que se obtendrán de estos sitios, que indudablemente mostrarán alguna variación, son simplemente múltiples medidas de las mismas respuestas del mismo conjunto de especies de vertebrados al mismo conjunto único de condiciones, o al mismo episodio único de tala. Las seis medidas de los diferentes sitios dentro de un área pueden ser útiles (vea el paso 13), pero no para evaluar el efecto de la tala en toda la periferia de la reserva – ni para evaluar las diferencias entre el conjunto de parcelas independientes TS y el de parcelas independientes ST.

En cambio, las seis áreas ST y las seis parcelas TS examinadas en los diseños 11 y 12 son independientes entre ellas, como lo son las seis zonas grandes del diseño 13. En estos diseños, cada área ST o parcela TS es una unidad de respuesta independiente con respecto a la pregunta, bien sea que la pregunta se refiera a los efectos (diseño 13) de la tala selectiva actual, o a las diferencias entre áreas ST y TS ya existentes (diseños 11 y 12). El número de unidades de evaluación que usted decida poner dentro de cada unidad de respuesta (paso 13), no tiene ninguna influencia sobre la definición o el número de unidades de respuesta. En otras palabras, los diseños 7 y 9 (figura 4.3), al igual que los diseños 1-6, tienen sólo una unidad de respuesta por nivel del factor de diseño “tala selectiva”. No obstante sus otros problemas, los diseños 8 (figura 4.3) y 10-13 tienen seis unidades por nivel.

A menudo es fácil definir las unidades de respuesta: hay una distinción clara entre cada unidad de respuesta y sus alrededores y entre una unidad de respuesta y la siguiente. En el presente caso las parcelas TS (figuras 4.2 y 4.3) son unidades de respuesta “naturales”. A veces, sin embargo, la definición de unidad de respuesta no es tan clara. ¿Qué pasa, por ejemplo, con las unidades de respuesta de las condiciones ST? Tendría que delimitarlas arbitrariamente dentro de las extensiones continuas de bosque ST, a lo largo de la periferia de la reserva. En este caso hemos especificado que serían áreas de bosque de aproximadamente la misma extensión que la parcela típica TS, y suficientemente separadas de modo que sus faunas sean independientes. Sin embargo, todavía hay un número infinito de posibilidades para la ubicación precisa, forma y límites de las unidades de respuesta ST, y le toca a usted precisarlas.

En otros estudios, usted podría verse en la situación de tener que definir arbitrariamente todas las unidades de respuesta. Por ejemplo, ¿qué tal si su pregunta fuera: “¿cómo varía la densidad de huellas de tapir entre este extenso bosque de Chaco seco (978.473 ha) y aquél de Chaco húmedo (1.206.072 ha)?” Claramente, usted no puede registrar cada huella de tapir a través de ambos bosques. Entonces, ¿cuál sería el tamaño de sus unidades independientes de respuesta, dónde estarían localizadas y qué clase de unidades de evaluación ubicaría dentro de cada una (paso 11)?

Paso 7. Asegúrese de tener verdadera replicación entre unidades de respuesta en cada nivel del factor de diseño (niveles categóricos)

Este paso, y sólo este paso, le permite distinguir la variación asociada con el factor de diseño de la variación intrínseca entre diferentes unidades de respuesta (Hurlbert 1984). Asimismo, para distinguir la variación asociada con el factor de diseño de aquella asociada a obvios factores alineados, debe dar el siguiente paso.

Si los niveles son categóricos, las múltiples unidades de respuesta del nivel dado se denominan *réplicas*. Si los niveles son continuos, por supuesto habrá pocas o ninguna réplicas, ya que cada una de las unidades de respuesta puede mostrar un nivel único. No obstante, obviamente debe haber un juego de unidades independientes de respuesta a lo largo de una gama de dichos niveles.

Paso 8. Esparza en el espacio (y el tiempo) las réplicas de las unidades de respuesta de los diferentes niveles – siempre y cuando esto tenga sentido

Nuevamente, el diseño 8 (figura 4.3) tiene seis unidades de respuesta replicadas por nivel del factor de diseño, pero, ¿qué está mal? Refiérase a la discusión sobre factores alineados en la sección sobre fuentes de variación. En el diseño 8, todas las unidades de respuesta ST están en un hábitat y las TS en otro. El simple hecho de tener un montón de unidades de respuesta replicadas, no permite desenredar la influencia del factor de diseño de la del obvio factor – tipo de bosque – con el que está alineado (vea Hurlbert 1984). ¿Será mejor el diseño II (figura 4.3), por ejemplo, para desenredarlos? Sí. El mismo razonamiento lo llevaría a preferir el diseño I6 sobre el I4. Después de todo, en el diseño I4 las unidades de evaluación y de respuesta no están entremezcladas con respecto a la estación.

En algunos estudios, no es posible entremezclar las unidades de respuesta. Considere las siguientes preguntas, que son perfectamente legítimas:

- En el diseño 9 (figura 4.3), ¿cómo varía la diversidad de ranas por *unidad de evaluación* entre la parcela TS y el área ST? [Note que con el cambio en la pregunta, lo que antes eran solamente unidades de evaluación, son ahora unidades de evaluación y de respuesta a la vez].
- ¿Cómo varía la diversidad de aves de bosque entre extensiones de bosque húmedo tropical ST y de bosque nublado ST?
- En áreas de bosque seco tropical TS, ¿en qué forma varía la abundancia de mamíferos pequeños entre la estación seca y la lluviosa?
- ¿De qué manera difiere el inicio de la madurez reproductiva de los osos grises, entre las poblaciones del noroeste del Canadá y las del Parque Nacional Yellowstone en los Estados Unidos?
- ¿Cómo varía la densidad de huellas de tapir entre este extenso bosque de Chaco seco (978.473 hectáreas) y aquél de Chaco húmedo (1.206.072 hectáreas)?

En estas preguntas, los factores de diseño son los lugares particulares, los hábitats separados geográficamente, las estaciones, las poblaciones y los bosques, respectivamente. Todas las unidades de respuesta para un nivel dado están agrupadas en el espacio o el tiempo, y a usted lo reto a entremezclarlas – especialmente los osos. Por simplificar, continuaremos discutiendo preguntas y diseños en los que es posible y lógico entremezclar las unidades de respuesta. Sin embargo, tenga en cuenta que se puede hacer preguntas válidas e importantes sobre lugares, hábitats, poblaciones regionales y tiempos distintos y que, en estos casos, sus intentos frustrados de cumplir con la regla de esparcir las unidades lo pueden enloquecer.

Paso 9. Haga una lista de los factores potencialmente alineados y decida cómo manejarlos

Una vez que haya hecho la lista de los factores potencialmente alineados, sus opciones son:

1. esparcir aleatoriamente las unidades de respuesta para los diferentes niveles del factor de diseño (en caso de que sea posible; vea el paso 8), con respecto a los factores potencialmente alineados – esto equivale a usar la fuerza bruta para arrollar los insidiosos efectos de los factores realmente alineados sobre los datos;
2. controlar los factores más obvios restringiendo el ámbito del muestreo;
3. implementar un diseño de bloques para los factores potencialmente alineados más obvios;
4. realizar un estudio experimental (manipulativo); o,
5. aceptar la existencia de los factores alineados y replantear la pregunta de manera que no lo fastidien más.

En el diseño II (figura 4.3) hemos escogido la primera opción. Las seis unidades de respuesta ST y las seis TS se han distribuido aleatoriamente a través del paisaje que nos interesa. Este proceso ha esparcido las unidades de respuesta con respecto a muchos factores potencialmente alineados, en particular aquéllos asociados con las grandes diferencias entre tipos de bosque. La desventaja, por supuesto, es que ahora los resultados de las diferentes unidades de respuesta, tanto ST como TS, mostrarán una tremenda variabilidad, ya que a la variación intrínseca se le ha añadido la variación asociada con el juego grande de factores potencialmente alineados, introducidos por la variación entre clases de bosque. Puesto que no se pueden separar, hay que tratar el “ruido” introducido por dicha variación entre tipos de bosque como si fuera variación intrínseca. Va a ser difícil discernir la influencia del factor de diseño si esa influencia es sutil. El problema puede ser eventualmente mitigado aumentando el número de réplicas de parcelas TS y áreas ST, respectivamente. Sin embargo, el número de réplicas podría ser astronómico, si el efecto del factor de diseño sobre los valores que se están midiendo fuera sutil, comparado con el efecto de los factores potencialmente alineados (vea el capítulo 5 y el apéndice B).

En el diseño IO, se han escogido simultáneamente la segunda y tercera opciones. Al restringir el estudio al bosque nublado a 2000 msnm (opción 2), se está controlando el potencial efecto cuantitativo sobre lo que se está midiendo (abundancia y diversidad de los tres grupos de animales), asociado al gran contraste entre los diferentes tipos de bosque y las diferentes alturas (figuras 4.2 y 4.3). Además, dentro del bosque nublado, los sitios ST y TS están *agrupados en bloques* (opción 3) con respecto a la localización. Es decir, cada área ST está pareada con un área TS en seis sitios diferentes, los que a su vez están dispersos a través del bosque nublado. Estos pares mejoran la probabilidad de que las áreas ST y TS de cada bloque, experimenten casi las mismas condiciones de cualquier factor potencialmente alineado que varíe espacialmente dentro del bosque nublado. El gran beneficio de usar un diseño de bloques (opción 3) es que el análisis estadístico permite separar la variación entre unidades de respuesta que se debe al factor de diseño, de aquella debida a los factores potencialmente alineados que varían entre los diferentes bloques⁷. Así será mucho más fácil discernir los efectos del factor de diseño, si existen, que en un diseño con niveles categóricos pero sin bloques. Con respecto a la opción 2, el beneficio de restringir el ámbito del diseño IO al bosque nublado, es que constituye un estudio más preciso que el del diseño II y no se

necesitan tantas réplicas de las unidades de respuesta, para discernir los efectos asociados con el factor de diseño. La gran desventaja de restringir el ámbito del diseño, por supuesto, es que igualmente se restringe el alcance de la pregunta, de las conclusiones y de las aplicaciones.

Por lo tanto, con respecto al ámbito original de su interés y de su pregunta inicial, el diseño I2 (figura 4.3) es obviamente superior al I0, aun cuando el I2 puede requerir más esfuerzo (tiempo gastado en el tránsito entre sitios de muestreo). El diseño I2 también supera al I1 (figura 4.3), porque además de abarcar todo el ámbito de la pregunta (como el I1), agrupa las unidades de respuesta ST y TS en bloques (como en el I0). Nuevamente, los bloques permiten que el análisis estadístico distinga la influencia cuantitativa del factor de diseño sobre la variable de respuesta, de la influencia que resulta de estar en un lugar particular en el paisaje. El mismo razonamiento se aplica a los diseños I5 y I6 con respecto a la estación. El diseño I5 controla el factor “estación” simplemente porque restringe el ámbito a una sola estación. Esta restricción le permite obtener una respuesta muy precisa – pero a una pregunta muy estrecha y más bien inútil. En cambio, el diseño I6 en esencia establece bloques en el tiempo.

Ya hemos discutido las ventajas y desventajas de la cuarta opción: realizar un experimento de campo. En teoría, el diseño I3 es excepcionalmente sólido, no sólo por ser experimental sino también porque involucra un diseño en bloques, ya que las unidades de respuesta ST y TS están pareadas. La asignación aleatoria del tratamiento TS a una de las dos unidades de respuesta, permite controlar no sólo los potenciales factores alineados obvios sino también los sutiles. Usted debe decidir, sin embargo, si el grado de control impuesto por el experimento es bueno o malo, con respecto a los fenómenos de la vida real que desea explorar.

Finalmente, por variadas razones puede ser imposible escoger una de las cuatro opciones anteriores. Quizás, por algún motivo, su única opción es adoptar el diseño 8 ó el 14. En este caso, simplemente replantee la pregunta y reflexione cuidadosamente después del estudio. Para el diseño 8, la pregunta podría ser algo como “¿hay una diferencia significativa [en la fauna] entre sitios TS en bosque seco de tierras bajas y sitios ST en bosque nublado?” Basado en su conocimiento de historia natural en general y de estos dos tipos de bosque en particular, usted después decidirá qué tan aplicables son los resultados para resolver la inquietud original de manejo. ¿Cómo se podría replantear la pregunta para el diseño 14, si fuera imposible implementar otro diseño más justo?

Paso 10. Seleccione la(s) variable(s) de respuesta

Ya que usted ha decidido cuál es la naturaleza de las unidades de respuesta y su disposición espacial, tiene que preguntarse, ¿qué es lo que va a medir en cada una, o más precisamente, en cada unidad de evaluación dentro de cada unidad de respuesta? Y, ¿está realmente midiendo lo que usted quiere medir? Desafortunadamente, muchos estudiantes y profesionales no les prestan la atención adecuada a estas dos preguntas imprescindibles. Muchos investigadores eligen ciegamente la variable de respuesta, la metodología para medirla y la unidad de evaluación, siguiendo una tradición que han aprendido en los cursos o tomado de la literatura. A menudo esta elección es inapropiada para los intereses del investigador o su entorno biológico. Aunque en algunos casos esto puede importar poco, en otros casos las falsas inferencias que se derivan pueden llevar a proponer conclusiones o pautas de manejo erróneas y hasta peligrosas. Este paso y los tres que le siguen, se refieren a los “cuentos de historia natural” que se recuentan en el capítulo 6 y que reaparecen en diferente forma en los capítulos 8 y 9.

En algunos estudios hay pocas dudas sobre la variable de respuesta que se debe medir. Por ejemplo, si su inquietud involucra una posible diferencia en la razón de sexos de los caimanes de dos lagos en uno de los cuales hay cacería furtiva, la variable de respuesta que se mide en cada caimán es . . . su sexo. Sin embargo, a menudo la elección es menos obvia. Digamos que le preocupa la invasión del bosque por malezas después de la tala selectiva (figura 4.2), y ha localizado unidades de evaluación en las diferentes unidades de respuesta ST y TS. La pregunta es: ¿cómo varía la tasa de invasión de malezas, entre parcelas TS y áreas ST? En cada unidad de evaluación, ¿tomará como variable de respuesta el simple número de plántulas de especies invasoras? O, ¿tendrá en cuenta que el aumento en la entrada de luz en las áreas TS puede aumentar la germinación tanto de las especies nativas como de las invasoras? En este caso, en lugar del simple número de plántulas invasoras, ¿no sería más apropiado usar la proporción de plántulas de especies invasoras con respecto al total de plántulas? O, ¿medirá la tasa de crecimiento de un determinado número de plántulas durante un cierto tiempo? ¿Por cuánto tiempo? O, ¿hará un seguimiento de las tasas de supervivencia de plántulas, considerando que la mayoría morirá antes de alcanzar un tamaño que tenga consecuencias para la conservación? O, simplemente, ¿contará el número de especies de plantas invasoras? Hay numerosas opciones adicionales. Note que cada elección conduce a una respuesta cualitativamente diferente a su inquietud general, y por lo tanto a distintas reflexiones, conclusiones y decisiones de manejo. Aun nuestra familiar pregunta sobre la tala selectiva y las aves, las ranas y los mamíferos pequeños puede ser respondida de diferentes maneras. ¿De cuántas maneras se puede definir la *diversidad*? Nos anticiparemos a los capítulos 8 y 9 indicando que las alternativas incluyen el número de especies (como lo hemos usado en nuestro ejemplo), el número de géneros, el número de familias, el número de gremios tróficos o de anidación y los frecuentemente (ab)usados “índices de diversidad” que combinan información sobre el número de especies y el número de registros de cada una. Aunque las diferencias entre estas alternativas pueden parecer académicas ahora, usted puede estar seguro de que las diferentes maneras de expresar la diversidad conducen a diferentes respuestas, conclusiones, reflexiones y (si ha reflexionado lo suficiente) decisiones de manejo.

Paso II. Seleccione la unidad de evaluación

Note que los conceptos de “unidad de evaluación” y “variable de respuesta” surgieron al principio del presente capítulo, para poder presentar los diseños alternativos para el estudio de la tala selectiva (figura 4.3). Sin embargo, en la práctica no se deberían escoger sino hasta esta etapa en el proceso de diseño.

No hay una regla para elegir las variables de respuesta, excepto que deben corresponder a “lo que se está midiendo” según la pregunta que se ha planteado. Como de costumbre, aplique el sentido común, su conocimiento de la historia natural y un escrutinio cuidadoso de su pregunta. Lo mismo aplica a la selección de la unidad de evaluación. De nuevo, en algunas indagaciones la unidad de evaluación es obvia. Si la pregunta es sobre la razón de sexos de los caimanes de dos lagos y la variable de respuesta es el sexo de los caimanes, entonces tanto la unidad de evaluación como la unidad de respuesta es . . . el caimán. Sin embargo, si la pregunta involucra una variable de respuesta expresada por unidad de área (como en el ejemplo de las plantas invasoras), por unidad de tiempo, por unidad de esfuerzo o por un número determinado de individuos, ¿cómo se selecciona la magnitud de dicha unidad de evaluación? Primero, lea el capítulo 6 y pregúntese qué punto de vista va a elegir. Segundo, seleccione unidades de evaluación suficientemente grandes de manera que la variación entre ellas tenga sentido biológico, pero no tan grandes que cada una abarque gran parte de la variación que está tratando de evaluar, o que tome una enorme cantidad de tiempo evaluar.

Por ejemplo, en la indagación sobre la tala selectiva, se habrían podido elegir unidades de evaluación mucho más compactas: transectos de 50 m recorridos en dos minutos para las aves, transectos de 20 x 2 m recorridos en 10 minutos para las ranas y cuadrículas de 20 trampas operadas por una noche para los mamíferos. Esto habría producido resultados cuantitativos, aunque muchos serían ceros. Pero, ¿tendrían algún significado biológico las diferencias observadas entre los datos? Probablemente no. Por ejemplo, dado que las tasas de captura de mamíferos pequeños tienden a caer entre 0.005 y (raramente) 0.20 por trampa por noche en promedio, con 20 trampas se podría capturar dos individuos de dos especies distintas en una unidad de evaluación y ninguno en otra unidad de evaluación dentro de otra unidad de respuesta. Esta variación no sería digna de ser llamada “variación intrínseca”. Lo más probable es que no tenga nada que ver con las densidades y diversidades reales de mamíferos en las unidades de respuesta, sino más bien con eventos netamente aleatorios que resultan de muestrear con una unidad de evaluación muy pequeña. Para muestrear mamíferos pequeños en Sudamérica, mi elección sería una unidad de evaluación con suficientes trampas-noches como para capturar al menos 25 a 30 individuos diferentes. Esto representa una inversión sustancial en trampas y en tiempo, pero los menores números de capturas que se obtendrían con menos esfuerzo y gasto tendrían poco significado. Igualmente, los transectos para censar ranas deberían ser lo suficientemente largos como para obtener al menos 25 a 30 individuos en promedio en un bosque nublado, ó 60 a 80 individuos en un bosque húmedo de tierras bajas.

Por otra parte, unas unidades de evaluación demasiado grandes podrían perder información sobre la variación en pequeña escala que es tan importante para su pregunta. Las consecuencias de seleccionar unidades de evaluación que son demasiado grandes o demasiado pequeñas para la pregunta que pretenden responder, han sido bien exploradas en estudios con plantas. En numerosos estudios se ha demostrado que la selección de diferentes tamaños de parcela produce resultados y conclusiones completamente diferentes⁸. Las unidades de evaluación en estudios con animales deben ser igualmente seleccionadas con mucho cuidado. Sin embargo, hay pocos recursos para guiarlo en esta selección⁹, fuera de su sentido común y su conocimiento de la historia natural.

Paso 12. Seleccione la metodología de muestreo

Supongamos que usted ha seleccionado una variable de respuesta y una unidad de evaluación razonables. ¿Es su elección de la metodología de muestreo – la que va a utilizar para medir cada variable de respuesta en cada unidad de evaluación – igualmente razonable? O, dicho de otra forma, con la metodología seleccionada, ¿puede realmente muestrear lo que quiere muestrear (y que cree que está muestreando)? Lo que usted puede muestrear y cree que está muestreando, define la *población objetivo* (Manly 1992). Es el objetivo de su inquietud de conservación y manejo, de su pregunta y de su estudio de campo. En nuestro ejemplo, las tres poblaciones objetivo son los conjuntos desconocidos de aves, ranas y mamíferos pequeños que hay en su área. Es posible que la metodología que ha elegido, muestree algunas partes de esas poblaciones objetivo mejor que otras. Los números que usted registra pueden reflejar algo muy distinto de la verdadera naturaleza del conjunto de vertebrados desconocido: la *población muestreada*.

¿Cuál es la población objetivo del estudio de mamíferos pequeños en este caso? La fauna de mamíferos pequeños en los sitios donde se han dispuesto las unidades de evaluación. ¿Cuál es la población muestreada por las trampas tipo Sherman (que capturan los animales vivos)? El subconjunto de mamíferos pequeños

que tienden a entrar en las trampas con más facilidad¹⁰. La tendencia de los mamíferos pequeños a entrar a las trampas varía con la especie, el tamaño, el sexo, el estado reproductivo, el rango social y la edad. Los individuos particulares pueden tender a evitar o gustarles entrar a las trampas. Por lo tanto, la población muestreada puede reflejar algo que es bien diferente de la población objetivo.

¿Cuál es la población objetivo en el muestreo de ranas? La fauna de ranas del sotobosque. ¿Cuál es la población muestreada? Aquellas ranas que están activas entre el suelo y los 2 m de altura, entre las 21:00 y 23:00 horas. Otras especies pueden estar activas en otros estratos o a otras horas. Peor todavía, es posible que el grado de concordancia entre las poblaciones muestreadas y las poblaciones objetivo, varíe entre los sitios TS y ST, simplemente porque el cambio en la estructura de la vegetación hace más fácil detectar algunas especies pero no todas en los sitios ST que en los TS, o viceversa. Si sus datos sugieren que hay un cambio en la población muestreada de ranas según la tala, ¿puede usted estar seguro de que esto refleja un cambio correspondiente en la población objetivo?

Lo mismo puede preguntarse sobre las aves. ¿Le ofrecen sus censos de aves una visión completa de la avifauna local del bosque? Por supuesto que no. Es algo bien reconocido que las diferentes especies de aves, o incluso los diferentes sexos o clases de edad de una especie, difieren en visibilidad y por lo tanto en la capacidad del observador para detectarlas (Ralph y Scott 1981; Ralph, Sauer y Droege 1995). Los machos adultos son más fáciles de detectar en la estación de reproducción que en otras épocas. A menos que usted haya corregido cuidadosamente la toma de datos para tener en cuenta las diferencias en detectabilidad – algo difícil en la mayoría de bosques neotropicales – sus datos subestimarán la verdadera abundancia de muchas especies crípticas y calladas, mientras que otras (por ejemplo, las especies nocturnas) serán totalmente pasadas por alto. Si elige usar una tecnología “sin observador” y más bien utiliza redes de niebla (o, de neblina) para capturar aves en el sotobosque, ¿cree usted que ha mejorado el ajuste entre la población objetivo y la muestreada? Al contrario. La población muestreada ahora consiste de los individuos que por alguna razón, pasaron volando en ese momento en particular, a través de una minúscula porción de un estrato de un bosque muy complejo y que no alcanzaron a evitar la red. Claramente, estas aves no constituirán una muestra representativa de la avifauna del sitio, o ni siquiera del sotobosque.

Es triste pero cierto que las únicas metodologías de muestreo libres de sesgos, son las usadas para plantas o para animales sedentarios como las ostras. Casi toda metodología usada para muestrear animales móviles, organismos crípticos u otros aspectos de interés para los profesionales de la conservación o los ecólogos de campo, está sesgada en mayor o menor grado, en cuanto a que la población muestreada difiere sustancialmente de la población objetivo. ¿Qué hacer? Primero, considere la historia natural de la población objetivo. Luego, lea el excelente texto editado por Sutherland (1996) y otros trabajos¹¹. Finalmente, piense si los sesgos en la metodología, aun cuando sean considerables, al menos son consistentes entre las unidades de evaluación, las unidades de respuesta y los diferentes niveles del factor de diseño. Si sí lo son, proceda con cautela. Si no lo son, preocúpese.

Por ejemplo, no hay razón para pensar que la “capturabilidad” relativa de las diferentes especies de mamíferos pequeños difiera notoriamente entre los sitios ST y TS. Por lo tanto, es probable que el grado de disparidad entre la población objetivo y la muestreada no varíe llamativamente entre los sitios ST y TS, o sea, que cualquier diferencia marcada que se observe en la densidad y diversidad

probablemente refleje los cambios relativos que están ocurriendo en la fauna. En cambio, pensando en la historia natural de las aves, es probable que las redes abiertas en el sotobosque de los sitios ST y TS muestreen diferentes fracciones de la población objetivo de aves. La tala selectiva suele producir muchos claros en el bosque. Las aves del dosel que se mueven en la superficie de contacto bosque-aire, normalmente permanecerán a muchos metros sobre el suelo en el bosque ST, pero en las áreas TS podrían bajar en los claros y ser capturadas cerca del suelo. Así, las redes muestrearán un mayor porcentaje de la avifauna total del bosque en los sitios TS que en los ST, o sea, es casi seguro que el grado de disparidad entre la población muestreada y la objetivo, varíe entre los dos niveles del factor de diseño. Las aparentes diferencias – o ausencia de ellas – en sus resultados pueden ser falsas.

En resumen, al principio del estudio usted debe pensar claramente sobre la metodología a seguir, y al final debe reflexionar sobre los sesgos y artefactos (resultados ficticios) que podrían deberse a la metodología usada. Al hacer esto, podrá juzgar qué derecho tiene a aplicar sus conclusiones con una conciencia limpia.

Paso 13. Decida si debe submuestrear

Para propósitos de los análisis, usted debe caracterizar cada unidad de respuesta con un solo valor o categoría (vea el capítulo 5) de la variable de respuesta. La mayoría de las veces, estará interesado en el valor promedio o típico que mejor represente la unidad de respuesta como un todo. Alternativamente, la caracterización que usted busca puede ser un índice del grado de heterogeneidad en pequeña escala que existe dentro de la unidad de respuesta (vea el capítulo 5). En este último caso, es obvio que cada unidad de respuesta debe incluir varias unidades de evaluación, de manera que usted pueda evaluar la variabilidad entre ellas. Sin embargo, aun si estuviera buscando un valor promedio para la unidad de respuesta, como en el primer caso, podría ser deseable disponer varias unidades de evaluación dentro de ella. Los diseños 8 y 10-12 tienen una sola unidad de evaluación por unidad de respuesta. ¿Está usted dispuesto a suponer que el valor que se obtiene de una sola unidad de evaluación, que representa una pequeña fracción de la unidad de respuesta, es el valor típico que se encontraría a través de toda el área de la unidad de respuesta? Si es así, entonces no se preocupe. Si no, entonces quizás quiera *submuestrear*, o sea, tomar múltiples medidas (usar múltiples unidades de evaluación) por unidad de respuesta.

El submuestreo produce un valor promedio para las unidades de evaluación, que se puede usar para caracterizar la unidad de respuesta como un todo y para los análisis de datos (pero también vea la discusión sobre promedios y variabilidad en el capítulo 5). Los diseños 7 y 9 (figura 4.3) y 14-16, a pesar de tener otros problemas, al menos tienen submuestras. Los diseños 7 y 9 incluyen seis submuestras por unidad de respuesta, los 14 y 15 incluyen cuatro (con respecto al tiempo) y el 16 dos por estación. Si en total hubiera disponibles más de 12 unidades de evaluación, se podría mejorar aún más los mejores diseños – aquéllos que tienen seis verdaderas unidades de respuesta por nivel, tales como el 12 ó el 13 – incluyendo varias unidades de evaluación dentro de cada unidad de respuesta. ¿Debería hacerlo? De nuevo, considere las ventajas y desventajas.

Es claro que la ventaja de submuestrear es que provee una visión más precisa de las características de la unidad de respuesta como un todo. La desventaja es que requiere mucho más tiempo y esfuerzo. Por ejemplo, si sólo hay tiempo y recursos disponibles para 12 unidades de evaluación, ¿cómo

deberían distribuirse entre las distintas unidades de respuesta por una parte, y entre las múltiples unidades de evaluación dentro de cada unidad de respuesta por otra parte? Cuando existen tales limitaciones estrictas, la elección es clara: maximizar el número de las unidades de respuesta (réplicas por nivel del factor de diseño, si los niveles son categóricos) y no desperdiciar unidades de evaluación en un submuestreo.

Sin embargo, en otros casos no hay una respuesta sencilla¹². A veces la unidad de evaluación es en esencia la unidad de respuesta, de modo que el debate es irrelevante. En otras ocasiones la unidad de evaluación es grande con respecto a la unidad de respuesta, de manera que no hay necesidad de meter más de una sola unidad de evaluación en cada unidad de respuesta. Por otra parte, si las unidades de evaluación son pequeñas en relación al espacio y tiempo que abarca la unidad de respuesta, o si hay razón para pensar que las unidades de evaluación dentro de una misma unidad de respuesta son muy variables, entonces podría ser juicioso invertir algún esfuerzo en submuestrear.

Lo más probable, como ocurre en el ejemplo de la tala selectiva, es que exista un límite en cuanto al número máximo de unidades de evaluación que se puede manejar, sin importar cómo estén distribuidas. Usted debe asegurarse de que hay suficientes réplicas de las unidades de respuesta, antes de pensar en submuestrear. Si decide submuestrear, *tenga cuidado de no empezar a tratar las submuestras de una misma unidad de respuesta como si fueran unidades de respuesta independientes*. Hurlbert (1984) acuñó el término *seudorreplicación* (en inglés, pseudoreplication) para describir este error. Por ejemplo, en relación a la pregunta de la tala selectiva, las 12 unidades de evaluación en los diseños 11 y 12 sí representan 12 unidades de respuesta (6 réplicas por cada nivel), mientras que en el diseño 9, las 12 unidades de evaluación realmente representan sólo 2 unidades de respuesta. Si empleara el diseño 9 y en su análisis tratara las 12 unidades de evaluación como si representaran 12 unidades de respuesta independientes, usted cometería el pecado mortal de la seudorreplicación.

¿Cómo se puede evitar cometer este pecado? Tenga mucho cuidado de que haya verdaderas réplicas con respecto a la pregunta y el factor de diseño (en casos con niveles categóricos del factor de diseño), o si no – como de costumbre – cambie la pregunta. Por ejemplo, si su única opción fuera el diseño 9, podría simplemente cambiar la pregunta: “¿hay una diferencia significativa en la densidad y abundancia de anfibios, mamíferos y aves entre estas dos áreas particulares de bosque, una de las cuales por casualidad está en un área ST y la otra en una parcela TS?” Al replantear la pregunta, las seis unidades de respuesta por nivel del factor de diseño se convierten en verdaderas réplicas, pero ahora el factor de diseño consiste en dos pequeñas áreas particulares y no la tala selectiva.

Paso 14. Defina el número de réplicas de las unidades de respuesta por cada nivel categórico del factor de diseño, o el número total de unidades de respuesta a través de la gama de niveles continuos

En nuestro ejemplo, hemos considerado tanto diseños con niveles categóricos que no tienen replicación (es decir, tienen sólo una unidad de respuesta por nivel del factor de diseño), como los que tienen seis réplicas por nivel. Estos números fueron escogidos arbitrariamente, para propósitos ilustrativos. ¿Serán suficientes seis réplicas por nivel? Probablemente no; pero entonces, ¿cuántas son suficientes y cómo se decide? Este aspecto fundamental será tratado en el capítulo 5 y el apéndice B.

Paso 15. Decida cuánto tiempo tiene disponible y asegúrese de que es adecuado

Esto se tratará en el capítulo 6; además vea Crome (1997). Es claro que cualquier efecto de la tala selectiva que se registre en un experimento de campo, o las diferencias que se observan hoy en día entre sitios talados y no talados, no son valores fijos. Estos efectos y diferencias cambian a medida que el bosque se regenera. Es casi seguro que un experimento, tal como el del diseño 13, mostrará un efecto inmediato y fuerte de la tala selectiva sobre cualquier variable que se examine. Pero a medida que el bosque se regenera, ¿no será que las respuestas a corto plazo sobrestiman los efectos a mediano y largo plazo, que son los verdaderamente relevantes para las metas de conservación y manejo? Si usted no reflexionara sobre esto, podría terminar proponiendo pautas de manejo innecesariamente estrictas. Por otro lado, los efectos acumulativos a largo plazo de la contaminación por mercurio, causada por la minería de oro clandestina en la reserva, pueden ser mucho más pronunciados que los efectos medidos en un estudio a corto plazo. A menos que su estudio durara varios años, se podría estar subestimando notoriamente las consecuencias reales.

Si después de reflexionar tiene que responder negativamente a la pregunta “¿es la duración del estudio adecuada?”, tenga cautela con sus interpretaciones y aplicaciones.

Paso 16. Decida cuánto esfuerzo puede invertir y cómo distribuirlo

Refiérase a los pasos 2, 3, 7-12 y especialmente 13-15, y luego establezca la distribución precisa del estudio en el espacio y el tiempo, precisando no sólo las unidades de respuesta sino también las unidades de evaluación. Si no diera estos pasos preliminares, podría encontrarse con que se ha comprometido con más de 31 días hábiles por mes para el estudio, y aún no tiene replicación adecuada.

Paso 17. Decida provisionalmente de qué manera va a analizar y presentar los resultados

Los pasos 2, 4-6, 9-12 y 14 se refieren a estas decisiones. El capítulo 5 trata el análisis estadístico en mucha más profundidad, pero de ninguna manera es suficiente. Si después de leer el capítulo 5 usted decide que la inferencia estadística sería valiosa, consulte uno o más de los textos citados, o mejor aún, consulte a un profesional de la estadística, antes de seguir al siguiente paso.

Paso 18. ¡Manos a la obra!

Pero quizás, primero quiera practicar un poco. Échele una mirada al recuadro 4.2.

Recuadro 4.2. Practique hacer un diseño

Seleccione una de las preguntas que pensó durante el ejercicio del recuadro 3.2. ¿Cómo podría diseñar un estudio para responderla? Solo o con sus colegas, practique a seguir los pasos en este capítulo para diseñar un estudio completo. Después, pregúntese si se siente capaz de diseñar estudios relacionados con sus preocupaciones más apremiantes de manejo o ecología en la vida real. Si su respuesta es no, intente practicar con otra de sus preguntas del recuadro 3.2.

Reconozca sus limitaciones

Si culmina con éxito un estudio bien diseñado dentro del ámbito de la pregunta, puede sentirse razonablemente confiado de lo que ha concluido respecto al factor de diseño (vea el próximo capítulo). Después de una reflexión larga e intensa, puede incorporar esta información como un elemento decisivo en la formulación y aplicación de pautas de manejo, o para sugerir nuevas líneas de investigación generadas por sus interesantes resultados. Sin embargo, quizás después de haber leído la lista de 18 pasos, siente esa desazón de que nunca será capaz de completar un estudio bien diseñado. ¿Le parece muy complejo el proceso de diseño? ¿Muy costoso? ¿Muy confuso? ¿Abrumador? ¿Debería simplemente olvidarse del estudio y establecer sus pautas basado en sus presentimientos, o en lo que otras personas u otros estudios dicen? Nuevamente, NO. Hágalo lo mejor que pueda, en su propio paisaje. Luego reflexione largo y tendido antes de decidir cómo aplicar los resultados. Por supuesto, los resultados de su estudio, o cualquier aplicación de la indagación científica al manejo de áreas protegidas, no van a tomar la decisión por usted. Eso depende de usted mismo(a). La indagación es sólo uno de los innumerables factores sociales, políticos, legales, éticos, biológicos y pragmáticos que tiene que tener en cuenta.

Siéntase tranquilo de que no existe el estudio perfecto. De hecho, tratar de lograr esa perfección puede involucrar algunas serias consideraciones éticas (recuadro 4.3). Los administradores, los ecólogos de la conservación y otros profesionales deben reconocer que sus resultados, al igual que los de otros investigadores, sólo se aplican dentro de ciertos límites. Revise detalladamente los estudios publicados en los que pretende basar sus decisiones de conservación, y verá que los puede clasificar en una de las siguientes categorías:

1. Con respecto al ámbito de la pregunta, hay una falla seria en el diseño (a menudo la seudoreplicación), que aparentemente el autor no ha reconocido. Los análisis y la interpretación de los resultados son dudosos.
2. El autor reconoce la grave falla que tiene en el diseño, pero ha sucumbido a la tentación de “explicar el universo”, ha echado sus dudas a un lado y audazmente ha extendido sus conclusiones más allá de los límites razonables.
3. La pregunta involucra eventos que ocurren en escalas espaciales y temporales tan grandes, que la replicación es mínima. En teoría, esto es una seria falla de diseño. Sin embargo, siendo el autor un científico cauteloso y un buen naturalista, ha argumentado razonablemente que la gran diferencia observada en los resultados, la cual es varios órdenes de magnitud mayor que la que se esperaría por los factores alineados o por la variación intrínseca, sólo puede ser explicada por el factor de diseño¹³.
4. A pesar de la replicación, había varios factores potencialmente alineados, algunos de ellos quizás bastante severos. Sin embargo, el autor tiene cuidado de plantear la pregunta teniendo esto en cuenta, y reflexiona cuidadosamente antes de sacar unas conclusiones cautelosas y bien pensadas.
5. El estudio está bellamente diseñado, pero aplica a una pregunta y un conjunto de condiciones tan estrechas, que apenas puede ser extendido a otros tiempos y lugares.

Monitoreo

Aunque no existe el estudio perfecto, al menos usted puede elegir entre un diseño más imperfecto o menos imperfecto. Indudablemente ha encontrado la palabra *monitoreo* tan a menudo como *biodiversidad*.

Recuadro 4.3. Un dilema ético

Mientras más sólido sea el diseño de su estudio, mayor será su confianza en las pautas de manejo o conservación que proponga basado en sus conclusiones (vea la figura 1.1). La manera de lograr un diseño sólido es establecer réplicas de las unidades de evaluación a través de todo el paisaje, y en algunos casos submuestrear. Sin embargo, cada unidad de evaluación que usted establezca alterará en alguna medida el sitio, la flora y la fauna. En el ejemplo de la tala selectiva, la abertura de sendas para los transectos de aves y ranas perturba en alguna medida el sotobosque y su biota, y al caminar por los transectos se compacta el suelo. El trampeo de pequeños mamíferos, a pesar de que se supone que los captura vivos, siempre ocasiona algunas muertes o lesiones. Además, como ya se señaló, la única manera de verdaderamente estudiar los *efectos* del factor de diseño es realizar un experimento. Los experimentos a la escala de la mayoría de los problemas de manejo son muy invasores y claramente perturban la vida de muchos animales y plantas. No más mire el experimento de tala que se propone en el diseño 13. En resumen, su dilema consiste en que los estudios mejor diseñados son los más invasores, mientras que los estudios más respetuosos son los más débiles en términos de su aplicabilidad a las pautas cuyo propósito es la conservación del área.

¿Hasta dónde, entonces, puede usted justificar la perturbación del paisaje y sus habitantes para poder proveer pautas para conservarlos? ¿Debe usted, para citar las palabras cínicas de un teniente del ejército estadounidense durante la guerra del Vietnam, “destruir el pueblo para salvarlo”? Como es costumbre en este manual, la respuesta se deja en sus manos. En la conservación o en los estudios básicos de campo, el problema de la ética no es en blanco y negro (Farnsworth y Rosovsky 1993). Simplemente medite profundamente en la pregunta con que empieza este párrafo – y en la cita de la guerra del Vietnam – a medida que diseña su estudio. Quizás sea necesario llegar a otros compromisos en el diseño.

Pero, ¿qué es “monitoreo”? Depende de quién lo haga. No conozco una definición aceptada universalmente¹⁴, pero hay tres alternativas que cubren la mayoría de los casos.

1. *Monitoreo es el seguimiento de lo que está pasando mediante el registro continuo de datos.* Si se hace un buen muestreo en todo el ámbito de interés, y si los registros son tomados de manera objetiva y consistente, entonces según esta definición el monitoreo provee una buena base de datos. Después de una reflexión, estos datos pueden generar preguntas que cumplen con las pautas del capítulo 3, pueden ser usados como línea de base para otros estudios o pueden ser compilados y examinados para buscar tendencias en el tiempo. Sin embargo, cualquier tendencia aparente que surja en los datos no puede ser interpretada más allá, porque no existe una base de comparación.
2. *Monitoreo es el seguimiento de lo que está pasando, con el propósito de estar atento a sorpresas o a tendencias sospechosas.* La única manera de reconocer una sorpresa o una tendencia sospechosa, es tener datos de base o controles para hacer una comparación. Los datos que divergen

“significativamente” de la base o del control, pueden causar preocupación. Sin embargo, es importante reconocer que este método no es capaz de identificar objetivamente la causa de dichas sorpresas o tendencias.

3. *Monitoreo es una investigación que sigue todas las reglas de la indagación de primera mano, y a menudo está orientada a responder la pregunta “¿cuál es el efecto de la intervención humana en este sistema?” o, “¿cuál es el efecto de implementar tal pauta de manejo?”* El problema de la tala selectiva se asemeja a la primera pregunta y podría calificar como monitoreo, si las unidades se muestrearan repetidamente por un período largo de tiempo. El paso explícito de monitoreo en el ciclo del manejo (figura 2.4), es en esencia la segunda pregunta. Entonces, según esta definición, el monitoreo debe ser diseñado con todo el rigor de cualquier indagación y pasar por los 18 pasos.

¿Cuál definición corresponde a su programa de monitoreo actual? Dado que hay una gran diferencia entre las tres definiciones en los tipos de conclusiones a que se puede llegar, y las decisiones que se pueden tomar después, ¿qué definición *le gustaría* que se ajuste a su programa actual de monitoreo?

Conclusión - por ahora

El diseño es un proceso de compromiso. Usted debe llegar a un compromiso entre el diseño ideal y las limitaciones reales de tiempo, esfuerzo, financiación y paisaje. Debe encontrar un equilibrio entre hacer lo mejor que se pueda, y minimizar los impactos negativos sobre el sistema que se está tratando de conservar (recuadro 4.3). Mantenga una perspectiva balanceada a través del proceso, y efectivamente su diseño le permitirá proceder con el ciclo del manejo o de la investigación de campo – una vez que haya absorbido los conceptos fundamentales que se presentan en el capítulo 5.

CAPÍTULO 5

Muestras pequeñas y grandes preguntas: el papel de la inferencia estadística

NUNCA confunda el significado estadístico con el significado biológico.

- Charles J. Krebs (1989)

La mayoría de las versiones de la pregunta sobre la tala de bosque que domina el capítulo 4, contiene las palabras *significativo* y *significativamente*. ¿Qué se quiere decir con estas palabras? A veces nos referimos a los sinónimos que se encuentran en un diccionario – por ejemplo, *importante, notable, serio, llamativo*. Si estamos tratando algún aspecto de los seres vivos, estamos hablando del *significado biológico*. Sin embargo, a menudo nos referimos a algo diferente, el *significado estadístico* (en algunos textos la *significación estadística*). Como lo advierte Krebs (1989), estos dos sentidos del “significado” a veces se confunden, y esta confusión puede tener consecuencias graves para la interpretación de una indagación, bien sea que la pregunta se refiera a la ciencia básica o a la conservación.

Este capítulo pretende resolver esta confusión. Se presenta los aspectos fundamentales de algunas herramientas poderosas y prácticas para ir mucho más allá del diseño y los resultados, hasta el punto de ser capaz de derivar inferencias y tomar decisiones, siempre con cautela, en una escala de espacio y tiempo mayor que la que sus datos pretendían reflejar. Al final del capítulo usted tendrá claro que el significado estadístico y el significado biológico juegan papeles claves, pero muy diferentes, en el proceso. Veremos que el desarrollo de estrategias de conservación realistas (Margoluis y Salafsky 1998) debe incluir la filosofía, si no la práctica, de la *inferencia estadística*, y veremos que la fase de reflexión de cualquier indagación apenas puede darse sin tener esta filosofía en cuenta. Después de todo, los patrones que se observan en sus datos pueden ser resultado del azar. No se puede atribuir esos patrones al factor de diseño, a menos que se pueda separar las diferentes fuentes de variación. *Si se usa como es debido*, la inferencia estadística es la herramienta apropiada – si no la única – para éste y otros propósitos.

Para seguir los razonamientos de este capítulo, no se requiere formación previa en la estadística. De hecho, quizás usted entienda mejor la filosofía y la lógica si no tiene ninguna experiencia con el tema. Comenzaremos con lo más básico, las diferentes maneras de presentar el valor promedio y la variación de los datos, antes de embarcarnos en una presentación crítica, paso a paso, de las bases filosóficas y lógicas de la inferencia estadística. Hacia el final del capítulo mencionaremos brevemente algunos métodos muy sofisticados que actualmente se encuentran en algunos trabajos en ecología y conservación biológica. Hasta esos párrafos finales, a pesar de algunas controversias recientes (por ejemplo, Crome 1997; Johnson 1999) recalcaremos la inferencia estadística "clásica". Los que tienen algún entrenamiento previo estarán familiarizados con la estadística clásica, y para bien o para mal, es la más ampliamente utilizada para evaluar los resultados de las investigaciones básicas y aplicadas.

Aunque no se requiere ninguna experiencia previa con la estadística, sí es necesario introducir una buena cantidad de terminología (recuadro 5.1). Esta vez la terminología incluye unos cuantos símbolos, algunos

Recuadro 5.1. Un glosario informal para el capítulo 5

Análisis de potencia: técnica usada para estimar la potencia de una prueba estadística antes de tomar los datos (análisis de potencia *a priori*), o para determinar la potencia de una prueba que se ha aplicado a unos datos ya tomados (análisis *a posteriori*). El segundo tipo de análisis no se considera apropiado, al menos en nuestro campo.

Biológicamente significativo: significativo o relevante desde el punto de vista de los seres vivos, los procesos ecológicos, los paisajes o los problemas de conservación involucrados. Por ejemplo, en un estudio bien diseñado una reducción promedio en el número de especies de ranas de 20 a 5, después de la tala selectiva, definitivamente es significativa biológicamente, mientras que una reducción promedio de 20 a 19 casi con seguridad no lo es, sin importar lo que le digan las pruebas estadísticas. Compare esto con "estadísticamente significativo" más adelante.

Clases de datos: las diferentes maneras de caracterizar la naturaleza de la variable de respuesta. No confunda esto con las diferentes clases de niveles del factor de diseño (recuadro 4.1). Los *datos de intervalo* son aquéllos obtenidos cuando la variable de respuesta se mide de manera que (en teoría) el intervalo entre dos valores cualesquiera puede tomar cualquier valor, incluyendo fracciones. Los *datos ordinales* son aquéllos obtenidos cuando las diferentes observaciones se pueden ordenar o pueden ser asignadas a posiciones ordenadas. A menudo, una o más observaciones ordinales pueden estar en la misma posición (o sea, recibir el mismo rango). Los *datos nominales o clasificadorios* son aquéllos obtenidos cuando las observaciones pueden ser asignadas a diferentes categorías, pero estas categorías no se pueden ordenar lógicamente con respecto a otras, como ocurre con categorías de sexo, especie o color de los ojos.

Coficiente de variación (CV): una medida de la variabilidad estandarizada en relación a la media, de manera que se puede comparar la variación relativa entre dos o más muestras.

Desviación estándar: la raíz cuadrada de la varianza, una medida de la variabilidad entre los datos. La desviación estándar de la muestra es s y la de la población es σ .

Recuadro 5.1. Continuación

Error estadístico: error que se corre el riesgo de cometer cuando se decide o no rechazar la hipótesis nula. El *error de Tipo I* consiste en rechazar la hipótesis nula cuando no se debería rechazar; el riesgo de cometerlo es α . Si se usa debidamente, una prueba estadística dada provee un estimado preciso de ese riesgo, α_{obs} , también denotado por P . El *error de Tipo II* consiste en no rechazar la hipótesis nula cuando sí debería hacerse; este riesgo es β .

Error estándar de la media o $SE_{\bar{x}}$: si se calcula para una muestra de tamaño n y media \bar{x} , es una estimación de la desviación estándar que se obtendría de un gran número de tales medias si se pudiera seguir tomando muestras, todas de tamaño n , de la misma población estadística.

Estadística de remuestreo: métodos de inferencia estadística que requieren uso intensivo de la computadora, en los cuales las estimaciones de los parámetros de la población estadística, o las evaluaciones de la hipótesis nula estadística, son generadas por la muestra misma. La computadora baraja las observaciones originales un gran número de veces según la filosofía y método de la técnica particular. A veces las técnicas usadas para evaluar las hipótesis estadísticas nulas en sí, se denominan *estadística de modelos nulos*.

Estadística multivariable: se refiere al gran número de técnicas para tratar con juegos de datos que tienen varias variables de respuesta que pueden estar correlacionadas entre sí, tales como los conteos de las diferentes especies de árboles en una serie de muestras de vegetación.

Estadísticamente significativo: en la inferencia estadística altamente dependiente de α que tradicionalmente usan los investigadores en nuestro campo, el significado estadístico quiere decir que se obtuvo un α_{obs} (P) que es igual o menor que el α_{rech} que se seleccionó antes del estudio, usualmente 0.05. Si el α_{obs} es muy bajo, digamos 0.01 ó 0.001, frecuentemente se dice que los resultados son "altamente significativos". Ambas designaciones son muy subjetivas. La última simplemente significa que hay muy poco riesgo de cometer un error de Tipo I si se decide rechazar la hipótesis nula. Que estas etiquetas tengan alguna relación con el significado biológico, es otra cosa.

Estadístico: una sola medida que resume la información de un conjunto de datos (la muestra). Los estadísticos de la muestra se designan con letras del alfabeto latino y se usan para estimar los valores de los parámetros desconocidos (vea "parámetro").

Estadístico de la prueba: el valor que resulta de aplicar una clase particular de prueba estadística a un conjunto de datos particular. Siempre se debe reportar este valor junto con n , α_{obs} , los grados de libertad y los estadísticos de la muestra. Teniendo el valor del estadístico de la prueba, uno va a la tabla correspondiente al tipo de prueba y busca el valor de α_{obs} para este conjunto de datos.

Grados de libertad (g.l.): un número entero (o sea, ≥ 1) que a menudo se relaciona con el tamaño de muestra n y que siempre es definido por el procedimiento estadístico particular que se está usando.

Recuadro 5.1. Continuación

En términos prácticos, usted necesita estar consciente de este valor, o necesita usarlo, solamente cuando se esté refiriendo a la tabla estadística correspondiente a dicho procedimiento.

Hipótesis estadísticas: el par de aseveraciones sobre la relación que existe en la población estadística entre el factor de diseño y la variable de respuesta. Generalmente la *hipótesis nula* (H_0) asevera que no hay relación, mientras que la *hipótesis alterna* (H_A) asevera que sí la hay.

Inferencia estadística: el proceso de estimar las cantidades subyacentes o las relaciones cuantitativas que su muestra presumiblemente refleja. La *inferencia estadística clásica* trata estos fenómenos subyacentes y desconocidos como fijos y sus datos como una muestra aleatoria. Existen dos aproximaciones clásicas: en la *inferencia estadística paramétrica* se estiman los parámetros de una o más poblaciones estadísticas; los parámetros estimados con más frecuencia son la media y la varianza. La *inferencia estadística no paramétrica* no depende de esos parámetros particulares sino de otras características de los datos. En contraste con las técnicas clásicas, la *inferencia estadística bayesiana*, la cual se menciona sólo brevemente en este manual, trata sus datos como fijos y propone valores para los fenómenos subyacentes basada en esos datos.

Intervalo de confianza: el intervalo de valores, definido por los dos *límites de confianza*, dentro del cual se sospecha que está el valor verdadero y desconocido de un parámetro de la población. Esta es sólo una definición práctica de trabajo. El significado exacto es el siguiente: si usted tomara un número infinito de muestras de tamaño n de una población estadística y cada vez computará el intervalo de confianza del $x\%$, el $x\%$ de esos cálculos incluiría el verdadero valor del parámetro.

Media aritmética: a menudo referida simplemente como la media, es el valor promedio calculado a través de un conjunto de observaciones (compare con la "mediana" más adelante). La media de la muestra es \bar{x} , la de la población es μ .

Mediana: el valor de la observación que está exactamente en el medio entre el valor más bajo y el más alto. Es decir, es la observación por debajo de la cual está el 50% de las observaciones, y por encima el 50% de las observaciones. Compare con "media aritmética".

Meta-análisis: un método para combinar los resultados estadísticos de diferentes estudios, realizados en diferentes lugares y tiempos por diferentes investigadores, para estimar una magnitud del efecto (e) promedio y universal para un factor de diseño dado.

Muestra: el conjunto de observaciones o datos que usted registra durante el estudio. El *tamaño de muestra*, n , es el número total de tales observaciones, a menos que se refiera al número particular de datos por nivel categórico del factor de diseño, como en el apéndice B.

Nivel de rechazo: el máximo riesgo que usted está dispuesto a aceptar de cometer un error estadístico de Tipo I si decide rechazar la hipótesis nula, o α_{rech} . En algunos textos se llama simplemente el *nivel* de α . Uno decide el α_{rech} antes de comenzar el estudio y después del

Recuadro 5.1. Continuación

estudio lo compara con el α que resulta de los datos, o α_{obs} - también llamado el valor de P . Si α_{obs} excede α_{rech} , no se puede rechazar la hipótesis nula bajo las condiciones que usted ha impuesto. Si α_{obs} es menor a α_{rech} , se puede rechazar la hipótesis nula, siempre y cuando usted esté consciente de que siempre hay una probabilidad de magnitud igual a α_{obs} de estar equivocado.

Observación: el dato o el valor particular de la variable de respuesta o característica (x_i) que está asociada a una cierta unidad de respuesta o unidad de evaluación i .

Parámetro: una medida que resume un tipo de información cuantitativa sobre la población estadística como un todo. Casi nunca se puede obtener su valor exacto, pero se puede estimar por medio de la inferencia estadística. Los parámetros, ocasionalmente llamados *estadísticos de la población*, se denotan usualmente con letras griegas. Compare con "estadístico".

Población estadística: el universo de todas las posibles observaciones sobre las que usted desea sacar conclusiones, basado en su muestra de un número limitado de tales observaciones.

Potencia de una prueba estadística: la probabilidad de que su prueba estadística particular será capaz de detectar la verdadera magnitud del efecto e (o δ cuando el factor de diseño tiene niveles categóricos) o uno mayor, si e (o δ) existe en la(s) población(es) estadística(s). Es decir, es la probabilidad de que se rechazará correctamente la hipótesis nula si ese e (o δ) en realidad existe. La *potencia estadística* es la misma idea en términos más inclusivos y a veces se refiere a comparaciones entre diferentes clases de pruebas estadísticas - por ejemplo, las aproximaciones paramétricas comparadas con las no paramétricas aplicadas al mismo conjunto de datos.

Prueba estadística: cualquiera de un gran número de métodos para extraer un valor de α_{obs} (el valor de P) de un conjunto de datos tomados con respecto a una pregunta comparativa. Este valor indica el riesgo de cometer un error estadístico de Tipo I, si decide rechazar la hipótesis nula.

Tamaño del efecto (e): la magnitud verdadera pero siempre desconocida del efecto del factor de diseño en los valores de la variable de respuesta, a través de la población estadística pertinente. En el caso de niveles categóricos del factor de diseño, esto sería la magnitud de la diferencia (δ) entre los valores de las medias de los diferentes niveles.

Valor tabulado: para un conjunto dado de datos al que se ha aplicado una prueba estadística, éste es el valor del estadístico de la prueba que corresponde a un α_{obs} y unos grados de libertad particulares y que se encuentra en la tabla correspondiente a dicha prueba. Alternativamente, el valor tabulado para α_{obs} es aquél que corresponde al estadístico de la prueba observado y a los grados de libertad.

Varianza: una medida extremadamente útil, aunque no es intuitiva, de la variabilidad en los datos: es el promedio de la diferencia entre el valor de cada observación y la media, elevada al cuadrado. La varianza de la muestra es s^2 y la de la población es σ^2 .

de ellos letras griegas. Estos símbolos se encuentran en bastantes ecuaciones matemáticas. Disculpe. Si las ecuaciones y las letras griegas le inspiran temor y temores, considere lo siguiente. Primero, estas ecuaciones no son más que atajos, e involucran aritmética sencilla. Segundo, no son esenciales para entender la filosofía subyacente, siempre y cuando usted lea el texto con cuidado. Sáteselas si le molestan tanto. Si aun así no le parece que el capítulo sea amistoso, pase al apéndice D (acto II). Luego regrese a este capítulo mejor armado.

¿Por qué molestarse con la inferencia estadística?

Al entender la filosofía de la estadística, usted verá bajo una nueva luz las inferencias y conclusiones que se derivan durante la reflexión, volverá a evaluar el proceso de decisión que la sigue y pensará sobre los riesgos y las consecuencias para la conservación de tomar la decisión errada. Hay otras razones más pragmáticas, aunque algo cínicas, para entender la filosofía de la inferencia estadística y en particular la de las pruebas estadísticas (vea Johnson 1999). Primero, la estadística da la impresión de ser un medio objetivo y exacto de cerrar la brecha entre su pequeño juego de datos y su gran pregunta, aunque no siempre lo logra. Segundo, aparentemente todo el mundo utiliza la inferencia estadística, de manera que usted por lo menos debería saber de qué están hablando – ¿cuántas veces se ha cruzado con términos tales como “significativo”, límites de confianza, prueba estadística, valores de P ? Tercero, hay una gran disponibilidad de programas de computadora para aplicar técnicas estadísticas. Es muy fácil alimentar unos datos a un programa y que éste arroje unos números que inspiran asombro, aunque con frecuencia son incomprensibles o irrelevantes. Cuarto, a los estudiantes, los biólogos de campo y los profesionales de la conservación se les enseña a usar la inferencia estadística y se les castiga si no la usan. Quinto, debido a que los editores de revistas científicas, los tutores de tesis y los directores de proyectos de conservación han pasado por la misma experiencia, ellos también exigen un análisis estadístico de los datos aunque éstos no requieran o merezcan la inferencia estadística. Si usted entiende las bases filosóficas y conoce el uso apropiado de la inferencia estadística, será capaz de criticar los casos en que se abusa, se usa mal o se interpreta mal (Yoccoz 1991; Johnson 1999). Estará en una mejor posición para defender sus decisiones – por ejemplo, de no aplicar ninguna prueba estadística – ante esos editores, profesores y directores de proyecto.

Si las bases que se presentan en este capítulo no son suficientes, si suspira por ver modelos y recetas matemáticas, usted puede consultar los centenares de libros de texto¹ y docenas de paquetes de computadora que existen². La intención de este capítulo es que, antes de que usted haga eso, aprenda a usar debidamente las potencialmente peligrosas herramientas de la inferencia estadística. En cambio, si usted no tiene intención de usar estas herramientas, si nunca le ha prestado atención a un valor de P y no pretende hacerlo en el futuro, espero que al menos aplique la filosofía de la inferencia estadística a lo que haga o a los trabajos que revise. Por otra parte, si usted ya es un mago de la estadística, podría encontrar algunas sorpresas en lo que sigue – y seguramente encontrará puntos con los que no está de acuerdo, ya que muchos de los aspectos que se discuten son objeto de controversia entre los mismos profesionales de la estadística.

La estadística descriptiva

En el uso general, un *estadístico* es simplemente un valor que resume la información contenida en un juego de observaciones o datos. A menudo (pero no siempre) lo que nos interesa es un par de estadísticos que

resumen la información de diferentes maneras: uno que presenta el valor típico o promedio de las observaciones, y otro que presenta la magnitud de la variación entre ellas. A menudo el estadístico usado para representar el valor promedio es la *media aritmética* (de aquí en adelante llamada simplemente “la media”) que consiste en la suma de las observaciones individuales, cada una llamada x_i , dividida entre el número total de observaciones o tamaño de muestra, n :

$$\text{media aritmética} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (5.1)$$

en donde $\sum_{i=1}^n x_i$ indica la suma de las observaciones individuales (x_i) desde la primera ($i = 1$) hasta la última o enésima (n). El estadístico que se suele usar para representar la variación es la *varianza*, el promedio de la diferencia, elevada al cuadrado, entre cada observación y la media. El cálculo de la varianza es un poco más complejo, pero aún fácil de hacer a mano:

$$\text{varianza} = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \text{media})^2]}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i^2 - \left[\frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}{n} \right]}{n} \quad (5.2)$$

La ecuación de la izquierda es más fácil de entender; la de la derecha es más fácil de usar en una calculadora. Muchas veces la variación también se expresa como la *desviación estándar*, que es la raíz cuadrada de la varianza:

$$\text{desviación estándar} = \sqrt{\text{varianza}} \quad (5.3)$$

Por ejemplo, la figura 5.1 muestra dos juegos de datos con la misma media pero diferentes varianzas. Las observaciones en A muestran mayor variabilidad, y por lo tanto valores mayores de varianza y desviación estándar, que las observaciones en B.

La mayor parte de la discusión que sigue se basa en los dos estadísticos, la media aritmética y la varianza, aunque hay algunas alternativas que se discuten más adelante. Por ejemplo, digamos que usted ha submuestreado dentro de las unidades de respuesta (como en el paso 13 del capítulo 4), y ahora debe caracterizar cada unidad de respuesta con un valor único y representativo para la variable de respuesta de interés (vea más adelante). Podría obtener este valor único para la unidad de respuesta particular, calculando uno u otro estadístico a partir de los valores individuales de las submuestras. Alternativamente, con frecuencia usted querría comparar los conjuntos de dichos valores representativos, con un valor representando cada unidad de respuesta, entre los distintos niveles del factor de diseño. Esto se puede hacer calculando la media y la varianza a través de las unidades de respuesta, no a través de las submuestras, para cada nivel.

Algunas alternativas importantes a la media y la varianza

La media y la varianza (o desviación estándar) no son los únicos estadísticos disponibles para presentar el valor promedio y la magnitud de la variación. La principal alternativa a la media es la *mediana*, el valor de la observación que está exactamente en el medio entre la mayor y la menor. Así, en una serie de siete observaciones (por ejemplo, figura 5.1), la mediana es simplemente el valor del cuarto dato más alto (o más bajo). En una serie de ocho observaciones, el valor de la mediana estaría exactamente en la mitad entre el cuarto y el quinto valor en orden de menor a mayor – es decir, el promedio de esos dos valores.

¿Tiene alguna importancia para su investigación que elija usar la media o la mediana? A veces sí. Hay una diferencia fundamental en lo que las dos medidas representan. *Si necesita el valor promedio de las observaciones, elija la media; si necesita el valor de la observación típica, elija la mediana.* Por ejemplo, digamos que le preocupa una especie amenazada de árbol del sotobosque, cuyos frutos son consumidos y sus semillas diseminadas por una sola especie de murciélago. Usted registra el número de frutos removidos por noche, presumiblemente por murciélagos, de un gran número de árboles. Los resultados son muy variables: en la gran mayoría de los árboles muy pocos frutos son removidos, mientras que en unos pocos árboles hay altas tasas de remoción de frutos. Dada la influencia numérica de estos árboles tan populares,

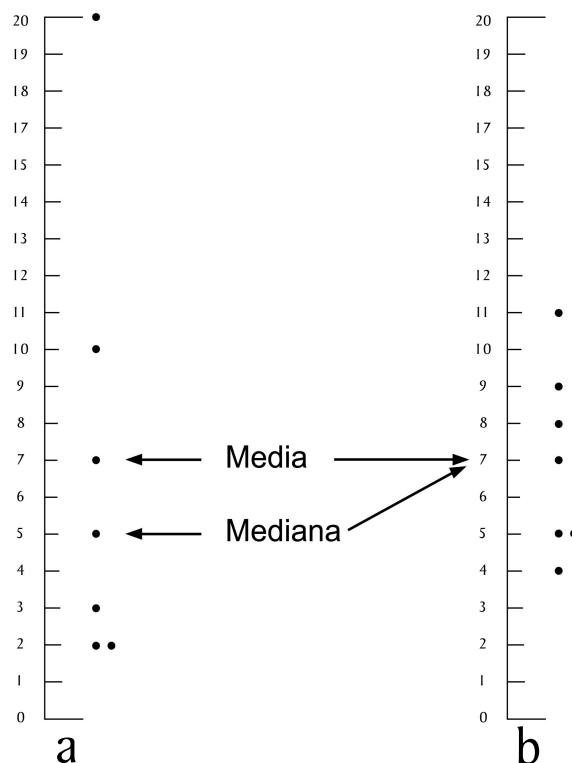


Figura 5.1.

Variabilidad. Dos juegos de datos con la misma media (7), pero con diferentes cantidades de variación. Cada punto representa una observación. Note que en A, la mediana es bien diferente de la media. ¿Cuál escogería usted como el estadístico que mejor representa el valor promedio?

los valores de la media y la mediana son muy diferentes, mucho más que en la figura 5.1a. El valor de la media es mucho mayor que la mediana. ¿Qué le dice el valor de la media? *El número promedio de frutos removidos por árbol.* ¿Qué le dice el valor de la mediana? *El número de frutos removidos del árbol típico.* ¿Cuál punto de vista representa mejor la media? El de los murciélagos y su actividad: por ejemplo, representa un índice de la cantidad de frutos consumidos por la población de murciélagos. ¿Cuál punto de vista representa mejor la mediana? El de los árboles: sugiere que el árbol típico en la población ha dispersado muy pocas semillas, al menos este año.

La elección entre media y mediana puede ser especialmente importante si está submuestreando dentro de unidades de respuesta y usando el valor promedio de las submuestras para caracterizar cada unidad de respuesta. Si las submuestras dentro de una unidad de respuesta arrojan muchos valores bajos y unos pocos altos, como en la figura 5.1a u otros casos más extremos, la media y la mediana pueden ser muy diferentes y su elección puede afectar fuertemente el resultado del análisis. ¿Cuál debería elegir? Eso depende de su pregunta y del punto de vista que quiera favorecer.

También hay algunos estadísticos alternativos para representar la variación. Por ejemplo, si está usando la mediana para expresar el valor promedio, usted puede presentar la variabilidad como los valores del primer y tercer *cuartil*. El primer cuartil es aquel valor para el cual el 25% de las observaciones están por debajo de él y el 75% por encima; el tercer cuartil es aquel valor para el cual el 75% de las observaciones están por debajo y el 25% por encima (vea Zar 1999). Mientras mayor sea la variabilidad entre las observaciones, más apartados estarán el primer y tercer cuartil.

Aun si expresa el valor promedio como la media, que es lo más común, hay diferentes formas de representar la variación. La varianza y la desviación estándar presentan la cantidad absoluta de variación. En cambio, el coeficiente de variación, o *CV*, expresa la cantidad de variación relativa al promedio:

$$CV = \frac{(\text{desviación estándar})}{(\text{media aritmética})} \quad (5.4)$$

Si está comparando la variación entre dos o más juegos de datos, ¿debería elegir el *CV* o la desviación estándar (o la varianza)? Si las medias de los conjuntos de datos son similares, no importa cuál escoja. El resultado cualitativo será muy parecido. Pero si las medias son muy disímiles, sí importa. Suponga que está comparando la variabilidad en la producción de frutos en el árbol del sotobosque mencionado antes, entre sitios que no han sido talados y los que han experimentado la tala selectiva (figura 4.1). Resulta que los árboles del sotobosque en los sitios TS reciben mucha más luz, gracias al clareo del dosel, y en promedio producen 20 veces más frutos que los de los sitios ST. Por el simple hecho de que los valores de producción de frutos son más altos, la desviación estándar o la varianza (o sea, las medidas absolutas de variación) en los sitios TS casi con seguridad excede la de los sitios ST. Sin embargo, lo contrario puede ocurrir si se usa el coeficiente de variación, para corregir el fuerte efecto de la diferencia en las medias. El *CV* para los árboles en los sitios TS puede ser más pequeño que en los sitios ST. Es decir, *relativo a la media*, los árboles en los sitios TS producen frutos de una manera más consistente que en los sitios ST.

De nuevo, ¿cuál estadístico debería escoger? Si le interesa a usted el punto de vista de los murciélagos, escoja el estadístico absoluto, la desviación estándar. Esto presenta la variabilidad (o imprevisibilidad

para el murciélago) en el número real de frutos, o en la disponibilidad absoluta de frutos entre árboles. Desde el punto de vista del árbol, sin embargo, considere el coeficiente de variación. Éste indica que, en relación a los recursos disponibles para los árboles, la producción de frutos varía más entre los árboles en los sitios ST que en los sitios TS. Esto implica que la contribución de los diferentes árboles al acervo genético local, también podría ser más variable en los sitios ST que en los sitios TS. Si la conservación de la diversidad genética de esta especie de árbol en particular fuera un problema urgente, entonces usted podría de hecho considerar un aumento en el nivel de tala selectiva, con el objeto de homogenizar la contribución relativa de los diferentes árboles. Sin embargo, confío en que éste no sería el único criterio en el que basaría su decisión.

Otra manera de comparar la variabilidad relativa de dos muestras, es tomar el logaritmo de cada observación y calcular la varianza (o desviación estándar) de la variable transformada. Este procedimiento sencillo corrige la tendencia de la variación absoluta a aumentar a medida que aumenta la media. También hay métodos no paramétricos (vea más adelante) para comparar la variabilidad entre muestras. Note que es posible que ninguna de estas medidas de verdad mida el tipo de variabilidad que es más importante para los organismos vivos o los procesos ecológicos. Podría ser que los valores ocasionales y extremos de la variable de respuesta, fueran mucho más importantes que la variabilidad “típica”. ¿Existen maneras de caracterizar la variabilidad de los datos en términos de los valores extremos, en lugar de su variación “típica”? Sí. Gaines y Denny (1993) proponen una técnica excelente. Pero no intente este método a menos que sea un mago para las matemáticas.

¿Cuál necesita usted, la media o a la variación?

Si usted ha submuestreado dentro de las unidades de respuesta, ahora debe caracterizar cada unidad como un todo con un solo valor antes de seguir con el análisis de datos. ¿Cuál será la mejor manera de caracterizar la unidad de respuesta: con el promedio de las submuestras (que es la alternativa ya discutida), o con la variación entre ellas? Como siempre, la respuesta depende de su pregunta. Nos han enseñado a pensar en términos de valores promedio o típicos, de modo que sin reflexionar mucho, la mayoría de los investigadores seleccionan la media, o algún otro estadístico para el promedio, como el valor que caracteriza la unidad de respuesta. Sin embargo, para algunas preguntas y problemas de manejo, tendría más sentido usar la variabilidad. ¿Cuál es la interpretación biológica de un estadístico de variación entre submuestras? El grado de heterogeneidad, o imprevisibilidad, entre las diferentes unidades de evaluación dentro de una misma unidad de respuesta. Esto puede ser precisamente lo que usted necesita saber. Al fin y al cabo, muchas formas de intervención humana alteran el grado de heterogeneidad, o de previsibilidad, de las características biológicas y ecológicas del paisaje.

Por ejemplo, su pregunta podría haber sido: “¿cómo varía el grado de heterogeneidad a pequeña escala en la abundancia y diversidad de mamíferos pequeños, entre parcelas TS y áreas ST?” Para responder esto, usted había dispuesto un número de unidades de evaluación dentro de cada unidad de respuesta establecida. Las unidades de respuesta consisten en parcelas TS y áreas ST de aproximadamente el mismo tamaño. Luego se calcula la varianza, la desviación estándar, el coeficiente de variación o la diferencia [(tercer cuartil) – (primer cuartil)] entre los valores de la variable de respuesta a través del juego de submuestras dentro de una misma unidad de respuesta, o sea, calculando un solo valor para caracterizar el grado de variabilidad dentro de la unidad de respuesta en su totalidad. Luego se compara el conjunto entero de tales “índices de imprevisibilidad” de las parcelas TS con el de las áreas ST.

Cuando está planteando su pregunta y seleccionando su variable de respuesta, debe preguntarse: ¿qué es más importante para la inquietud de conservación y manejo (o de la ecología básica): los cambios en el valor promedio de la variable de respuesta, o los cambios en su variabilidad? Así podrá seleccionar el estadístico correspondiente – o quizás decida analizar e interpretar ambos. En breve, aun el análisis estadístico más sencillo – el resumen de los datos – involucra decisiones que exigen una consideración cuidadosa de lo que es significativo biológicamente. Si desde el principio usted reconoce el significado biológico y las consecuencias de las diferentes elecciones que se puede tomar, probablemente se decidirá por la que tenga más sentido.

La inferencia estadística: introducción

Si pudiera llevar a cabo un censo completo, o sea registrar todas las observaciones posibles en el universo que abarca el ámbito de la pregunta, usted obtendría la *población estadística* completa de valores (no confundirla con la población biológica, excepto bajo algunas circunstancias especiales, como se verá en el ejemplo de más adelante). Los estadísticos calculados para esta población se conocen como *parámetros* y se designan con letras griegas. La *media aritmética de la población* se designa con μ (mu) y se calcula con la ecuación 5.1. La *varianza de la población* se designa con σ^2 y se calcula con la ecuación 5.2, mientras que la desviación estándar de la población, σ (sigma), es simplemente la raíz cuadrada de σ^2 (ecuación 5.3).

Sin embargo, por lo general los datos que usted tomó representan sólo una *muestra* del universo de las posibles observaciones relevantes al ámbito de la pregunta, es decir, la población estadística de interés. Y por lo general, desea extrapolar desde esta muestra limitada hasta la escala mayor a la que usted quiere proponer las pautas (figura 2.4), o derivar las conclusiones (figura 2.5). Refiérase al diseño II para la pregunta sobre la tala selectiva (capítulo 4, figura 4.3). Si le interesara sólo aquellas 12 áreas particulares (y sólo las unidades de evaluación particulares dentro de ellas) en ese momento dado en el tiempo, y no le interesara nada más, entonces sus datos en sí serían suficientes. No habría que inferir nada sobre algún universo más amplio de datos posibles. Sin embargo, la inquietud de la tala selectiva abarca no sólo esas 12 áreas y el marco temporal de su indagación, sino también todos los tiempos y lugares, dentro de la periferia de la reserva, donde la tala selectiva podría suceder. Las seis áreas TS que usted ha examinado representan sólo una muestra pequeña de todas las posibles áreas TS dentro de la reserva (figura 4.1), así como los sitios ST representan sólo una muestra de un gran número de áreas de bosque posibles. Igualmente, si usted realizara un estudio experimental como el del diseño I3, sus resultados experimentales representarían sólo una muestra de la población estadística de resultados infinitamente grande que obtendría si pudiera repetir el experimento una y otra vez. No sabemos si la muestra refleja a la perfección, o por el contrario tergiversa totalmente, la población estadística de resultados de la cual fue obtenida. ¿Cómo podemos aprovechar lo conocido, o sea la muestra, para poder decir algo acerca de lo desconocido, o sea la población estadística? Por medio de la *inferencia estadística*.

La inferencia estadística clásica se basa en la teoría matemática que relaciona una muestra de n datos (observaciones) con el conjunto de datos que conforma el universo de interés: la población estadística. En otras palabras, la inferencia estadística relaciona un juego particular de datos con aquellos datos que se obtendrían si pudiera continuar el muestreo o el experimento *bajo exactamente las mismas condiciones*, hasta censar todo el universo de resultados teóricamente posibles. La inferencia estadística a menudo gira

alrededor de los parámetros μ y σ^2 y se denomina la *inferencia estadística paramétrica*³. Note que la inferencia estadística de cualquier clase siempre requiere: (1) que se haya muestreado aleatoriamente de la población estadística de aquellos valores que pertenecen a la pregunta y (2) que cada observación sea completamente independiente de las demás. Muchas (no todas) formas de inferencia estadística paramétrica también suponen que (3) los valores de la población estadística muestran una distribución normal. Otras aproximaciones a la inferencia estadística, en particular las técnicas más complejas, pueden requerir otros supuestos. Una discusión de la distribución normal y lo que de ella se deriva, está fuera del alcance de este manual. La mayoría de los textos de estadística, como los que se mencionan en la nota 1 de este capítulo, tratan este tópico en profundidad.

Por supuesto, en la práctica sólo se puede calcular estadísticos a partir de la muestra de tamaño n , y no de la población estadística completa. Por lo tanto, en realidad se trabaja con los *estadísticos de la muestra*, no con los parámetros de la población entera de valores desconocidos. La *media aritmética de la muestra*, designada por \bar{x} , se calcula igual que en la ecuación 5.1:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (5.5)$$

La ecuación para la *varianza de la muestra* o s^2 , sin embargo, difiere ligeramente de la varianza de la población. Mire el denominador:

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \bar{x})^2]}{n-1} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i^2 - \left[\frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}{n} \right]}{n-1} \quad (5.6)$$

La *desviación estándar de la muestra* es:

$$s = \sqrt{s^2} \quad (5.7)$$

Por una parte, al resumir el conjunto de n observaciones, los estadísticos de la muestra describen la muestra completa, igual que en la sección precedente. Por otra parte, \bar{x} , s y s^2 pueden ser también considerados como estimaciones de los parámetros desconocidos – μ , σ y σ^2 , respectivamente – de la población estadística de la que se derivan las observaciones. ¿Qué tan buenos son los estadísticos de la muestra como estimaciones de los parámetros de la población? Puesto que usted podría estar más interesado en las estimaciones de los parámetros que en los valores descriptivos obtenidos de una muestra restringida, respondamos la pregunta anterior planteando una pregunta sencilla y no comparativa, y jugando un poco con unos números.

Cómo estimar lo que no se puede conocer directamente

La doctora Felícite Navideña es la directora del Parque Nacional El Perdido, en donde queda la laguna Olvidada. En esta laguna hay una población del Caimán Feroz *Neosuchus enojadísimo*, el cual está globalmente amenazado. Para informar a sus superiores sobre el estado de la población, la doctora

Navideña debe estimar el tamaño promedio de los individuos. Entonces su pregunta – sí, reconozco que no es comparativa – es simplemente: “¿cuál es la longitud promedio de los caimanes adultos y subadultos en la laguna?”. Digamos que usted y yo somos omniscientes (¡sólo durante este ejercicio!), pero la doctora Navideña no lo es. Usted y yo sabemos que hay exactamente 99 caimanes adultos y subadultos en la laguna, y conocemos la longitud de cada uno (tabla 5.1). Si aplicamos las ecuaciones 5.1 - 5.3, tendremos los parámetros verdaderos: $\mu = 2.2$ m, $\sigma^2 = 0.79$ y $\sigma = 0.89$.⁴ Sin embargo, la Dra. Navideña no tiene idea de cuántos caimanes hay en la laguna ni de sus longitudes. Lo único que ella puede hacer es muestrear. Veamos qué tan bien los estadísticos de su muestra estiman los parámetros.

Primero, la Dra. Navideña captura y mide un solo caimán ($n = 1$). ¿Le provee este dato de una estimación de μ ? Sí. Después de todo, el caimán proviene de la población estadística de interés y contribuye al valor desconocido de μ . Por lo tanto, califica como una estimación de μ . Sin embargo, si existe algo de variación intrínseca entre observaciones, por casualidad una sola observación puede ser una estimación muy desviada y el investigador no tiene manera de saberlo. Por ejemplo, digamos que el caimán que la Dra. Navideña capturó es el número #89 (tabla 5.1)⁵. Siendo nosotros omniscientes, sabemos que el valor de 4.0 m es una estimación muy mala de μ . ¿Mejorará la calidad de su estimación con una muestra más grande? Digamos que ella atrapa a los caimanes 55 y 39 además del 89, lo que le da $n = 3$ y $\bar{x} = 3.2$ m – lo cual usted y yo sabemos que mejora un poco la estimación de μ , pero no tanto. Además, ahora ella puede calcular s^2 para esta muestra, aplicando la ecuación 5.6 a los valores 4.0, 3.0 y 2.4. La varianza s^2 de 0.65 que se obtiene también sirve como una estimación, en este caso de σ^2 , la variación dentro de la

Tabla 5.1. Longitud en metros de todos los adultos y subadultos, numerados del 1 al 99 para propósitos de los ejercicios en el texto, de una población biológica (y en este caso especial, la población estadística) del Caimán Feroz *Neosuchus enojadísimo*, que vive en la laguna Olvidada, del Parque Nacional El Perdido, Lemuria.

1: 1.7 m	21: 2.1 m	41: 1.9 m	61: 6.1 m	81: 1.9 m
2: 3.2 m	22: 3.1 m	42: 2.7 m	62: 1.7 m	82: 2.4 m
3: 0.9 m	23: 1.7 m	43: 1.6 m	63: 2.4 m	83: 1.0 m
4: 2.7 m	24: 1.4 m	44: 2.4 m	64: 2.2 m	84: 2.7 m
5: 2.4 m	25: 2.6 m	45: 4.1 m	65: 1.9 m	85: 2.0 m
6: 1.9 m	26: 2.9 m	46: 2.2 m	66: 3.0 m	86: 1.9 m
7: 0.8 m	27: 2.3 m	47: 2.5 m	67: 2.3 m	87: 0.6 m
8: 2.5 m	28: 0.9 m	48: 2.4 m	68: 1.4 m	88: 2.6 m
9: 2.3 m	29: 2.9 m	49: 2.2 m	69: 2.0 m	89: 4.0 m
10: 4.3 m	30: 1.9 m	50: 1.3 m	70: 3.1 m	90: 2.4 m
11: 2.7 m	31: 2.2 m	51: 3.1 m	71: 2.9 m	91: 1.3 m
12: 2.6 m	32: 2.4 m	52: 1.9 m	72: 1.7 m	92: 1.7 m
13: 1.8 m	33: 3.8 m	53: 2.0 m	73: 2.6 m	93: 2.6 m
14: 2.9 m	34: 5.1 m	54: 1.7 m	74: 1.4 m	94: 2.8 m
15: 1.7 m	35: 2.1 m	55: 3.0 m	75: 2.7 m	95: 0.9 m
16: 2.4 m	36: 1.6 m	56: 1.6 m	76: 1.3 m	96: 1.6 m
17: 2.7 m	37: 1.3 m	57: 1.0 m	77: 2.0 m	97: 1.9 m
18: 0.7 m	38: 2.7 m	58: 3.3 m	78: 2.5 m	98: 1.4 m
19: 2.4 m	39: 2.4 m	59: 2.4 m	79: 0.7 m	99: 2.8 m
20: 1.3 m	40: 1.8 m	60: 1.8 m	80: 3.1 m	

población estadística – que de nuevo, no es muy buena estimación. La Dra. Navideña ahora aumenta su muestra a 10, muestreando al azar los caimanes 22, 51, 78, 2, 56, 8 y 28, además de los tres primeros – lo que arroja un \bar{x} de 2.6 m (que sabemos que es bastante alto todavía como estimación de μ , pero no tanto como la estimación previa) y una varianza s^2 de 0.77 (que por casualidad es una buena estimación de σ^2). Naturalmente, si ella siguiera aumentando el tamaño de la muestra, la exactitud de sus estimaciones de los parámetros de la población continuaría mejorando. Sin embargo, la única manera de garantizar exactitud absoluta sería capturar todos los caimanes de la laguna, lo cual es imposible.

Por ahora, la Dra. Navideña decide conformarse con el un tamaño de muestra n de 10 y explotar \bar{x} y s^2 para derivar algunas inferencias sobre μ . Primero, ella calcula otro estadístico de la muestra, el *error estándar de la media* o $SE_{\bar{x}}$:

$$SE_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{s^2}{n}} \quad (5.8)$$

Este estadístico difiere un poco de los presentados previamente, en que su valor disminuye a medida que n aumenta. Su definición es también un poco más compleja: $SE_{\bar{x}}$ es una estimación de la desviación estándar de las *medias* que se obtendrían si se pudiera tomar al azar un gran número de muestras independientes, cada una de tamaño n , de la población estadística.

De acuerdo a la ecuación 5.8, $SE_{\bar{x}}$ el de la muestra particular de los 10 caimanes que la Dra. Navideña capturó es $\sqrt{(0.77/10)}$ ó 0.28. ¿Es este valor, derivado de una sola muestra, una buena estimación de la desviación estándar de las medias de un gran número de muestras independientes de 10 caimanes tomadas de la población desconocida de los 99? Vaya al recuadro 5.2.

Usted se estará preguntando por qué tendría uno que molestarse con algo tan esotérico como $SE_{\bar{x}}$. Observe cómo la Dra. Navideña se refiere al apéndice A de este manual y estima los *límites de confianza* de μ , la media de la población estadística, basándose sólo en los estadísticos obtenidos a partir de su muestra única de 10 caimanes. Como es usual, ella supone que el muestreo es aleatorio, que las observaciones son independientes entre sí y que la población estadística de valores muestra una distribución normal. Luego, a partir de la tabla A1, ella infiere que hay una probabilidad de aproximadamente 95% de que el valor verdadero de la media de la longitud, μ , de todos los caimanes adultos y subadultos en la laguna caiga entre 2.0 y 3.2 m, inclusive⁶. En símbolos esto se expresa como: $P\{2.0 \text{ m} \leq \mu \leq 3.2 \text{ m}\} = 0.95$, donde P quiere decir “probabilidad”. O, ella podría decidir que quiere reducir el intervalo de confianza (aumentar su precisión), lo que aumenta el riesgo de que el verdadero parámetro quede por fuera del intervalo (vea el apéndice A). Entonces ella calcula el intervalo de confianza del 90% (es decir, el intervalo entre los dos límites de confianza): $P\{2.1 \text{ m} \leq \mu \leq 3.1 \text{ m}\} = 0.90$. Note que el riesgo de no incluir el verdadero valor de μ aumentó: esta estimación casi no incluye lo que sabemos es el valor real de μ , 2.2 m. La alternativa es que la Dra. Navideña reduzca el riesgo de no incluir el valor desconocido de μ y acepte una estimación más nebulosa, calculando el intervalo de confianza del 99%: $P\{1.7 \text{ m} \leq \mu \leq 3.5 \text{ m}\} = 0.99$.

En resumen, al usar una definición práctica del intervalo de confianza, la Dra. Navideña puede estimar la longitud promedio de los caimanes con una confianza razonable (es decir, una confianza de aproximadamente 90%, 95% ó 99%). Por supuesto que ella se da cuenta de que corre el riesgo de

Recuadro 5.2. Variación entre medias obtenidas de la misma población

Vaya a la tabla 5.1 (las longitudes de los 99 ejemplares del caimán feroz), escoja 10 individuos al azar (muestreo *con remplazo* – vea la nota 5 del capítulo 5) y calcule la media y la varianza usando las ecuaciones 5.5 y 5.6, respectivamente. Para muestrear al azar usted necesita algún método para generar números aleatorios entre 1 y 99. Muchas calculadoras de bolsillo tienen un generador de números aleatorios; use los dos primeros dígitos. O, use una tabla de números aleatorios, como las que se encuentran en algunos textos de estadística. O, escriba los números del 1 al 99 en unos papelitos, échelos en una bolsa y saque diez a ciegas, devolviendo cada papelito a la bolsa antes de sacar el siguiente. Cualquiera que sea el método, *repita el proceso entero 20 veces*. Es decir, saque 20 muestras aleatorias e independientes, cada una de $n = 10$, y para cada muestra calcule \bar{x} y s^2 . Si esto se vuelve tedioso, convenza a algunos amigos de que se van a divertir mucho ayudándole. Los valores de s^2 no se usarán en este ejercicio pero se usarán más adelante.

Ahora examine la cantidad de variación entre estas 20 medias de muestras, calculando la desviación estándar (es decir, aplicando las ecuaciones 5.6 y 5.7 al conjunto de las 20 *medias*). Compare este valor con el estimado ($SE_{\bar{x}}$) de 0.28 que la Dra. Navideña calculó para su única muestra con el mismo n de 10. ¿Son similares los dos valores?

Si se siente ambicioso, repita todo el proceso pero con n más grande, digamos 22 (y con más ayuda de sus amigos). Para empezar, siga el procedimiento de la Dra. Navideña y saque *una sola* muestra aleatoria de 22 valores de la tabla 5.1; luego calcule $SE_{\bar{x}}$ para esta muestra con la ecuación 5.8. ¿Es este valor mayor o menor que el de 0.28 que ella obtuvo de su muestra de 10? A continuación, saque 20 muestras aleatorias e independientes de las longitudes en la tabla 5.1, pero ahora cada una con $n = 22$. Para cada muestra de 22 longitudes, calcule \bar{x} y s^2 igual que antes. ¿Son estas medias más similares entre ellas que lo que eran las de $n = 10$? Nuevamente, calcule la desviación estándar (ecuaciones 5.6 y 5.7) de estas 20 medias de muestras y compárela con el estimado ($SE_{\bar{x}}$) que calculó basado sólo en la primera muestra de 22. ¿Qué tan cercanos son los dos valores?

equivocarse. Su muestra podría estar entre el 10%, 5% ó 1%, respectivamente, de las muestras en las que el intervalo de confianza no incluye el valor verdadero de μ . Vaya al recuadro 5.3 y véalo por usted mismo/a. Técnicamente hablando, con una muestra limitada la única manera en que la Dra. Navideña puede reducir a cero el riesgo de que su intervalo de confianza no incluya la μ , es incrementar la amplitud del intervalo hasta $(0, \infty)$, lo cual no es muy útil. La única manera de reducir los límites de confianza hasta el punto de precisar el valor exacto de μ sin equivocarse, es aumentar n hasta haber muestreado la totalidad de la población estadística (y biológica en este caso). Pero n limitado a 10, la única manera de reducir los límites de confianza es aumentar el riesgo de que no incluyan a μ , hasta el punto absurdo de aceptar un valor de P cercano a cero si desea especificar el valor de μ con precisión – lo cual no es muy útil tampoco. Entonces, el punto de compromiso es aceptar un intervalo de confianza algo nebuloso que, en términos prácticos, tiene un riesgo bajo, pero no trivial, de no incluir el verdadero valor de μ .

Recuadro 5.3. El riesgo de hacer la inferencia errada

Para cada una de las 20 muestras de $n = 10$ que usted sacó en la primera parte del ejercicio del recuadro 5.2, calcule $SE_{\bar{x}}$ (ecuación 5.8) y luego, de nuevo con la ayuda de sus amigos si es posible, compute los intervalos de confianza del 90%, 95% y 99% para μ . Ahora confirme si los 20 intervalos del 99% incluyen el verdadero valor de μ . ¿Qué tal los 20 intervalos del 95%? ¿Y los 20 del 90%? ¿Qué le dice esto? En teoría, en promedio dos de los 20 intervalos del 90% y uno de los 20 intervalos del 95% no incluirían μ , mientras que sólo una de 100 muestras aleatorias no incluiría μ en el intervalo del 99%, ¿correcto? Si ha terminado el segundo ejercicio del recuadro 5.2, ahora calcule los tres intervalos de confianza para cada una de las 20 muestras de $n = 22$. ¿El aumento en n produce intervalos de confianza más estrechos? Pero, ¿aún hay algunos intervalos de confianza – especialmente en el nivel del 90% – que no incluyen el verdadero valor de μ ?

La utilidad de los intervalos de confianza

Ya se ha familiarizado usted con un método para relacionar muestras pequeñas y grandes preguntas: usar los datos de la muestra para estimar los valores de los parámetros desconocidos que son relevantes a la pregunta. Note que esto se puede extender al cálculo de errores estándar e intervalos de confianza no sólo para μ sino también para otros parámetros tales como σ^2 , σ , el CV de la población estadística, una proporción o la pendiente y el intercepto de una línea recta⁷. Algunos profesionales de la estadística destacados que trabajan en ecología de campo o la conservación biológica, opinan que los intervalos de confianza constituyen una forma mucho más válida de inferencia estadística que las pruebas estadísticas (Yoccoz 1991; Gerard, Smith y Weerakkody 1998; Johnson 1999). No voy a ir tan lejos en este libro, pero le recomiendo calcular intervalos de confianza cuando quiera que sean apropiados para el tipo de datos que ha tomado y la pregunta que ha formulado. Además, algunas lecciones que se aprenden de los intervalos de confianza – tales como el riesgo que siempre se corre de estar equivocado y la tremenda importancia del tamaño de la muestra – son indispensables para la discusión más compleja de la inferencia estadística que sigue a continuación.

Inferencia estadística para preguntas comparativas

Si usted está formulando una pregunta comparativa, se está preguntando si el factor de diseño tiene un efecto sobre los valores de la variable de respuesta. Por ejemplo, recuerde la pregunta sobre la tala selectiva del capítulo 4. Para cualquier variable de respuesta, tal como el número de especies de aves del bosque encontradas en promedio por unidad de evaluación dentro de la unidad de respuesta, usted se pregunta si existe una diferencia biológicamente importante entre las unidades de respuesta ST y las TS. Esta pregunta, como muchas otras, se refiere no sólo a los valores que salen de las unidades de respuesta particulares en sus muestras, sino también a las dos poblaciones estadísticas que ellos representan. En otras palabras, usted se pregunta si $\mu_{ST} \neq \mu_{TS}$, o sea, si hay una diferencia entre las medias de las dos poblaciones estadísticas que consisten en la diversidad promedio de aves por unidad de evaluación, a través de todas las posibles unidades de respuesta ST y TS en la reserva. Su inquietud estadística es saber si las medias de las dos poblaciones estadísticas de valores, la que pertenece a las parcelas TS y la que pertenece a las áreas ST, son diferentes. Su inquietud de conservación

es que las medias de las poblaciones estadísticas pueden diferir tanto o más que una magnitud δ (delta), la cual se considera *biológicamente significativa*.

La mayoría de las discusiones en este capítulo, así como en el capítulo 4, se refieren a preguntas que involucran factores de diseño con niveles categóricos. Igualmente, usaremos el concepto de δ – y la letra e – para referirnos a la diferencia desconocida y verdadera entre las medias de las diferentes poblaciones estadísticas de observaciones (valores de la variable de respuesta) que pertenecen a cada nivel categórico, como por ejemplo entre μ_{ST} y μ_{TS} . No obstante, se puede aplicar un razonamiento similar a las preguntas, igualmente comunes e importantes, que tienen factores de diseño con niveles continuos. En estos casos, la inquietud estadística sería si la variación en el nivel del factor de diseño en las unidades de respuesta, tiene un efecto sobre la variación en los valores de la variable de respuesta a través de toda la gama de niveles posibles. Su inquietud de conservación sería que dicho efecto cuantitativo dentro de la población estadística podría ser de una magnitud e que es biológicamente significativa. [Técnicamente, el símbolo no debería ser e sino una letra griega, ζ ? Alguien se confundió . . .] Tanto δ como e se llaman a veces *magnitud (o tamaño) del efecto*. En los ejemplos que siguen trataremos con niveles categóricos y δ simplemente porque la lógica será más clara de esta manera.

Filosofía

Con respecto al problema de la tala selectiva y la diversidad de aves, ya sabemos que no podemos conocer μ_{ST} y μ_{TS} con certeza. Lo único que conocemos consiste en \bar{x}_{ST} y \bar{x}_{TS} , las medias de las muestras tomadas de las unidades de respuesta respectivas. Es casi seguro que \bar{x}_{ST} y \bar{x}_{TS} tienen diferentes valores. Pero esta diferencia entre las medias de las muestras, ¿necesariamente indica que hay una diferencia δ real entre μ_{ST} y μ_{TS} ? De hecho, en el ejercicio del recuadro 5.3, las medias que se calcularon para las diferentes muestras también salieron diferentes, a pesar de que todas las muestras provenían de la misma población estadística de los 99 caimanes, ¿no? Observe la figura 5.2, donde la verdadera δ es cero, pero por azar se han muestreado unidades de respuesta con valores más altos en una población estadística y valores más bajos en otra. Si concluyéramos que las μ son diferentes, estaríamos equivocados. Por otra parte, podría existir una diferencia δ real (y biológicamente importante) entre μ_{ST} y μ_{TS} , pero por azar podríamos muestrear las unidades de respuesta con valores más bajos en la población con el valor mayor de μ , y las unidades con valores altos en la que tiene el valor menor de μ (figura 5.3). En este caso obtendríamos una diferencia minúscula entre \bar{x}_{ST} y \bar{x}_{TS} que no permitiría discernir la verdadera diferencia δ . Por lo tanto no podríamos inferir que el factor de diseño tiene algún efecto sobre la variable de respuesta.

¿Depende la probabilidad de cometer uno u otro error, del tamaño de muestra? Por supuesto. Si usted ingenuamente utilizara el diseño 7 para responder la pregunta de la tala selectiva, según lo que discutimos en el capítulo 4, casi con seguridad encontraría una diferencia entre los dos valores. De nuevo, el número de unidades de respuesta es ridículo: $n_{ST} = 1$ y $n_{TS} = 1$. Basado en estos tamaños de muestra, ¿podría usted concluir con confianza que hay una diferencia δ real entre μ_{ST} y μ_{TS} en la periferia de la reserva, y basar sus decisiones de manejo en esta conclusión? Espero que no. Por otra parte, podría realmente existir una gran diferencia δ entre μ_{ST} y μ_{TS} pero con tamaños de muestra de 1 y 1, usted no podría atribuir la diferencia observada al factor de diseño, ya que honestamente no se puede saber si simplemente se debe a la variación intrínseca (vea el capítulo 4).

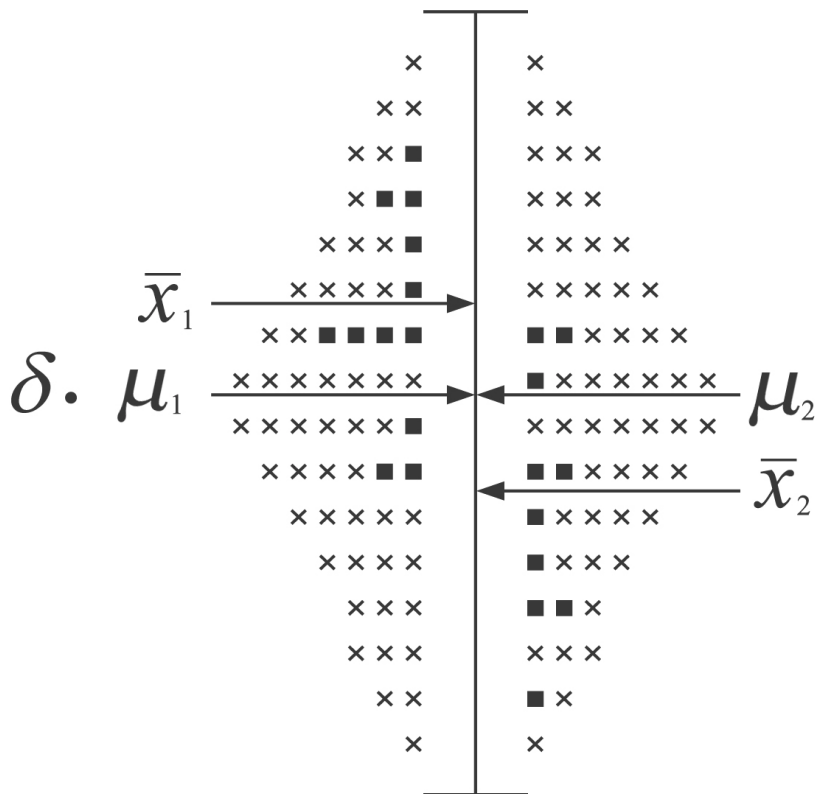


Figura 5.2.

La ilusión de una diferencia. Dos poblaciones estadísticas de observaciones (separadas por la línea vertical), con valores que aumentan de abajo hacia arriba de la figura. No hay una diferencia (δ) apreciable entre las medias de las dos poblaciones μ_1 y μ_2 , pero usted no lo sabe. Por azar, la muestra de diez observaciones (cuadritos oscuros) obtenida de la primera población incluye una superabundancia de sus valores más altos, mientras que la muestra de la segunda población incluye una preponderancia de sus valores más bajos, de manera que las medias de las dos muestras difieren bastante.

Digamos que usted ha sido más sensato y ha empleado el diseño I2, con $n_{ST} = 6$ y $n_{TS} = 6$, y ha encontrado que $\bar{x}_{ST} > \bar{x}_{TS}$. De hecho, ha encontrado que en cada uno de los seis bloques el número de especies de aves de bosque en la parcela ST excede el número en las parcelas TS. ¿Puede entonces concluir con confianza absoluta que $\mu_{ST} > \mu_{TS}$ y proceder a desarrollar pautas de manejo? Es decir, ¿puede usted inferir que si pudiera muestrear todas las áreas ST y TS teóricamente posibles, esta desigualdad se mantendría? No necesariamente. Aun con seis réplicas por nivel, existe la posibilidad de que su muestreo se parezca al de la figura 5.2. Mientras mayor sea la variación intrínseca dentro de las dos poblaciones estadísticas, más difícil será hacer inferencias, basado sólo en las muestras, sobre la verdadera naturaleza de μ_{ST} y μ_{TS} . Sin embargo, mientras más grande sea la muestra, esto será menos difícil.

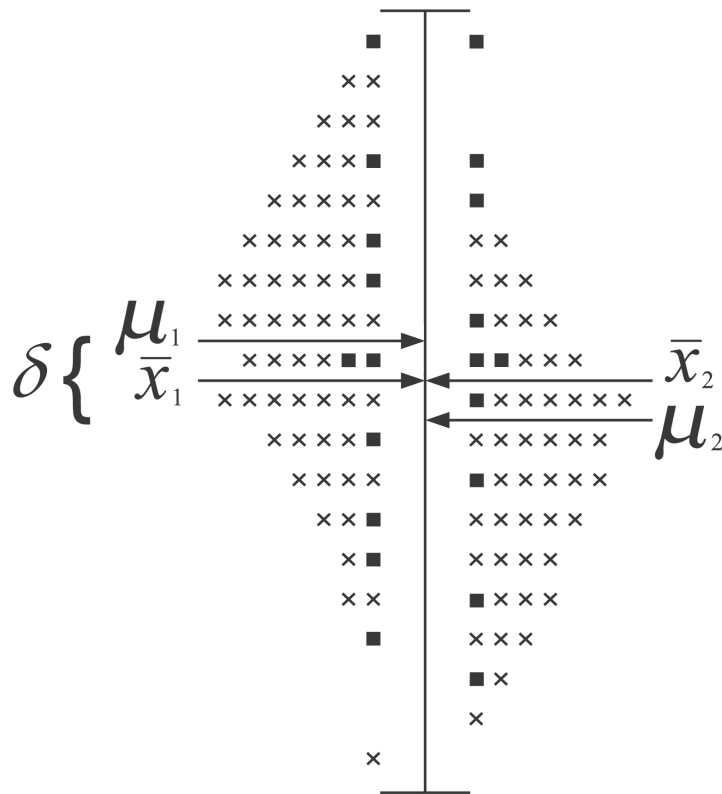


Figura 5.3.

La ilusión de igualdad. Como en la figura 5.2, pero esta vez existe una diferencia sustancial entre las medias de las dos poblaciones μ_1 y μ_2 . Sin embargo, usted no lo sabe. Por azar, usted ha obtenido una muestra de cada población con una distribución similar de valores, de modo que las medias de las muestras no difieren apreciablemente.

La inferencia para preguntas no direccionales

En muchos casos, resulta que responder preguntas comparativas a través de la inferencia estadística se reduce a intentar distinguir entre los efectos cuantitativos del factor de diseño sobre las muestras de valores, y los efectos cuantitativos de la variación intrínseca dentro de la(s) población(es) estadística(s) de valores. Note cuán importante es este intento para su inquietud de conservación, sus pautas de manejo o para su estudio de campo básico. ¿No sería bueno encontrar un medio más objetivo de distinguir entre estas dos fuentes de variación dentro de una variable de respuesta? Esto es exactamente para lo que son las *pruebas estadísticas*.

Para comenzar una prueba estadística, *antes de la toma de datos* se debe formalizar el dilema en forma de dos *hipótesis estadísticas* con respecto a la variable de respuesta particular. Éstas son, por supuesto, la hipótesis estadística nula H_0 y la hipótesis estadística alterna H_A (vea las figuras 2.1, 2.4 y 2.5). Las hipótesis se presentan de la siguiente forma:

H_0 : *no existe* un efecto del factor de diseño sobre los valores de las observaciones a través de la población estadística.

H_A : *sí existe* un efecto del factor de diseño sobre los valores de las observaciones a través de la población estadística.

En el uso común de la inferencia estadística clásica, todo lo que se hace después de tomar los datos es evaluar H_0 y decidir si se rechaza o no. Es decir, se evalúa la posibilidad de que el patrón observado en los datos tomados, o *patrones aún más extremos*, pudieran haber sido generados por los azares de muestrear de una población estadística en la que H_0 es cierta. Como de costumbre, su evaluación nunca puede tener 100% de certeza. Es decir, si basado en los datos de su muestreo decide rechazar H_0 e inferir que el factor de diseño tiene algún efecto, usted siempre corre el riesgo de estar equivocado sin saberlo, lo que constituye un *error estadístico de Tipo I*. Por ejemplo, una investigadora que tomara los datos de la figura 5.2 y decidiera rechazar H_0 , estaría cometiendo un error de Tipo I sin poder saberlo. Por otro lado, también se corre el riesgo de equivocarse en la dirección opuesta, cometiendo el *error estadístico de Tipo II*, cuando decide *no* rechazar H_0 . El investigador que tomara los datos de la figura 5.3 y decidiera no rechazar H_0 , cometería este tipo de error sin poder saberlo. Esta dicotomía clara entre errores de Tipo I y de Tipo II es imprescindible en la inferencia estadística práctica, y lo que es más importante aún, en la toma de decisiones de conservación basadas en la indagación, como ya lo veremos.

Para resumir: *el error de Tipo I consiste en rechazar la hipótesis nula cuando no debería haberlo hecho, y el error de Tipo II es no rechazarla cuando sí debería haberlo hecho*. Por supuesto, usted nunca sabrá si está cometiendo tales errores. Lo único que sabe es que cualquiera que sea su decisión sobre la hipótesis nula, siempre hay un riesgo de equivocarse. Así es la vida.

Tradicionalmente, los investigadores han sido mucho más temerosos de cometer el error de Tipo I que el de Tipo II. El concepto del error de Tipo II apenas se menciona en muchos textos y cursos de la estadística. ¿Por qué esta disparidad? La variación intrínseca y los azares del muestreo aleatorio siempre van a crear patrones ilusorios en los datos (vea la figura 5.2). Así, antes de atribuir esos patrones a la influencia del factor de diseño, la mayoría de los investigadores quieren sentirse muy confiados – reconociendo que nunca se puede tener 100% de confianza – de que han reducido el riesgo de cometer un error de Tipo I a un nivel bajo y aceptable. Si los investigadores siguen debidamente la práctica tradicional, deben decidir objetivamente, *antes* de tomar los datos, cuál será el nivel más alto de α (alfa) que están dispuestos a aceptar, donde α se define ahora como *la probabilidad de cometer el error de Tipo I*. En términos precisos, además de formalizar las dos hipótesis estadísticas para la variable de respuesta particular, usted debe seleccionar el *nivel de rechazo*, o α_{rech} antes de tomar el primer dato. El valor de α_{rech} representa el riesgo más alto que está dispuesto a correr, de cometer un error Tipo I por haber decidido rechazar la H_0 . Al igual que en la selección de intervalos de confianza, el nivel de rechazo suele ser $\alpha_{rech} = 0.05$ ó 5%. No hay nada mágico en el valor de 0.05, excepto que la mayoría de los seres humanos tenemos cinco dedos en la mano y por consiguiente el 5 (de hecho el 10 – las dos manos) es la base de nuestro sistema numérico. Si usted estuviera dispuesto a correr un riesgo mayor de cometer un error de Tipo I, por motivos que se explican más adelante, podría seleccionar un α_{rech} de 0.10 ó más. Alternativamente, si el costo social, económico, o para la salud o la conservación, de cometer un error de Tipo I fuera particularmente grave, usted podría seleccionar un α_{rech} de 0.01 ó más bajo aún. Si después de realizar su estudio, el análisis mostrara que si hubiera decidido rechazar

la hipótesis nula, el riesgo de cometer el error de Tipo I excedería el valor predeterminado de α_{rech} , usted no podría rechazar legítimamente la hipótesis nula, no importa qué tan tentado se sienta. Usted tendría que jugar de acuerdo a las reglas que usted mismo adoptó antes del estudio. Por otra parte, si el análisis mostrara que el riesgo de cometer el error de Tipo I fuera igual o menor que α_{rech} entonces usted sí podría decidir rechazar la hipótesis nula.

Entonces, ¿cómo es el procedimiento preciso para llegar a esta decisión tan importante? Aquí va, a partir de los pasos preliminares. *Para cada variable de respuesta:*

(1) Antes de la toma de datos:

- (a) Especificar H_0 estadística, H_A estadística.
- (b) Seleccionar el valor de α_{rech} .

(2) Tomar los datos.

(3) Siempre y cuando sea posible, calcular los estadísticos de la(s) muestra(s), tales como \bar{x} y s^2 . A menudo se ingresan estos estadísticos mismos en la ecuación del próximo paso, a veces se ingresan los datos crudos y (en el caso de muchas pruebas no paramétricas – vea más adelante) a veces se ingresan los *rangos* de los datos crudos.

(4) Ingresar los valores requeridos en la ecuación particular de la prueba estadística elegida, y calcular el valor particular del *estadístico observado de prueba*. O sea,

- (a) el *estadístico observado de prueba*: según la clase de prueba elegida, éste es el valor particular que se obtiene al resolver la ecuación.

(5) Pasar a la tabla que corresponde a la clase de prueba elegida y (en el caso típico) buscar la fila que corresponde al número de *grados de libertad* (*g.l.*, *d.f.* ó *v*). Localizar la columna en la que cae su estadístico observado de prueba. No se preocupe por ahora por las palabras “grados de libertad”. Hablando en términos prácticos, es un número particular que está determinado por el tamaño de muestra y la prueba particular que se utiliza.

(6) Los valores que encabezan las columnas de la tabla suelen ser los de α y así se pueden llamar valores de $\alpha_{tabulado}$. El valor particular de $\alpha_{tabulado}$ que se encuentra según el Paso 5, lo que pertenece a sus datos propios, se denomina $\alpha_{observado}$ o α_{obs} . A menudo α_{obs} se llama *P*, el valor de *P*, o en inglés “*P* - value”, pero su magnitud numérica y su significado son lo recíproco de los del valor *P* en los intervalos de confianza. O sea,

- (a) α_{obs} : éste es el valor particular que se obtiene al ingresar el estadístico observado de la prueba (y el valor de *g.l.* particular para el juego de datos) en la tabla correspondiente a la prueba elegida.

- (b) A menos que se use un paquete estadístico en la computadora, casi siempre el valor del estadístico observado de prueba cae entre dos de los valores tabulados y, por consiguiente, el valor preciso del α_{obs} cae entre dos de los valores de $\alpha_{tabulado}$ que encabezan las columnas respectivas. En tal caso se presenta el resultado como:

$$0.xx < \alpha_{obs} < 0.yy$$

como por ejemplo $0.002 < \alpha_{obs} < 0.005$ (ó, $0.002 < P < 0.005$). Alternativamente se puede estimar el valor preciso de α_{obs} aplicando “la regla de tres” (por interpolación). Sin embargo, es posible que tal estimación no sea muy exacta.

(7) ¿Cómo se usa e interpreta el valor del α_{obs} ?

(a) El valor preciso de α_{obs} indica la probabilidad de que el patrón aparente en los datos crudos o un patrón aún más extremo, podría haber sido producido por una(s) población(es) estadística(s) que no presentara(n) tal patrón. O sea, indica la magnitud precisa del riesgo (según los supuestos) de cometer el error Tipo I si se decide rechazar la H_0 en base a la muestra de datos.

(b) La comparación entre el valor del α_{obs} y el de α_{rech} , permite tomar la decisión “cualitativa” de rechazar o no la H_0 . Si $\alpha_{obs} \leq \alpha_{rech}$, cualquiera que sea el valor particular de α_{obs} se rechaza la H_0 . Si $\alpha_{obs} > \alpha_{rech}$, cualquiera que sea el valor particular de α_{obs} no se rechaza la H_0 . En el segundo caso, ya no se corre ningún riesgo de haber cometido un error Tipo I, ¿verdad? [aunque ahora se corre el riesgo de haber cometido un error Tipo II, ¿no?].

(8) Al escribir el resumen de los datos, en el informe o el trabajo publicado siempre se debería presentar: (a) los estadísticos de la muestra; (b) el tamaño de muestra n para cada uno de los k niveles del factor de diseño, si los niveles son categóricos [si son continuos, se presenta el tamaño de muestra n total de unidades de respuesta]; (c) si es apropiado, los intervalos de confianza para los parámetros de interés; (d) el estadístico observado de la prueba (con su valor particular de $g.l.$) y (e) el valor preciso de α_{obs} .

En resumen, se debería mirar al valor de α_{obs} desde dos perspectivas. La más importante es la ya descrita (paso 7a): α_{obs} es la probabilidad precisa de cometer un error de Tipo I si se rechaza la hipótesis nula, sea el valor de α_{obs} de 0.049, 0.273, 0.00000073 ó 0.050001. La otra perspectiva (7b), si usted está siguiendo la idea del nivel predeterminado de rechazo, consiste en comparar este valor de α_{obs} con el valor previamente seleccionado para α_{rech} . Éste es el momento de ser absolutamente honesto. Un valor de $\alpha_{obs} \leq \alpha_{rech}$ le permite rechazar H_0 , mientras que si $\alpha_{obs} > \alpha_{rech}$, no se puede rechazar. En caso de que se decida rechazar H_0 , y en particular si se había seleccionado el valor tradicional de α_{rech} de 0.05, casi todos dirían que los resultados son *estadísticamente significativos*. Se debe reconocer, sin embargo, que esta etiqueta es simplemente una convención que se refiere al máximo riesgo aceptable de cometer un error de Tipo I (5%), convención que representa el “síndrome de los cinco dedos” mencionado antes. Piense cuán diferentes serían las conclusiones de muchos estudios en ecología y conservación, si hace siglos los humanos hubieran tenido tres o siete dedos en cada mano.

¿Distintas reglas de inferencia para preguntas direccionales?

La mayoría de las preguntas comparativas simplemente indagan si los niveles del factor de diseño tienen algún efecto biológicamente significativo – positivo o negativo – sobre los valores de la variable de respuesta. Éstas son preguntas *no direccionales*. Todas las versiones de la pregunta de la tala selectiva en el capítulo 4, y todas las preguntas de trabajos publicados que se presentaron en el capítulo 3, eran no direccionales. Cuando analizamos los resultados de un estudio basado en una pregunta no direccional, siguiendo el proceso descrito arriba, aplicamos las denominadas pruebas estadísticas “de dos colas” y registramos valores de α_{obs} “de dos colas”. Generalmente, esto no requiere un *esfuerzo*: el *te* suele proveerle la ecuación para una prueba de dos colas y la tabla da los valores de $\alpha_{tabulado}$ y α_{obs} correspondientes. Igualmente, hemos supuesto arriba que estamos siguiendo procedimientos de dos colas.

A veces el investigador tiene motivo para sospechar, o temer, que el factor de diseño tendrá un efecto en una sola dirección. Él o ella podría desear formular una pregunta *direccional*, tal como: “en la periferia de la reserva, ¿hay *menos* especies e individuos de ranas en las parcelas TS que en las áreas ST?” En nuestras disciplinas y en otras como las ciencias sociales y las del comportamiento, a menudo se plantean preguntas direccionales y se sigue un procedimiento de inferencia ligeramente diferente, que consiste en pruebas estadísticas “de una cola” y valores distintos de α_{tabulado} y α_{obs} . ¿Por qué haría uno esto? La respuesta pragmática: para un juego de datos dado, es el doble de fácil que α_{obs} sea menor a α_{rech} y el doble de fácil de rechazar H_0 con una prueba de una cola, que con una prueba de dos colas.

El uso de procedimientos de una cola es muy controvertido. Muchos textos de estadística y algunos estadísticos profesionales opinan que los procedimientos de una cola son válidos si se usan debidamente. Otros profesionales afirman que son válidos sólo bajo ciertas circunstancias que casi nunca se presentan en investigaciones de campo, sean básicas o aplicadas (S. H. Hurlbert, comunicación personal). Independientemente de su validez técnica, en la práctica los procedimientos de una cola rara vez se usan correctamente, en parte debido a la confusión creada por algunos textos y tablas estadísticas (ver más adelante) y se debe decir, a veces cuando el investigador manipula conscientemente el proceso de inferencia estadística con el fin de poder rechazar H_0 . No hay una razón biológica fuerte para usar procedimientos de una cola, aun cuando pretenda hacerlo con gran cuidado y honestidad. De hecho, ese pensamiento “de una vía” limita la posibilidad de descubrir patrones y procesos imprevistos. Con estas consideraciones, lo mejor es obedecer la siguiente regla: *nunca use pruebas de una cola o valores de α_{tabulado} y α_{obs} de una cola*. En particular tenga cuidado si usted usa el texto de Siegel y Castellan (1988, 1995): en algunas tablas se presentan valores para procedimientos de dos colas, en otras para una o dos colas, y en otras aun, sólo para una cola, a veces sin un aviso claro. Si encuentra una tabla estadística, en el libro de Siegel y Castellan o cualquier otro, que sólo provee valores de una cola de α_{tabulado} , todo lo que tiene que hacer es doblar todos los valores de α_{tabulado} (por ejemplo, una columna con encabezamiento “ $\alpha = 0.05$ ” se convertiría en “ $\alpha = 0.10$ ”). Con esto tendrá una tabla para pruebas de dos colas, como se ha descrito en la sección anterior.

Toda esta discusión sobre errores de Tipo I y II, α de cualquier subíndice, valores de α de una o dos colas y rechazo o aceptación de hipótesis nulas, le puede parecer extraordinariamente trivial, esotérica y confusa. Sin embargo, usted debe reconocer que los procedimientos de inferencia estadística que hemos discutido han jugado un papel predominante en la ecología básica y la conservación biológica por muchos años, y no hay señas de que esto vaya a cesar. El “significado estadístico”, ese valor mágico de 0.05, dicta muchas más conclusiones y decisiones de las que debería (Yoccoz 1991; Crome 1997; Johnson 1999). Aun así, las pruebas estadísticas pueden ser usadas e interpretadas debidamente, en cuyo caso teóricamente pueden proveer una herramienta lógica, filosófica y práctica muy valiosa.

Recetas para pruebas estadísticas

Si usted quiere aplicar una prueba estadística a unos datos reales, vaya a otro lado (vea la nota I de este capítulo) y tenga cuidado. Existe una tremenda variedad de pruebas estadísticas paramétricas, que corresponden a la gran diversidad de posibles diseños de estudios. Algunas pruebas son muy sencillas, como por ejemplo la bien conocida prueba t de dos muestras, que podría ser útil para el diseño II del capítulo 4, o la prueba t para muestras pareadas, posiblemente útil para el diseño I2.

Otras son sumamente complejas. El número de pruebas complejas disponibles crece exponencialmente a medida que los paquetes para computadora se vuelven más sofisticados. Todas las pruebas paramétricas, sin embargo, tienen ciertos supuestos sobre la naturaleza de la población estadística, de la variable de respuesta y del procedimiento de muestreo. Regresaremos a este punto más adelante en este capítulo.

Más allá de α : cómo convertir la inferencia estadística en una poderosa herramienta de conservación

Si usted es un(a) científico(a) o administrador(a) de la conservación, debería tener tanto temor de cometer un error de Tipo II como de cometer uno de Tipo I (figura 5.4). A menudo la inquietud de conservación involucra una amenaza potencial a la integridad de su área protegida, o la posibilidad de que algunas pautas alternativas afecten la reserva de una manera menos benigna que otras. Si usted se embarca en una investigación, realiza un estudio experimental o de observación y no rechaza H_0 , según el razonamiento de la sección anterior *no* puede inferir legítimamente que debería preocuparse por el posible efecto del factor de diseño – en este caso, la amenaza o la pauta que se elija. Sin embargo, ¿qué pasaría si al tomar esta decisión usted cometiera desprevencidamente un error de Tipo II? Si estuviera aplicando con rigurosidad el esquema de la figura 2.4 y la secuencia de pasos en la sección anterior, con el fuerte énfasis en α que es típico de la inferencia estadística tradicional, usted estaría ignorando alegremente la amenaza potencial para la integridad de la reserva o la potencial diferencia, biológicamente significativa, en el resultado de aplicar pautas alternativas. El riesgo para la conservación de cometer el error estadístico de Tipo I, debe ser balanceado contra el riesgo de cometer un error de Tipo II. El problema es que no se puede minimizar ambos riesgos al mismo tiempo, a menos que se aumente el tamaño de muestra al infinito. ¿Cuál sería un compromiso aceptable?

Errores de Tipo II y potencia estadística

Hemos definido α como el riesgo de cometer un error de Tipo I si se decide rechazar H_0 . Definamos β (beta) como el riesgo de cometer un error de Tipo II (vea la figura 5.3) si se decide *no* rechazar H_0 . Al igual que α , en teoría β puede variar entre 0.0 y 1.0. En el peor de los casos, el factor de diseño podría tener un efecto verdadero muy fuerte sobre la población estadística de la variable de respuesta, pero su estudio es tan débil que usted jamás podría rechazar H_0 (es decir, $\beta = 1.0$). ¿Cuál sería un valor aceptable de β que debería tratar de alcanzar en su estudio? ¿Será 0.01, 0.05, 0.10, 0.20 ó 0.40? La elección de β , al igual que α , depende de usted. A diferencia de α , no existe una convención para β , aunque en la bibliografía reciente sobre conservación y manejo se presenta algunas sugerencias⁸.

Para un conjunto dado de n datos, α y β están inversamente relacionados. Si usted insiste en un valor de α muy bajo, ¿está aumentando el riesgo de cometer un error de Tipo II cuando decide no rechazar H_0 ? Si se permite un valor más alto de α para disminuir β , ¿está aumentando el riesgo de cometer un error de Tipo I si decide rechazar H_0 ? ¿Es la posibilidad de distinguir entre cualquier efecto del factor de diseño y el “ruido de fondo” de la variación intrínseca, mayor cuando el verdadero (y desconocido) valor de δ (ó e) es grande que cuando es pequeño? ¿Diferirán los dos riesgos, α y β , entre un estudio con n réplicas de las unidades de respuesta por nivel, y uno con exactamente los mismos valores de \bar{x} y s^2 pero con $3n$ réplicas por nivel? La respuesta a todas las preguntas es sí. Reflexione un poco sobre las preguntas, refiriéndose a las figuras 5.2 y 5.3, antes de continuar.

Definamos un término matemáticamente sencillo pero conceptualmente crucial. La *potencia de una prueba estadística* es el recíproco del riesgo β de cometer un error de Tipo II para un juego particular de datos, o sea la potencia de la prueba = $(1-\beta)$. En aquellas indagaciones que tienen niveles categóricos en el factor de diseño, la potencia de la prueba es la probabilidad de que, al usar esta prueba, se rechace H_0 si hay una diferencia igual o mayor a δ entre las poblaciones estadísticas de observaciones para cada nivel. En otras palabras, la potencia de la prueba es la probabilidad de rechazar H_0 cuando de hecho usted debería hacerlo. Hay cuatro factores que influyen en la potencia de una prueba:

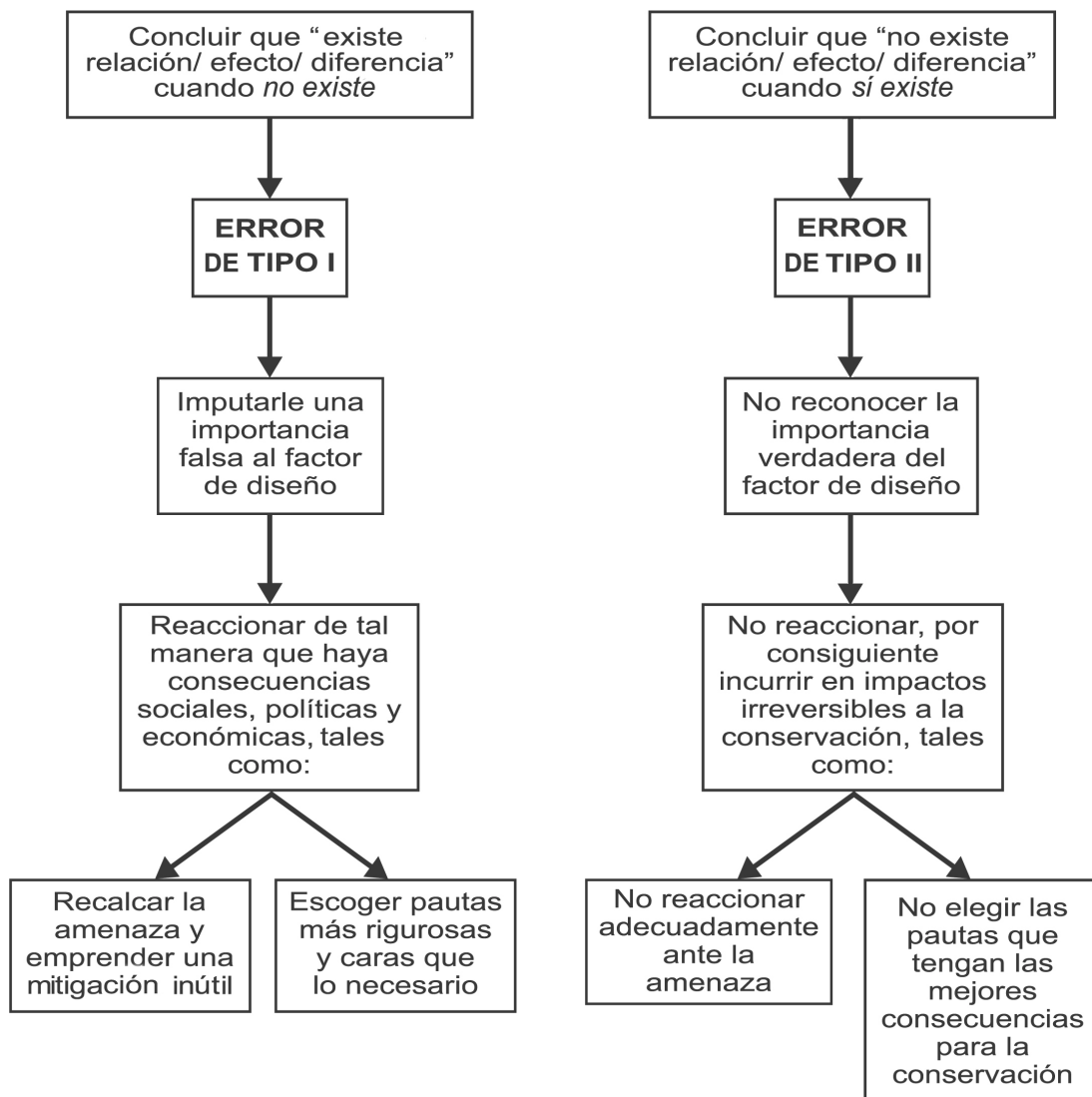


Figura 5.4.

Los costos para la conservación de cometer un error estadístico de Tipo I o de Tipo II. ¿Cuál lado, el derecho o el izquierdo, le preocupa más a usted? Modificado de Noss (1991).

- (1) Para un conjunto de datos dado, la potencia aumenta a medida que se relaja α_{rech} (es decir, a medida que se permite que aumente el riesgo de cometer un error de Tipo I).
- (2) Para un conjunto de datos dado, la potencia aumenta a medida que aumenta la magnitud de δ (u otro efecto del factor de diseño).
- (3) Para unas α_{rech} y β dadas, la potencia aumenta a medida que se aumenta n .
- (4) En los casos en que los datos pueden analizarse con más de una clase de prueba estadística, la potencia podría variar algo entre las diferentes clases de pruebas.

¿Muy poca o demasiada potencia?

Veamos adonde nos llevan estos cuatro factores en la práctica. Si usted fuera un ecólogo mercenario empleado por una empresa de minería de oro que está vertiendo mercurio y cianuro en la cuenca local, para hacer una evaluación de impacto ambiental, reconocería que casi con seguridad existe una diferencia δ verdadera y notoria en la calidad del agua entre arroyos afectados y no afectados. ¿Cómo podría usted *disminuir* la potencia estadística, para aumentar la probabilidad de no poder rechazar H_0 y así complacer a su jefe, quien así podrá decir, “¿vieron? nuestras actividades no tienen un efecto significativo”? Según las relaciones que se acaba de presentar, usted podría (1) disminuir α_{rech} y/o (2) mantener n muy pequeño, o (3) aplicar el tipo de prueba más débil posible. ¿Suceden tales procesos sucios en la realidad? Indudablemente, y usted debería estar consciente de la posibilidad. Ahora, realmente, ¿querría usted mismo disminuir la potencia estadística de esta manera? De veras, espero que no. Más bien, debería buscar una potencia estadística razonablemente alta. Pero esto también tiene un límite. Se necesita un n lo suficientemente grande para proveerle de suficiente potencia para poder detectar una diferencia δ biológicamente significativa, pero no tanto como para terminar detectando una δ microscópica.

Por ejemplo, el Dr. Félix Cumpleaños está preocupado de que la escorrentía de los campos agrícolas que drenan en la laguna Encontrada, la cual no está protegida, puede estar retardando el crecimiento de los caimanes en comparación con los de la prístina laguna Olvidada que ha sido estudiada por la Dra. Navideña. Note que él sólo está comparando dos sitios: su diseño no pretende evaluar el efecto de la escorrentía agrícola en sí. El Dr. Cumpleaños se embarca en un programa de muestreo exhaustivo y mide 72 de los 99 caimanes de la laguna Olvidada (tabla 5.1), más 427 de la laguna Encontrada. Con este tremendo tamaño de muestra, el α_{obs} es más bajo que el α_{rech} de 0.01 que él había elegido antes de tomar los datos. El Dr. Cumpleaños anuncia que los caimanes de la laguna Encontrada son significativamente más pequeños, *estadísticamente hablando*, que los de la laguna Olvidada. Sin embargo, la diferencia observada en sus datos entre $\bar{x}_{Encontrada}$ y $\bar{x}_{Olvidada}$ es de 1.2 mm, y sin que él pueda saberlo, la diferencia δ verdadera entre $\mu_{Encontrada}$ y $\mu_{Olvidada}$ es de 1.3 mm. Sus resultados son *estadísticamente* significativos, pero, ¿son *biológicamente* significativos? A mí me parecen triviales. Por otra parte, el ecólogo sin escrúpulos que trabaja para la empresa minera, podría lograr no encontrar una diferencia estadísticamente significativa en la calidad del agua pero en el Bar Lemuria, después de tomarse unas catorce cervezas, confiesa que la diferencia “no significativa” realmente representa tremendo significado biológico.

En breve, ¿cuál es un compromiso razonablemente aceptable entre un tamaño de muestra tan pequeño que no será capaz de detectar un efecto δ ó e biológicamente importante, y una muestra tan grande (y

costosa) que casi siempre encontrará un “significado estadístico” en los datos, a pesar de que en la población estadística existe un efecto δ ó e ridículamente pequeño y biológicamente trivial? Vea el apéndice B, el cual aprovecha la relación lógica entre las cuatro variables (α , β , n y δ ó e) para obtener una estimación cruda del tamaño de muestra que se requerirá. En cuanto sea posible, se debería aplicar la técnica del apéndice B, u otra mejor, a un conjunto de datos preliminares antes de realizar el estudio, si hay alguna flexibilidad en el número de réplicas de las unidades de respuesta que se podrá disponer. Es decir, se debe decidir cuál es el tamaño de muestra *por cada nivel del factor de diseño*, que con un valor razonable de α será capaz de proveer una potencia adecuada (digamos, un 80 ó 90%) para rechazar H_0 , si de verdad existe un efecto δ ó e lo suficientemente grande para ser biológicamente significativo. Entonces, ¿cómo se selecciona ese δ ó e biológicamente significativo para ser capaz de detectarlo al menos $[(1 - \beta) \times 100]\%$ de las veces? Ningún libro de estadística se lo dirá, ni yo puedo ayudarle. Le toca a usted decidir cuál será la magnitud del cambio en el valor de la variable de respuesta que indique algo interesante o preocupante.

Si realiza el ejercicio del apéndice B, quizás descubra que el tamaño de muestra (n) requerido es tan alto, que usted no dispone ni del tiempo ni de los recursos para realizar un estudio adecuado. O quizás usted ya está restringido a un n fijo, y al calcular β en lugar de n (Apéndice B) descubra que su tamaño de muestra le da muy poca potencia para rechazar H_0 aun si el efecto δ ó e que usted cree que es biológicamente significativo, realmente existe¹⁰. Sin embargo, ojalá que encuentre que se requiere un tamaño de muestra mínimo que es alcanzable y que le permitirá hacer inferencias con un riesgo bastante bajo de cometer un error, bien sea de Tipo I ó II.

En resumen, como lo demuestra el apéndice B, la inferencia estadística se puede usar en un sentido (para estimar el tamaño de muestra mínimo) que le da una base para diseñar un estudio real que es adecuado en otro sentido (para calcular intervalos de confianza, o decidir si se rechaza H_0 y se procede con confianza a la reflexión y la aplicación de los resultados). Cada vez más profesionales de la conservación, al igual que los que hacen ciencia básica, reconocen lo crítico que es tener en cuenta la potencia estadística al tomar decisiones¹¹. Cada vez más personas reconocen que el riesgo de cometer un error de Tipo II puede ser mucho más grave para la conservación a largo plazo que el riesgo de cometer un error de Tipo I (vea la figura 5.4), y deciden, de mala gana, relajar el nivel de α_{rech} para aumentar la potencia $(1 - \beta)$ en los casos en que n tiene restricciones. Sea que usted aplique o no estos procedimientos a sus propios estudios de campo o decisiones de conservación, al menos debe entender la interacción lógica entre los dos riesgos α y β , el tamaño de muestra n y el verdadero efecto δ ó e que el factor de diseño tiene sobre la variable de respuesta. No poder rechazar H_0 no es lo mismo que haber demostrado que el factor de diseño no tiene efecto. Nunca piense así, por favor.

La inferencia estadística no paramétrica: a menudo la mejor (y más sencilla) opción

La mayoría de los aspectos de la estadística descriptiva o de la inferencia estadística que hemos discutido hasta ahora, suponen que su variable de respuesta involucra una población estadística de valores que presentan una distribución tanto continua (es decir, una observación puede asumir cualquier valor, incluyendo fracciones) como normal (en forma de campana). Además, todos los procedimientos discutidos se basan en el concepto de los parámetros μ y σ^2 y requieren que las estimaciones \bar{x} y s^2 puedan calcularse.

Muchas de las pruebas estadísticas paramétricas más complejas suponen además que las varianzas de las poblaciones de valores son iguales en los diferentes niveles del factor de diseño. No todas las variables de respuesta cumplen con estos criterios. Aun los legendarios caimanes de la tabla 5.1 fueron medidos con una precisión de 0.1 m, de modo que los valores registrados técnicamente no presentan una distribución continua.

De hecho, en muchos casos la variable de respuesta se desvía bastante de los supuestos de las pruebas paramétricas populares. Por ejemplo, digamos que al Dr. Cumpleaños no sólo le preocupa que la contaminación agroquímica haya influido en la talla de los caimanes, sino también que los plaguicidas hayan afectado los procesos endocrinos y por ende la razón de sexos de los caimanes adultos y subadultos. Él desea comparar la razón de sexos de los caimanes de la laguna Encontrada con la de los caimanes de la laguna Olvidada, que está protegida. [De nuevo, esta pregunta involucra sólo las dos lagunas y así la pregunta es: “¿difiere la razón de sexos de los caimanes entre estas dos lagunas?” La pregunta no se refiere a un juego de lagunas expuestas al plaguicida y otro juego de lagunas no expuestas.] Una vez más, el Dr. Cumpleaños muestrea un gran número de caimanes, pero esta vez sólo registra su sexo. La variable de respuesta tiene sólo dos “valores” posibles: las categorías macho y hembra. ¿Son estas categorías numéricas? No. ¿Se puede calcular \bar{x} y s^2 para estas medidas? No, el concepto del “valor promedio de sexo” no tiene sentido. ¿Presenta la variable de respuesta una distribución continua de valores? No. Estos datos tienen poco que ver con la estadística paramétrica. No existe un número teóricamente infinito de categorías para la variable de respuesta, sino sólo dos, que ni siquiera pueden ser ordenadas por su valor (no haga comentarios machistas o feministas, por favor).

Otros casos en los que la inferencia estadística paramétrica sería inapropiada, son menos obvios. El Dr. Cumpleaños tiene otra preocupación: que la contaminación en la laguna Encontrada ha afectado la estructura de población de los caimanes en comparación con los de la laguna Olvidada, o sea, la proporción de caimanes en las distintas clases de edad. Su pregunta es: “¿difiere entre las dos lagunas la distribución de individuos por clases de edad?” Su variable de respuesta puede tomar uno de cuatro “valores”: recién eclosionado, juvenil, subadulto, adulto. Él regresa a las lagunas a muestrear caimanes, no sólo los dos grupos más grandes como antes sino también los más pequeños. A cada individuo capturado le asigna un código (rango) por clase de edad: 1, 2, 3 ó 4. Es decir, la variable de respuesta tiene sólo cuatro valores posibles en lugar de tener un número potencialmente infinito de valores.

En contraste con la pregunta sobre la razón de sexos, en este caso las categorías sí pueden ser *ordenadas*. Un caimán con código 4 es definitivamente más viejo que uno con código 3. ¿Cumplen estos datos con las aproximaciones de la inferencia estadística paramétrica? De ninguna manera. Obviamente, a los caimanes no se les ha asignado una edad con precisión de días, semanas o meses. Simplemente se asignaron a categorías arbitrarias. Con certeza ocurrirán empates en las observaciones – es decir, si el Dr. Cumpleaños obtiene una muestra razonable habrá varios caimanes en la categoría 4, varios en la 3, etc. No tiene sentido calcular la media, mucho menos la varianza, de estas categorías. No hay motivo para pensar que las categorías en la población estadística tengan nada que se parezca a una distribución normal.

En breve, muchos estudios, totalmente válidos, involucran variables de respuesta totalmente válidas para las cuales los análisis estadísticos paramétricos son inapropiados, pero en cambio la *inferencia estadística no paramétrica* sí es apropiada. Considere las tres clases de variables de respuesta que hemos discutido.

Las medidas de la longitud de los caimanes son un ejemplo de los *datos de intervalo*. La escala usada mide con alguna precisión (de 0.1 m) el intervalo entre las longitudes de cualquier par de caimanes, y en teoría dicho intervalo (al igual que la medida de cualquier caimán) puede tener un valor único. Si un conjunto de datos de intervalo cumple con los otros supuestos requeridos por la inferencia estadística paramétrica en general y por la prueba particular elegida, entonces puede proceder con la estadística paramétrica, si lo desea.

Los datos de clases de edad compilados por el Dr. Cumpleaños son un ejemplo de *datos ordinales*. Las categorías de la variable de respuesta pueden ser ordenadas de menor a mayor, o de pequeño a grande. Sin embargo, las observaciones dentro de una categoría dada no pueden ser ordenadas. Por ejemplo, no hay manera de dar valores diferentes a dos individuos que están en la categoría 2. Las categorías mismas son a veces, pero no siempre, arbitrarias. La amplitud de una categoría no es necesariamente igual a la de otra. Por ejemplo, la categoría 1, “recién eclosionado”, puede incluir una gama mucho más estrecha de edades verdaderas y longitudes que la categoría 4, “adultos”. Dependiendo de la naturaleza de estas categorías, la aplicación de una prueba paramétrica a datos ordinales podría variar entre ser un poco, bastante, o ridículamente inapropiado.

Finalmente, “el sexo del caimán” representa una variable de respuesta cuyas categorías no pueden ser ordenadas objetivamente. Estas clases de observaciones se llaman *datos nominales (clasificatorios)*. Cada caimán (la unidad de respuesta y de evaluación) puede ser asignado inequívocamente a una categoría, macho o hembra, de modo que en cada categoría se acumula un conteo o *frecuencia* de caimanes asignados a ella. Las variables de respuesta en muchas indagaciones claves en temas de biodiversidad, involucran datos nominales. Por ejemplo, uno podría preguntarse si la tala selectiva está asociada con un cambio en las frecuencias de las diferentes especies de mamíferos pequeños. La variable de respuesta que se “mide” (registra) en cada individuo capturado, es su especie. No se puede poner en orden ni sacar la media y la varianza de “especie”. Estos datos definitivamente requieren un procedimiento no paramétrico.

La mayoría de los textos estándar de estadística mencionan de paso la inferencia estadística no paramétrica, y Zar (1999) hace una presentación excelente tanto de la aproximación no paramétrica como de la paramétrica. Sin embargo, usted debería consultar otras fuentes más completas si es posible¹². Muchas variables de respuesta en las preguntas más importantes para los problemas de conservación, involucran datos nominales u ordinales y requieren aproximaciones no paramétricas. Muchos conjuntos de datos de intervalo que técnicamente se ajustan a los criterios de la inferencia paramétrica, pueden analizarse con pruebas no paramétricas con mayor confianza. Aunque las pruebas paramétricas para diseños de estudio muy complicados (todavía) no tienen análogos en el mundo no paramétrico, para muchos de los diseños más sencillos existen equivalentes no paramétricos para las pruebas paramétricas que se aplican tradicionalmente. Entre las numerosas clases de procedimientos no paramétricos que hay disponibles para los diferentes diseños, algunos de mis favoritos, lúcidamente descritos en Siegel y Castellan (1988, 1995) y otros textos, incluyen los siguientes:

- la prueba chi-cuadrado para una muestra, por ejemplo para comparar las frecuencias observadas de caimanes machos y hembras con la frecuencia esperada de 1:1¹³;

- la prueba chi-cuadrado para dos muestras (prueba de heterogeneidad o asociación), útil para que el Dr. Cumpleaños compare la razón de sexos de caimanes en los dos lagos (ésta puede ser extendida a más de dos muestras y más de dos niveles del factor de diseño);
- la prueba Kolmogorov-Smirnov para dos muestras, útil para la comparación de las distribuciones de clases de edad entre las dos poblaciones de caimanes;
- la prueba de rangos con signo de Wilcoxon para muestras pareadas, útil para los diseños 10, 12 ó 13 del capítulo 4, si los n fueran más grandes (igualmente la prueba de Friedman para diseños en bloques con más de dos niveles categóricos del factor de diseño);
- la prueba "U" de Wilcoxon-Mann-Whitney para dos muestras independientes, útil para el diseño 11 del capítulo 4 si los n fueran más grandes (igualmente la prueba Kruskal-Wallis para diseños con más de dos niveles discretos del factor de diseño);
- las pruebas de Siegel-Tukey y Moses para comparar la magnitud de la variabilidad entre dos muestras;
- la prueba de correlación de rangos de Spearman, útil para examinar la relación entre dos variables de respuesta medidas en un número de unidades de respuesta cuando ellas mismas constituyen el factor de diseño¹⁴. No se han presentado ejemplos, pero un caso podría ser el número de especies de parásitos en los estómagos de los caimanes de la laguna Olvidada y el número de biólogos consumidos por año, en donde el factor de diseño es simplemente "caimán".

Si usted puede elegir entre aplicar a su diseño particular una prueba paramétrica o su equivalente no paramétrica, casi siempre le sugeriría la aproximación no paramétrica. La inferencia no paramétrica tiene muchas ventajas. Además de las consideraciones ya mencionadas, una consideración práctica es que se puede hacer fácilmente casi cualquier prueba no paramétrica con una calculadora barata. Sin embargo, debe tener en cuenta que las pruebas no paramétricas no siempre solucionan todos sus problemas:

- puesto que en las pruebas no paramétricas no se estima la media de la población y otros parámetros, no siempre es obvio cuál es el análogo apropiado de δ ó e (la magnitud del efecto), aunque vea Cohen (1988);
- nuevamente, algunos diseños sólo pueden analizarse con pruebas paramétricas. Si su pregunta requiere un diseño complejo *y puede justificar los supuestos de una prueba paramétrica*, úsela. En tal caso, si tratara de forzar los datos con una prueba no paramétrica que es apropiada para un diseño más sencillo, perdería información y precisión;
- en unos pocos casos, cuando los datos son apropiados para cualquiera de las dos aproximaciones, la potencia estadística disminuye cuando se usa una prueba no paramétrica en lugar de una paramétrica;

- las pruebas paramétricas son ampliamente usadas y bien conocidas de manera que muchos investigadores (pero no todos) las aplican e interpretan correctamente, mientras que las no paramétricas son con frecuencia mal usadas e interpretadas. He visto la sencilla prueba de chi-cuadrado ser usada indebidamente con más frecuencia que lo que se usa debidamente y numerosas veces he visto que se aplican correlaciones de rangos de Spearman cuando los datos requerían regresiones no paramétricas¹⁴.
- algunos investigadores creen que pueden aplicar las pruebas no paramétricas cuando sus diseños no cumplen con los criterios de realizar un muestreo aleatorio o de tener datos independientes, cuando los datos han sido mal medidos, o en otros casos de estudios mal diseñados. Están muy equivocados.

Otras aproximaciones estadísticas

La “era de las computadoras” ha permitido a los estadísticos matemáticos desarrollar y diseminar muchas técnicas sofisticadas que son con frecuencia usadas por los ecólogos y otros profesionales de la conservación, o se ven expuestos a ellas. La mayoría de estas técnicas se pueden agrupar en cuatro clases amplias.

La estadística multivariable

Esta clase incluye muchas técnicas estadísticas que involucran varias o muchas variables de respuesta a la vez, quizás correlacionadas una con otra, y/o en algunos casos varios o muchos factores de diseño. Éstas incluyen el análisis de varianza multivariable (en inglés, multivariate analysis of variance, MANOVA), el análisis de componentes principales (principal components analysis, PCA), el análisis de correspondencia sin tendencias (detrended correspondence analysis, DCA), el análisis de funciones discriminantes (discriminant function analysis, DFA), el análisis de correspondencia canónica (canonical correspondence analysis, CCA) y muchos otros. Note la alta frecuencia de siglas y recuerde la dedicatoria de este libro. Las técnicas estadísticas multivariable pueden ser poderosas herramientas para las investigaciones en la conservación biológica – si se usan debidamente. Con frecuencia se usan indebidamente.

Por ejemplo, unas pocas técnicas como el MANOVA son adecuadas para la inferencia estadística. Sin embargo, involucran tantos supuestos (que rara vez se comprueban) sobre la naturaleza de los datos, y son tan sensibles a pequeñas aberraciones en los datos o a valores fuera del rango normal, que los resultados cuantitativos que se producen deben mirarse con escepticismo (James y McCullough 1990). El análisis log-lineal, una técnica útil que analiza datos nominales en tres o más dimensiones, parece apropiada para la inferencia estadística pero en realidad es más adecuada para hacer una exploración inicial de la naturaleza de un juego de datos¹⁵.

Otras técnicas multivariable tales como PCA, DCA y CCA son estrictamente descriptivas, lo que es contrario a las intenciones (e interpretaciones) de muchas personas que las usan (James y McCullough 1990; McCune 1997). Éstas pueden ser técnicas exploratorias extraordinariamente útiles. La mayoría están diseñadas para dar luz sobre los patrones subyacentes en un conjunto de datos muy complejo, tales como un juego de registros sobre la composición de la vegetación o de mamíferos pequeños, en donde cada registro consiste en el número de ejemplares por especie. Sin embargo, los resultados de tales análisis no son más que

estadísticos descriptivos ostentosos que son muy sensibles a la naturaleza precisa de cada unidad de respuesta que se incluye. La adición o sustracción de una sola unidad poco usual, puede cambiar drásticamente el resultado. La mayoría de las técnicas multivariable pierde su credibilidad si el conjunto de datos incluye muchos ceros. Además, las diferentes técnicas – o la selección de un algoritmo matemático en particular en vez de otro, entre los disponibles para cada técnica – a menudo producen resultados muy diferentes al ser aplicados al mismo juego de datos. Muchos usuarios simplemente ingresan sus datos en el programa de computadora sin ningún cuestionamiento y sin reconocer estos problemas. Existen algunos textos introductorios excelentes, aunque pasados de entusiasmo, pero debería leer la magnífica revisión de James y McCullough antes de usar o interpretar cualquier técnica multivariable que esté etiquetada con una sigla¹⁶.

La estadística de remuestreo

Algunas aproximaciones bastante nuevas a la inferencia estadística utilizan métodos que requieren un intenso uso de la computadora para producir estimaciones de los parámetros de una población estadística, o evaluaciones de una hipótesis estadística nula, que es generada por los datos mismos. En estas técnicas la computadora baraja, o remuestrea, las observaciones originales un gran número de veces, de acuerdo al procedimiento de la técnica particular. Estas técnicas incluyen los procedimientos de oreja (en inglés “bootstrap”), navaja (“jackknife”), Monte Carlo y aleatorización. Tales procedimientos pueden ser sumamente útiles para algunas preguntas en la conservación, al igual que para investigaciones básicas. Aquí no describiremos estas técnicas, más bien lo referiremos a algunos trabajos excelentes¹⁷. Como siempre, sea muy cauto al usar técnicas que requieren intenso uso de la computadora. Por ejemplo, algunos procedimientos comparan los patrones en los datos observados con aquellos producidos por un “modelo nulo” que se construye por un proceso de remuestreo. La parte más difícil es decidir cuál será el modelo nulo, y los críticos señalan que estos supuestos modelos nulos a menudo tienen patrones, restricciones o suposiciones biológicas que no son obvias.

El meta-análisis

¿Qué pasa si el tiempo no alcanza para llevar a cabo un estudio bien diseñado sobre la pregunta crítica para su inquietud de conservación y manejo? En este caso usted podría decidir usar la técnica de *meta-análisis* para sintetizar los resultados de todos los estudios similares que pueda encontrar en la bibliografía, sin importar quién los hizo o en dónde. Por medio de esta técnica se puede calcular la diferencia δ típica, o más generalmente el tamaño del efecto e , que está asociado con el factor de diseño (por ejemplo, la tala selectiva) a través del área geográfica cubierta por los estudios que ha utilizado¹⁸. Con precaución, podría suponer que este tamaño universal del efecto se aplicará en el paisaje donde usted trabaja y podría usar los resultados de su análisis para elaborar pautas de conservación locales.

En teoría, el meta-análisis podría ser sumamente útil para los profesionales de la conservación y otros investigadores. Desafortunadamente, por definición, el meta-análisis depende del trabajo de muchas otras personas, y hay una tendencia fuerte entre los investigadores en ecología básica y conservación a publicar los resultados sólo cuando la H_0 ha sido rechazada y los resultados se conforman a las expectativas o posiciones políticas (vea Johnson 1999). Por lo tanto, no importa qué tan diligente y objetivamente usted busque estudios publicados, el meta-análisis seguramente sobrestimaré el valor de δ ó e y lo llevará a destacar demasiado la influencia del factor de diseño, cualquiera que sea. Parece que es mejor dejar el

meta-análisis para las ciencias biomédicas y sociales, en las que se originó y en las que es tan fácil (y aceptable) publicar tanto los resultados que contradicen el paradigma del momento, como los que lo apoyan.

La estadística bayesiana

La aproximación bayesiana a la estadística se propuso en el siglo XVIII pero apenas está empezando a popularizarse entre los investigadores de campo. Para la mayoría de nosotros, los métodos bayesianos representan una aproximación novedosa a la inferencia estadística. Son muy distintos a los métodos clásicos (llamados “la estadística frecuentista” por los estadísticos bayesianos) discutidos aquí y empleados por la mayoría de los cursos y textos de la estadística, y además de los estudios publicados en ecología básica y aplicada. La aproximación bayesiana es muy prometedora para las investigaciones en conservación y manejo (Wade 2000). En esencia, uno no comienza un proceso de inferencia bayesiana proponiendo hipótesis nulas y alternativas, sino proponiendo un valor teórico o lo que uno cree que es el tamaño de efecto (e ó δ), o es un parámetro en cuestión. Después del estudio, los datos se usan para modificar la creencia o valor teórico y proponer un nuevo valor o una nueva distribución de las probabilidades asociadas con los posibles valores, con los cuales se evaluarán futuros estudios. Los resultados de un solo estudio, aun con un tamaño de muestra n pequeño, pueden usarse para calcular las probabilidades de los resultados de estudios o eventos futuros, que tienen lugar bajo las mismas condiciones. La estadística bayesiana evita cualquier confusión entre el significado estadístico y el biológico. De hecho, se enfoca en el significado biológico directamente, por ejemplo en las magnitudes (tamaños) de los efectos o en los valores desconocidos de los parámetros.

La mayoría de los ecólogos, y los biólogos de la conservación y sus profesores, fuimos criados con una dieta exclusiva de estadística clásica. Indudablemente tomará un tiempo antes de que la cocina bayesiana sea aceptada por la mayoría. Sin embargo, si no le molestan las ecuaciones complejas, al menos familiarícese con lo básico de los métodos bayesianos¹⁹.

¿Qué hacer?

¿Cuál será la mejor manera de aplicar la inferencia estadística a la ecología de campo y a las inquietudes, indagaciones y decisiones de conservación? Como siempre, no hay una sola respuesta, pero a continuación se presentan unas sugerencias.

- I. Considere si se necesita una prueba estadística. Recuerde cuál es el propósito de la inferencia estadística (y vea el punto 8 más adelante): extrapolar de un número limitado de datos al ámbito más amplio de todas las posibles muestras que podrían tomarse bajo las mismas condiciones. ¿Es siempre esto lo que se necesita? Muchas veces la inferencia estadística es innecesaria e incluso inapropiada para su meta particular. En algunos casos las consideraciones prácticas o las preocupaciones éticas limitan tanto el muestreo que la inferencia estadística no tiene sentido. En algunos casos le interesa sólo la muestra de observaciones y los estadísticos de la muestra. No siempre se requiere el apoyo estadístico para demostrar que un factor de diseño tiene efectos fuertes y biológicamente significativos. Reconozca que un buen diseño del estudio (capítulo 4), que no es más que el sentido común, es siempre más importante que los detalles de la inferencia estadística. De nuevo, algunos autores (p.ej., Yoccoz 1991; Johnson 1999) señalan que las pruebas

estadísticas se usan como es debido tan raramente, que quizás deberían ser descartadas por completo excepto para estimar parámetros y calcular límites de confianza. Sin embargo, antes de que usted arranque felizmente este capítulo del libro y lo pisotee, preste atención a lo que dice Crome (1997): “No use mal la estadística. Tan sólo porque la estadística es generalmente mal usada, mal interpretada y mal entendida no significa que los métodos sean malos, y no significa que usted deba hacer lo mismo”.

2. Tenga a la mano no sólo un texto estándar de estadística (vea la nota I de este capítulo) sino también Siegel y Castellan (1988, 1995), Conover (1999) u otro texto sobre técnicas no paramétricas, y úselos con cautela.
3. Siempre y cuando sea apropiado, calcule los límites de confianza de los parámetros de interés para los diferentes niveles o muestras. Esto le dará una idea de si el factor de diseño puede tener efectos biológicamente significativos.
4. Use la prueba más sencilla que se ajuste a su diseño. En general, mientras más compleja la prueba, más supuestos tiene que cumplir sobre la naturaleza de la población estadística y del muestreo –y por lo tanto, el resultado cuantitativo es menos confiable.
5. Igualmente, por las razones mencionadas antes, tenga cuidado con la “estadística sofisticada” que se presentó en la sección anterior. A menudo usted se verá tentado, o será estimulado, a aplicar la técnica más sofisticada posible. Resístase.
6. Cuando tenga dudas, consulte a un estadístico profesional. Sin embargo, tenga en cuenta que los estadísticos más profesionales están acostumbrados a tratar con diseños de estudios experimentales bien controlados en las ciencias agrícolas o biomédicas. Éstos a menudo no se dan cuenta de las complejidades del diseño de estudios de campo, de la naturaleza tosca de muchos datos de campo, de la falta de control sobre los posibles factores potencialmente alineados (y por lo tanto, realmente alineados), de la selección frecuentemente arbitraria de las unidades de evaluación, del hecho de que las unidades de respuesta suelen diferir de las unidades de evaluación en maneras que no son obvias, y de aquellos conjuntos de datos que incluyen numerosos ceros. También tenga en cuenta que hay grandes diferencias de opinión entre los estadísticos mismos. Haga a diez estadísticos la misma pregunta y obtendrá diez respuestas diferentes. Busque el consejo de los estadísticos sin dudarlo y agradézcales, pero evalúe sus sugerencias cuidadosamente antes de aplicarlas. Relea el capítulo 4 antes de su cita con el estadístico, y quizás también después.
7. No ignore la filosofía. Aun si se siente apabullado por el ataque de letras griegas, las ecuaciones y el vocabulario de este capítulo, o si cree que el computador que tiene en su oficina es la solución a todos sus problemas, reconozca que una comprensión básica de la filosofía fundamental de diseño (como se presenta en el capítulo 4) y de los errores estadísticos de Tipo I y de Tipo II (como se presentan en este capítulo) es indispensable para sacar conclusiones objetivas, cuidadosas y útiles de su estudio de campo, o para tomar decisiones sobre temas de conservación y manejo. Recuerde que no importa lo que usted diga o haga, siempre corre el riesgo de estar equivocado. En particular, usted siempre corre el riesgo de cometer un error de Tipo I si decide concluir que un patrón realmente existe (rechazar H_0), o de cometer uno de Tipo II si decide concluir que el patrón no existe (no rechazar H_0).

8. Reflexione una vez más sobre la lógica de la inferencia estadística: la relación entre una muestra de ciertos valores y el conjunto de datos (mucho) más grande que en teoría podrían ser *tomados bajo exactamente las mismas condiciones*. En la práctica, ¿qué tan razonable es la inocua frase, “tomados bajo exactamente las mismas condiciones”? Realmente, ¿cree que se va a encontrar en una segunda ocasión con exactamente las mismas condiciones? Ya es hora de dejar a un lado las letras griegas (al menos la mayoría) y volver a la historia natural.



CAPÍTULO 6

Punto de vista: teniendo en cuenta la historia natural

Los actos en... el “teatro ecológico” se representan en varias escalas de espacio y tiempo. Para entender el drama, debemos verlo en la escala apropiada.

– John A. Wiens (1989)

Le he advertido que tenga especial cuidado con el diseño del estudio, que reflexione cuidadosamente sobre qué tanto puede extender las conclusiones de una indagación y que piense qué tan realista es la “regla fundamental de la inferencia estadística”. ¿Por qué? Porque en el paisaje donde usted trabaja, nada es lo mismo de un lugar a otro o de un momento a otro. Es decir, si confía ciegamente en la inferencia estadística para aplicar los resultados de una muestra tomada en un lugar y tiempo, a otro lugar o tiempo, usted tendrá un problema básico: *la población estadística de valores de la que tomó la muestra ya no existe.*

Además, cada organismo vivo tiene su propio punto de vista del espacio y el tiempo. Este punto de vista se relaciona con todos los otros aspectos de la historia natural del organismo. Por ejemplo, su punto de vista espacial como ser humano suele quedar a una altura aproximada de unos 1.3 - 1.8 m sobre el suelo y abarca más o menos una hectárea. Es decir, usted se percata de las circunstancias dentro de un radio de unos 50 m (o menos en un bosque denso). Así, como ecólogo de campo o profesional de la conservación, usted tiende a usar esta escala cuando piensa en un “sitio”, “arboleda”, “rodal de bosque”, “parche” o “comunidad ecológica” – aproximadamente 1 hectárea. ¿Puede usted confiar en que este punto de vista humano sobre la heterogeneidad natural lo guíe para seleccionar los mejores diseños de investigación y pautas que aseguren mejor la conservación a largo plazo? Probablemente no (Poiani et al. 2000). Consideremos otros puntos de vista de animales y plantas y reflexionemos sobre si éstos deberían influir en el proceso de indagación y el desarrollo de pautas de manejo y conservación.

Diferentes puntos de vista del tiempo

Como ser humano, usted tiene un punto de vista único del tiempo tanto como del espacio. Usted se mantiene activo en todas las estaciones a lo largo de varias décadas. Consciente o inconscientemente, probablemente usted piensa y planea en términos del año “promedio”. La mayoría de sus indagaciones, planes de manejo, tesis, contratos y proyectos financiados duran de uno a cinco años, aun cuando, después de reflexionar, usted extienda los resultados a períodos de tiempo más largos. Su vida profesional durará un poco más que un solo proyecto, eso espero, pero probablemente no excederá cuatro o cinco décadas.

La perspectiva de organismos con diferentes ciclos de vida

La perspectiva de una colonia de hormigas o termitas del tiempo se parece un poco a la perspectiva humana. La colonia en sí vive por muchos años y a menudo experimenta el ciclo estacional completo cada año. Sin embargo, muchos insectos y otros invertebrados experimentan una sola estación o menos como adultos, y quizás pasan otras estaciones como larvas o ninfas con estilos de vida muy distintos. A menudo, los insectos “evitan” las estaciones o incluso años no favorables y en realidad sólo experimentan un conjunto de condiciones climáticas que es mucho más restringido y previsible que lo que el ser humano percibe. Algunos vertebrados hacen casi lo mismo. Aun las ranas más tropicales a menudo pasan una porción sustancial del año inactivas, bajo tierra o de otra manera, aisladas de los azares del día a día del clima externo. Algunas poblaciones de ranas pueden permanecer inactivas por varios años. Por lo tanto, los puntos de vista de estas ranas o invertebrados involucran sólo breves vistazos (según nuestros criterios) de ciertas estaciones, quizás también de ciertos años. ¿Cómo se debería tener esto en cuenta al diseñar indagaciones, interpretar los resultados (por ejemplo, la ausencia o superabundancia de alguna especie de anfibio o invertebrado durante un cierto mes o estación) y establecer pautas de conservación – o al hacer un proyecto de tesis?

Igualmente, su tesis o su inquietud de conservación puede involucrar árboles o arbustos que florecen año tras año por décadas o siglos. Que tales plantas tengan éxito cada año en convertir las flores en frutos, semillas y plántulas, puede importar muy poco desde cualquier perspectiva, excepto la de los animales y hongos que se alimentan de frutos, semillas y plántulas – y quizás, a muchos de éstos tampoco “les importa” (Herrera 1998). Quizás un individuo dado contribuya con un gran número de plántulas al paisaje circundante sólo una o dos veces durante su vida. La preocupación de usted debería centrarse en ese episodio, no en los eventos del año promedio. Quizás la población como un todo sólo tiene reclutamiento significativo (la producción y supervivencia de muchas plántulas nuevas) durante aquellos años raros de fructificación masiva, en los que el inmenso número de semillas sacia a sus depredadores. Si usted no observa reclutamiento por uno o varios años, u observa otro patrón preocupante en un año dado, ¿debería plantear que hay un problema grave, embarcarse en el ciclo de manejo de la figura 2.4 y desarrollar pautas de manejo para conservar esta población? No necesariamente. Intente adoptar el punto de vista de la planta.

Las perspectivas de las plantas de larga vida

Es tentador suponer que las plantas nativas que actualmente florecen en su vecindario, están “sincronizadas” con el ambiente físico y biológico en que se encuentran actualmente, y desarrollar sus planes de manejo de acuerdo a esto. Después de todo, por conveniencia muchos biólogos y profesionales



Figura 6.1.

Un árbol de alerce (*Fitzroya cupressoides*) en el Parque Nacional Los Alerces, al sur de Argentina (provincia de Chubut). Es probable que este individuo tenga por lo menos dos mil años de edad.

de la conservación hacen esta suposición. Sin embargo, algunas plantas que viven y florecen hoy comenzaron su vida bajo condiciones muy diferentes. La semilla del árbol de alerce (*Fitzroya cupressoides*) de la figura 6.1 llegó, germinó y empezó a crecer cuando el concepto de historia natural apenas se vislumbraba en el ojo de Aristóteles o Plinio. Durante la vida del árbol, el sur de Sudamérica ha experimentado muchos cambios climáticos. ¿Puede usted suponer que las condiciones físicas y biológicas que mide hoy en las raíces de este árbol, son idénticas a las condiciones bajo las cuales éste y otros árboles cercanos germinaron? ¿Basará sus planes de conservación para la población de alerces, desde plántulas en adelante, en las condiciones bajo las cuales existen los alerces maduros en el presente?

Un alerce de dos o tres milenios no es ni siquiera el caso más extremo. En el occidente de los Estados Unidos, muchos de los clones de *Populus tremuloides* (pariente del álamo) que salpican las montañas (figura 6.2) comenzaron sus vidas hace al menos 10,000 años. Cada clon es técnicamente un solo individuo. Los investigadores estiman que un clon particularmente grande ha vivido por un millón de años o más (Mitton y Grant 1996). Esta planta particular ha visto ir y venir edades del hielo y períodos interglaciales húmedos y cálidos. ¿Es esta planta sensible a los efímeros éxitos y fracasos de este año, esta década o este siglo? ¿Será que su problema de conservación involucra algunos individuos o poblaciones que son "reliquias vivientes"? Si es así, ¿cuál será la base para desarrollar pautas para estos seres cuya percepción del tiempo es mucho más lenta que la nuestra?



Figura 6.2.

Clones de álamos nativos mezclados con coníferas en las Montañas Rocosas (Colorado, EEUU). Cada tonalidad de color del follaje de los álamos indica un individuo distinto (un clon). Los clones más grandes en la foto podrían tener diez mil años de edad o más.

Además de usted, ¿a quién le importa el clima “promedio”?

Desde el punto de vista de la mayoría de las plantas y los animales (ya incluyendo a la mayoría de los profesionales de la conservación), no existe el año promedio. Las estaciones secas y húmedas, las estaciones frías y cálidas, no son idénticas de año a año. Las respuestas de la biota al factor de diseño de una investigación bajo las condiciones climáticas de un año, no necesariamente predicen las respuestas para las condiciones del próximo año. Como se señaló en el capítulo 4, las investigaciones que duran un año o aun dos deben ser vistas con escepticismo, si se pretende basar pautas de manejo a largo plazo en ellas.

Además, los eventos climáticos extremos que ocurren esporádicamente, como los fenómenos de El Niño o La Niña, probablemente tienen efectos mucho más profundos y duraderos sobre las poblaciones, comunidades ecológicas y paisajes, que las fluctuaciones anuales “normales” del clima. Tales eventos pueden alterar drásticamente la disponibilidad de recursos para las plantas y los animales, ocasionar explosiones o colapsos de poblaciones, cambiar temporalmente la naturaleza de las interacciones entre especies, empujar a las poblaciones fuera de sus rangos geográficos usuales y desviar los procesos de sucesión ecológica en sitios perturbados, lo que llevaría a cambios casi permanentes en la vegetación de un sitio y consecuentemente en los animales. Aun con la mejor de las intenciones y aunque su indagación, contrato o proyecto dure de uno a cinco años, podría no incluir el evento extremo que realmente estructura los procesos ecológicos y las interacciones entre especies en su paisaje. Las pautas o los planes de manejo que se basan estrictamente en sus resultados, podrían ser inadecuados cuando sucede este evento extremo. El marco temporal de cualquiera de los diseños del capítulo 4, aun el diseño 16, ¿incluye con certeza los eventos climáticos extremos que podrían determinar la respuesta a la tala selectiva de la fauna y flora a largo plazo?

¿Huellas de eventos extremos del pasado?

Dependiendo de su historia, las diferentes biotas pueden mostrar perspectivas bien diferentes sobre algunos desastres naturales que a nosotros nos parecen semejantes. Las biotas de las islas Galápagos y de la costa central de Sudamérica, filtradas a través de numerosos episodios de El Niño,



Figura 6.3.

Un paisaje de Costa Rica menos de tres años después de la violenta erupción del volcán Arenal en 1968. A principios de la década de 1980 este paisaje tenía de nuevo vegetación secundaria (y sus animales asociados), excepto en los lugares en los que fue convertido a agricultura.

Indudablemente sobrevivirán los episodios futuros, si no se ven afectadas por nuevas formas de intervención humana y la invasión de especies exóticas. Sin embargo, la biota costera de Argentina podría no sobrevivir un solo episodio tan severo como El Niño, simplemente porque tales eventos no ocurren, o no son tan dramáticos, en la costa sureste del continente. Una erupción volcánica en el Escudo Guayanés, que es geológicamente calmado, podría tener efectos catastróficos y duraderos sobre la biota local, mientras que la biota de algunas partes de América Central, que es geológicamente hiperactiva, ha sobrevivido y evolucionado durante numerosos episodios de volcanismo (figura 6.3) y hasta explota los paisajes alterados por ese fenómeno. Los bosques montanos de los Andes centrales podrían ser devastados por una severa tormenta ciclónica, de la cual se recuperarían lentamente, mientras que los bosques montanos de Puerto Rico se puede decir que viven de los huracanes que los azotan con frecuencia (Walker et al. 1991). En sus indagaciones y pautas de conservación, ¿cómo incorporará usted el punto de vista único que muestran los animales y plantas de su reserva, sobre tales eventos extremos?

Huellas dejadas por los cambios climáticos del pasado

No sólo el sur de Sudamérica donde viven los alerces, sino todo el globo, ha experimentado dramáticos cambios climáticos durante el pasado geológico. Durante el último millón de años en particular, han ocurrido muchos episodios de rápido enfriamiento y calentamiento, y secuencias de períodos húmedos y secos. El episodio glacial más reciente terminó abruptamente con un rápido calentamiento hace solo unos 12,000 años – un evento del cual pueden haber sido testigos los tatarabuelos del alerce de la figura 6.1. Estas rápidas fluctuaciones han obligado a las poblaciones de plantas y animales a moverse constantemente por el continente. No todas se han movido a la misma velocidad o en la misma dirección. Las poblaciones de los diferentes animales y plantas han retrocedido o han avanzado en el paisaje (o para arriba y abajo en las montañas) a velocidades diferentes. Muy pocas “comunidades ecológicas” estrechamente integradas han migrado en el paisaje como unidades, si es que alguna lo ha hecho. Sea en las zonas templada del norte, subtropical, tropical, o templada del sur, los conjuntos de especies han sido barajados una y otra vez!. ¿Han dejado estos eventos alguna huella en los paisajes de hoy en día?

Muchos investigadores creen que pocas biotas locales, de zona templada o tropical, han alcanzado aún un equilibrio en composición de especies – si es que lo han alcanzado en el pasado o podrían de hecho

alcanzar tal equilibrio. En cualquier sitio dado, algunas poblaciones podrían estar en un proceso lento de extinción, porque sus condiciones climáticas ideales ya no existen. Otras poblaciones para las cuales el clima actual es apropiado, habiéndose retirado a otra parte durante el último periodo glacial, aún no han regresado. *¿Qué tiene que ver esto con las pautas de manejo? Aun en ausencia de más cambio climático, invasión de especies exóticas, o cambio causado por las actividades humanas, la composición de especies de su área protegida indudablemente cambiará. Sólo por esta razón, sería ingenuo establecer pautas de conservación con la esperanza de que se podrá mantener indefinidamente la composición presente de especies.*

Huellas que dejará el cambio climático que se nos viene

Quizás el problema de conservación en gran escala más urgente que usted enfrenta es el cambio climático actual y futuro, no el pasado. Nadie puede decir precisamente qué va a pasar con el clima del mundo en las próximas décadas o siglos. Sin embargo, muchos investigadores están de acuerdo en que gran parte de Latinoamérica va a experimentar un aumento en la temperatura de varios grados centígrados y drásticos cambios en los patrones de precipitación, por no hablar de los niveles elevados de CO₂ que afectarán dramáticamente el crecimiento de las plantas y las interacciones entre plantas y animales². La mayoría de los organismos que viven en áreas planas verán que sus condiciones climáticas ideales migran rápidamente hacia los polos. Muchos organismos que viven en áreas montañosas verán que sus condiciones climáticas ideales migran rápidamente ladera arriba. La única manera en que las poblaciones sobrevivirán es moviéndose, siguiendo estos rápidos movimientos de sus condiciones climáticas preferidas, más rápidos que nunca antes en su historia. El cambio climático de hoy no sólo dejará huellas en el paisaje, sino que lo pisoteará fuerte. Sus mejores esfuerzos serán insuficientes para evitar que algunas especies se extingan en el área protegida que usted maneja, incluso durante su vida profesional. Sin embargo, quizás se pueda disminuir la pérdida un poco, considerando la forma de la reserva y la diversidad de hábitats que abarca³. Considere las siguientes preguntas:

1. Si su reserva está en terreno montañoso y es posible extender la protección en una dirección, ¿debería tratar de expandir (a) hacia nuevos hábitats en el mismo cinturón altitudinal, o (b) hacia arriba? ¿Qué indagaciones podrían guiar su elección?
2. Si su reserva está en terreno plano, ¿debería tratar de extender (a) el área total protegida de cada hábitat crítico que existe en la reserva, o (b) la gama de hábitats distintos que están protegidos? ¿Qué indagaciones podrían guiar su elección?
3. ¿Está seguro de que las áreas geográficas donde están hoy en día los “puntos calientes” de la biodiversidad (“hot spots”; Mittermaier et al. 1998) – en los que se enfocan muchas iniciativas de conservación local, regional y global – no serán mañana los “infiernos de la biodiversidad”, a medida que la temperatura aumenta y las especies endémicas migran o se extinguen? Los que proponen la visión de los “puntos calientes”, ¿han tenido en cuenta el cambio climático?

Aun si el cambio climático es menos rápido o menos intenso que lo que se teme, con certeza va a ocurrir algo de calentamiento y algunos cambios en los patrones de precipitación global durante el próximo siglo. La conversión humana del paisaje circundante (capítulo 7) podría limitar la capacidad de movimiento de las poblaciones de animales y plantas en su área protegida. Por lo tanto, debe considerar el cambio climático cuando esté desarrollando pautas de manejo para el futuro próximo. O, si tiene tendencia a

deprimirse con facilidad y tiene a su cargo una reserva muy pequeña en terreno plano y rodeada de pavimento, quizás debería tratar de *no* pensar en el futuro.

Huellas dejadas por los habitantes humanos del pasado

Las fluctuaciones climáticas no son los únicos cambios que han experimentado los paisajes del Nuevo Mundo durante los pocos miles de años precedentes a la conquista europea. Realmente ¿cree usted que está manejando un paisaje “prístino”, si prístino significa “libre de influencia humana pasada”? Si eso cree, casi seguramente está equivocado. Las áreas silvestres no mancilladas por la mano humana son un bonito ideal. En la vida real, no existe un paisaje prístino, excepto quizás en las regiones polares⁴. Desde su llegada hace unos 12,000 años, los humanos han caminado sobre casi cada metro cuadrado de los paisajes del hemisferio occidental en algún momento. En algunos casos, las huellas son pocas y someras. En otros casos, como en el oriente de Norteamérica y gran parte de México, Centroamérica y el norte y centro de Sudamérica, las huellas son muchas y profundas. Numerosos pueblos indígenas desaparecieron como un resultado directo o indirecto de la llegada de los europeos. Sus huellas se han borrado un poco o mucho desde entonces, aun en los sitios más profundamente afectados, al punto de que esos paisajes parecen prístinos al ojo no experimentado. Note que el término *huellas* es una metáfora – otros autores dirían efectos, señales, artefactos o impactos.

Claramente, la “exuberante selva tropical” del sur de México y norte de Centroamérica, es de todo menos prístina, pues alojó la vasta civilización maya y otras más. Las huellas de las civilizaciones pasadas en el altiplano sudamericano son particularmente visibles (Binford et al. 1997). Algo menos obvio es que hace milenios los pueblos indígenas cultivaron maíz en una gran parte de la región del Darién, en el istmo de Panamá y Colombia (Bush y Colinvaux 1994). Esta región es a veces mal llamada “la última frontera de bosque prístino del hemisferio occidental”. Los “bosques vírgenes” de las riberas del Amazonas y sus principales tributarios, que son el símbolo de los activistas ambientales y los niños de escuela de las naciones del norte, aparentemente soportaron agricultura intensiva y poblaciones de varios millones de personas hasta un poco después del año notable 1492⁵.

Aun los paisajes que no tuvieron grandes civilizaciones precolombinas sintieron el efecto de los humanos (vea Martin y Szuter 1999). En los bosques húmedos y pluviales tropicales, las semillas de algunos de los majestuosos árboles del dosel que tienen frutos comestibles o útiles, germinaron en las letrinas de los aborígenes, o fueron plantadas a propósito por ellos.⁶ Por otra parte, los cazadores indígenas, antes de la conquista y hoy en día, pueden haber interferido con la diseminación de semillas y haber alterado la dinámica de muchos bosques húmedos tropicales, al reducir o extinguir las poblaciones de mamíferos de algunos sitios (Redford 1992). En una escala mucho más grande, los paleoindios alteraron permanentemente la ecología de la vasta región del Chaco y otros bosques secos tropicales y subtropicales, primero cuando aparentemente llevaron a la extinción muchas especies de mamíferos grandes (o al menos fueron testigos de su extinción), y luego cuando le prendieron fuego al bosque para que el humo sacara a los animales sobrevivientes⁷. Si usted no ha encontrado vestigios de huellas humanas del pasado en su área protegida, es porque no ha excavado un hueco lo suficientemente profundo o no ha conversado con el antropólogo local.

Como profesional al que le inquieta la conservación en el presente y el futuro, ¿por qué debería preocuparse por las huellas dejadas por los humanos precolombinos? Primero, si usted pretende restaurar parte o toda la reserva a su estado “natural” (vea más adelante), ¿qué conjunto de condiciones pasadas seleccionará

para representar ese estado?⁸ Si elige una fecha que sea más reciente que 12,000 años antes del presente, casi seguramente tendrá que incorporar las huellas de algún(os) grupo(s) humano(s). Si elige una fecha un poco más temprana para evitar tener que lidiar con las huellas humanas, tendrá que vérselas con la edad del hielo y en muchos casos, con un conjunto de mamíferos grandes cuya influencia no se puede duplicar hoy en día. Segundo, ¿debería tener en cuenta las huellas humanas del pasado al proponer pautas de manejo para regular el uso por los humanos de hoy? Es posible que un paisaje que fue intensamente usado por los humanos precolombinos, hoy se recupere más rápidamente de las intervenciones humanas moderadas, así como la biota de los bosques del Caribe se recupera rápidamente después de un huracán, mientras que un paisaje superficialmente similar que sólo fue ligeramente usado por los precolombinos, podría ser sensible a la más ligera intervención actual. Hasta donde sé, esta posibilidad nunca ha sido investigada. ¿Cuáles indagaciones podría usted diseñar en este tema, y qué alternativas de manejo podrían resultar?

Huellas dejadas por perturbaciones recientes de origen humano o “natural”

Los paisajes naturales experimentan frecuentes eventos de perturbación aun en ausencia de humanos. La caída de ramas y de árboles abre claros de pequeño y mediano tamaño en los bosques. Las tormentas severas y los derrumbes abren brechas grandes (figura 6.4). Los fuegos y los huracanes o ciclones abren brechas aún más grandes. Lejos de ajustarse a las viejas concepciones de comunidades “clímax”, los bosques y otros hábitats son mosaicos de parches recientemente perturbados, parches perturbados hace un tiempo y actualmente en recuperación y áreas que por casualidad no han sido perturbadas en mucho tiempo (figura 6.5). La biodiversidad de un hábitat, su riqueza de actos y actores ecológicos, puede depender en gran medida de este mosaico de perturbaciones⁹. Algunas actividades humanas, tales como la agricultura extensiva o las plantaciones forestales comerciales, crean perturbaciones tan extensas y catastróficas que destruyen el rico mosaico de pequeña escala. Sin embargo, otras actividades humanas



Figura 6.4.
Vegetación en regeneración en la cicatriz dejada por un derrumbe (Parque Nacional Podocarpus, provincia de Zamora-Chinchipec, Ecuador).

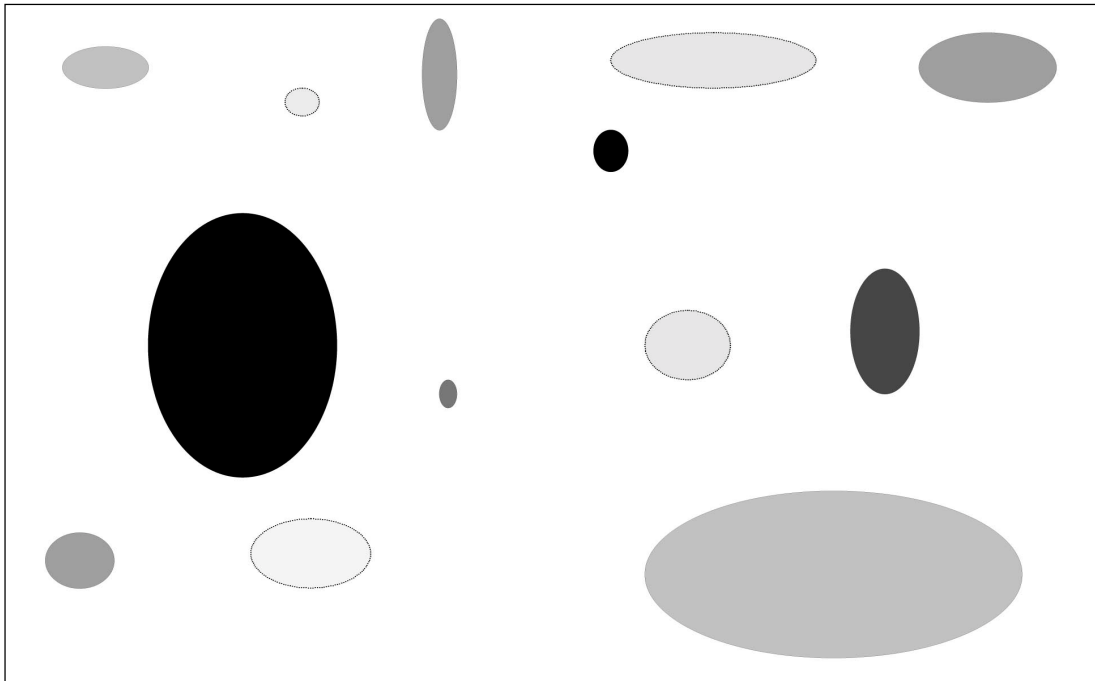


Figura 6.5.

Diagrama esquemático de un mosaico de perturbación natural – como, por ejemplo, un paisaje boscoso. Los parches más oscuros representan los sitios perturbados más recientemente. A medida que avanza la regeneración, éstos se aclaran asemejándose cada vez más a las condiciones físicas y al conjunto de especies de las regiones no perturbadas (fondo de color claro). Por supuesto, al mismo tiempo ocurren nuevos eventos de perturbación, de manera que en un momento dado el paisaje presenta un mosaico de parches en todos los distintos estados.

se llevan a cabo en escalas similares a las de muchas perturbaciones naturales y simplemente amplifican el mosaico “natural”. Algunos ejemplos incluyen la agricultura de tumba y quema de baja intensidad (Andrade y Rubio Torgler 1994) y la extracción forestal de subsistencia. Algunos diseños recientes para el “manejo natural de bosques” tratan conscientemente de imitar la escala e intensidad de las perturbaciones causadas por la caída de árboles (vea revisión en Meffe y Carroll, 1997: 603-608).

Dado que su tarea es llevar su área protegida hacia un estado “natural”, ¿debería entonces usted tratar de evitar todas las formas de perturbación para alcanzar una vegetación primaria “clímax” en toda el área? Definitivamente no. ¿Deberían sus pautas de manejo permitir que se den niveles “naturales” de perturbación, que permitan el cambio direccional (regeneración) de la biota en los sitios perturbados? Definitivamente sí.

Ahora, considere la regeneración desde otra perspectiva práctica. ¿Qué pasa si usted observa algunos cambios en la vegetación en las partes de la reserva que están siendo usadas actualmente por los habitantes locales? ¿Debería culpar a estos intrusos actuales de estos cambios? No, sin tener una mejor evidencia. Por ejemplo, suponga que usted maneja una reserva que está bajo protección absoluta

desde hace 20 años. Antes de eso, en las partes más periféricas del bosque se presentó algo de agricultura de tumba y quema, y extracción dispersa de maderas valiosas. Hace 5 años, usted aceptó a regañadientes reabrir estas áreas de la reserva para uso sostenido de baja intensidad. Bajo este nuevo programa, las comunidades aledañas cosechan productos no maderables, tales como bejucos para cestería y hierbas medicinales. Su inquietud de manejo es si debe suspender, mantener o expandir el programa de cosecha. Usted ha notado algunos cambios recientes en la vegetación de la zona donde se hace la cosecha. Se siente tentado a culpar al programa actual de cosecha de esos cambios y a proponer la suspensión del programa. ¿Es justo eso? ¿Cómo podría diseñar una indagación que le permitiera distinguir los efectos del programa actual de cosecha de los efectos de la regeneración desde las perturbaciones pasadas?

¿Qué es “natural”?

Espero haber ya aclarado que la distinción entre paisajes “naturales” y paisajes “mancillados por los humanos”, o entre eventos considerados “naturales” o “no naturales”, es injusta. En cambio, existe un continuo que va desde los pocos paisajes (si es que existe alguno) donde no hay huellas significativas de los humanos, hasta los paisajes agrícolas, sobrepastoreados, industriales o urbanizados de hoy. Para bien o para mal, los humanos somos parte de la naturaleza (Soulé y Lease 1995; Hunter 1996). Nuestras influencias están inextricablemente tejidas en la historia y el estado actual de casi todos los paisajes. Cuando usted desarrolle pautas de manejo, ¿cómo reconocerá este continuo? ¿Debería suponer que todas las formas de uso “occidentales” de los paisajes son nocivas y deben ser evitadas, mientras que todas las formas de uso indígenas son beneficiosas? No. A menudo ésta es otra dicotomía falsa. El mito romántico del “noble salvaje” que vive en armonía con el ambiente es simplemente otro ideal de los activistas políticos y ambientalistas de la zona templada del norte y de las grandes ciudades de su país¹⁰. Las aproximaciones occidentales a la conservación en Latinoamérica no son automáticamente malas – después de todo, la ética de conservación y sus propias pautas de conservación son aproximaciones occidentales – y las aproximaciones “nativas” a los paisajes no son necesariamente buenas.

Igualmente, ¿qué significan para usted las etiquetas “especie nativa” y “especie exótica”, y cómo debería esto influir en sus pautas de manejo?¹¹ La invasión de plantas y animales exóticos constituye una preocupación primaria de conservación, tanto global como localmente. Los funcionarios invierten recursos y esfuerzos considerables en la erradicación de invasores exóticos. La etiqueta “exótico”, ¿siempre significa “malo” desde el punto de vista de la conservación? A menudo, pero no siempre. Después de todo, en el sentido histórico, muchas o la mayoría de las especies en su reserva son exóticas, que llegaron en algún momento durante los últimos 12,000 años. Varias hierbas medicinales ampliamente usadas en la campiña sudamericana, de hecho llegaron con los primeros europeos. Algunas poblaciones supuestamente “naturales” de plantas y animales pueden ser el resultado de liberaciones intencionales por los indígenas. Ciertamente, la distribución geográfica de muchas plantas silvestres comestibles, y quizás algunos animales, obedece al transporte consciente de los pueblos precolombinos. Algunas poblaciones actuales de aves “nativas” pueden haberse originado en ejemplares liberados por los indígenas por motivos puramente estéticos (Haemig 1978, 1979).

Además, la percepción de que una especie es estéticamente desagradable no necesariamente significa que tenga efectos negativos sobre la biota local. La rosa mosqueta (*Rosa eglanteria*), un invasor espinoso y agresivo de las áreas protegidas en el sur de Argentina (Damascos y Gallopin 1992), puede de hecho ayudar en la regeneración de los bosques naturales en algunos lugares, al proteger las plántulas de los

árboles nativos del ramoneo de otras especies exóticas: vacas, ovejas y el ciervo rojo europeo (J. Salguero, comunicación personal). Finalmente, unas especies exóticas pueden afectar algunos paisajes con más severidad que otras. Las cabras cimarronas y otros mamíferos exóticos, y algunas especies de plantas no nativas, están afectando la biota de las islas Galápagos de manera alarmante¹². Sin embargo, a excepción de las cabras, en el continente ninguno de estos exóticos tiene efectos tan severos. Aun las cabras cimarronas raramente afectan los hábitats en el continente de manera tan severa que los conservacionistas tengan que conformar expediciones internacionales para cazarlas (MacFarland 1991).

Ciertamente no pretendo ignorar la extraordinaria amenaza que significan las invasiones de muchas especies exóticas y la homogeneización de la biota mundial (vea Putz 1998; Richardson 1998). Lo que pretendo hacer es convencerlo del peligro de establecer dicotomías y asignar etiquetas con connotaciones de “bueno” y “malo” que orienten sus decisiones. En muchas regiones tropicales y subtropicales, incluyendo el estado de Florida en los Estados Unidos, las especies exóticas tienden a afectar más severamente las áreas protegidas en las islas y penínsulas (Simberloff, Schmitz y Brown 1997; Frits y Rodda 1998). En las regiones continentales, los paisajes tropicales húmedos parecen sufrir menos por la invasión de exóticas que los paisajes semiáridos o los de zona templada (p.ej., Veblen et al. 1992). ¿Deberían sus pautas de manejo reflejar una aversión total a las especies no nativas y requerir su erradicación a cualquier costo? ¿Debería usted suponer que una especie que ha sido etiquetada como “invasora” o “nociva” en otro lugar, constituye automáticamente una grave amenaza para la integridad de su área protegida, que debe ser inmediatamente enfrentada? ¿Cómo diseñaría usted unas indagaciones para evaluar la amenaza que representa para su paisaje, una especie exótica de animal o planta?

Diferentes puntos de vista sobre el espacio

¿Comparten todos los habitantes del paisaje donde usted trabaja, su punto de vista de unos 1.3 - 1.8 m de alto y 100 m de ancho? Por supuesto que no. Si requiere una “prueba”, haga el ejercicio del recuadro 10.1 (capítulo 10). Un ácaro, una hormiga o un ratón opera en una escala mucho más pequeña que la suya. El ácaro percibe un grano de arena como si fuera una roca gigante, una brizna de hierba seca como si fuera un gran tronco que debe trepar. Al otro extremo, un águila o un cóndor andino que planea sobre nuestras cabezas, percibe el paisaje a una escala mucho mayor que nosotros y no presta ninguna atención a los granos de arena o a las hojas de hierba. Sin embargo, otras distinciones son más sutiles.

Como una manera práctica de pensar sobre la escala espacial, digamos que el *vecindario ecológico* de una planta o animal consiste en los otros individuos, de la misma o distinta especie, con los que interactúa, y el área que ellos cubren. A continuación se presentan unos pocos ejemplos de las numerosas clases de vecindarios ecológicos que sin duda existen entre la biota de su reserva, y se sugieren formas de incorporar estos diversos puntos de vista en las pautas de manejo (vea también Schwartz 1999; Poiani et al. 2000).

Un arbusto en flor

La extensión del vecindario ecológico de una planta depende de qué faceta de su vida se esté considerando. Por ejemplo, el “vecindario floral” de un arbusto en flor, en el sotobosque de un bosque nublado tropical o

cualquier otro hábitat, consiste en las otras plantas en flor que están cerca y que comparten los mismos animales polinizadores, de manera que todas las plantas podrían ser visitadas por un polinizador en una ronda de búsqueda de alimentos (Feinsinger et al. 1986; Feinsinger, Tiebout y Young 1991). Este vecindario a menudo tiene un radio de unos pocos a unas decenas de metros. El radio del “vecindario de plaga” de un arbusto, que consiste en las plantas (usualmente coespecíficos) con las que comparte los insectos plaga, puede ser más pequeño o más grande dependiendo de la escala en la que operan las plagas. El “vecindario de competencia por recursos” de un arbusto puede incluir sólo los vecinos más cercanos e involucrar un área bastante más pequeña. Según cualquier definición, entonces, el vecindario ecológico de una planta de tamaño mediano tiene un radio de decenas de metros, o al máximo centenares. Parece que de hecho usted podría tratar a tales plantas como si compartieran su punto de vista en cuanto a la escala espacial.

Un colibrí

El picaflor que poliniza algunos arbustos de sotobosque y que por sus acciones crea el vecindario floral, podría tener un vecindario ecológico propio no mucho mayor – al menos por el momento. Algunos colibríes de pico relativamente corto pueden alimentarse durante la mayor parte del día en unos pocos árboles o epífitas del dosel de floración profusa, o moverse en una o dos hectáreas en el sotobosque más pobre en flores. Por otra parte, para buscar alimento los ermitaños y otros colibríes de pico largo, a menudo repiten muchas veces al día sus rutas de varios kilómetros. A lo largo del año, las rutas del ermitaño probablemente se muevan a medida que las plantas florecen, pero el picaflor permanece en la misma región del bosque. El vecindario ecológico de tal colibrí puede abarcar, entonces, de uno a varios kilómetros cuadrados durante el año, un área que es mucho más grande que el concepto que usted tiene de “comunidad ecológica”.

Algunos individuos de algunas especies de colibríes de pico corto pueden también permanecer en cierta región del bosque a lo largo del año, lo que resulta en un vecindario ecológico más o menos del mismo tamaño que el de sus parientes de pico largo. Sin embargo, otros individuos de la misma especie, y poblaciones enteras de muchas especies de colibríes de pico corto, migran estacionalmente (a) entre hábitats vecinos; (b) horizontalmente por decenas de kilómetros, a medida que explotan recursos en tipos de vegetación muy diferentes; (c) verticalmente, subiendo y bajando por las montañas; o (d) latitudinalmente, a través de centenares o millares de kilómetros¹³. Algunos individuos de un género atípico de colibríes ermitaños, los pico de hoz (*Eutoxeres*), pueden moverse altitudinalmente miles de metros cada día, a medida que buscan sus flores por las laderas de las montañas. Los vecindarios ecológicos de los picaflores migratorios no se parecen en lo más mínimo a la escala espacial humana, o incluso a la escala espacial del paisaje en donde está el área protegida. Si su meta involucrara la conservación de picaflores o algún otro grupo de organismos con tamaños de vecindario ecológico tan variables, ¿qué tan relevante sería una indagación o un plan de manejo realizada en la escala de su área protegida?

Un quetzal resplandeciente

Muchas aves que se alimentan de frutos, al igual que muchos mamíferos frugívoros, también se mueven a través de diferentes hábitats durante el año (Levey y Stiles 1992; van Shaik, Terborgh y Wright 1993). Un ave frugívora muy carismática, el quetzal resplandeciente de Centroamérica, caracteriza los exuberantes bosques nublados – durante una parte del año. En otras estaciones, los quetzales se mueven a los bosques más secos en las elevaciones más bajas. En el noroccidente de Costa Rica, sus vecindarios ecológicos abarcan

no sólo diferentes tipos de bosque sino también diferentes categorías de uso de la tierra, desde grandes áreas protegidas en el bosque nublado hasta pequeños y vulnerables parches de bosque en las tierras más bajas, casi siempre en terrenos privados y rodeados de campos de cultivo o pastos. La conservación de las poblaciones del quetzal es una preocupación real para los funcionarios de las áreas protegidas en el bosque nublado – y una preocupación práctica, pues los observadores de quetzales dejan muchos dólares y euros. Las pautas de manejo que involucran sólo la escala espacial normalmente investigada por los ecólogos de campo – por ejemplo, un parche de bosque nublado – sería obviamente inadecuada. En cambio, las iniciativas de conservación para el quetzal deben tener en cuenta la escala de su vecindario ecológico (Powell y Bjork 1995).

Un playero migratorio

El premio por el vecindario ecológico más grande entre las aves se lo llevan ciertos chorlitos y playeros que se reproducen en el Ártico y pasan gran parte del tiempo fuera de la estación reproductiva en las costas del sur de Sudamérica. En ruta hacia Sudamérica, se detienen en las playas del mar o de los lagos del altiplano. Un conservacionista que trabaje en un área protegida para la protección de playeros, tendrá que reconocer que las iniciativas de conservación tienen que involucrar una escala inmensamente más grande que la que sus propias pautas de manejo pueden abarcar.

Otros animales

He seleccionado unos pocos ejemplos de aves y uno de plantas, para mostrar la gran variedad de puntos de vista espaciales y el desafío que significa incorporarlos en las pautas de manejo (vea Thiollay 1989). Con igual facilidad podría haber elegido otro grupo de animales. Por ejemplo, los vecindarios ecológicos de algunas mariposas y polillas se ajustan a nuestra propia perspectiva de la comunidad ecológica de una hectárea, pero otras polillas suben y bajan por las montañas, o se mueven entre bosques secos y húmedos, cada noche mientras se alimentan. Algunas mariposas realizan migraciones estacionales, que pueden ser espectaculares y de fama mundial (Brower 1997). Por otra parte, algunos mamíferos no voladores pueden percibir el paisaje en una escala menor que la nuestra. Sin embargo, como usted sabe, unos mamíferos carnívoros y herbívoros grandes como los tapires tienen extensas áreas de actividad, mientras que en el hemisferio occidental (en especial en África) otros herbívoros grandes migran estacionalmente entre hábitats extensos. Entre los murciélagos, los tamaños del vecindario ecológico de las diferentes especies, sexos o individuos pueden igualar la variación entre colibríes. Mientras que algunos murciélagos son bastante sedentarios, otros buscan su alimento cada noche a través de muchos kilómetros cuadrados y diversos hábitats, y aun otros migran estacionalmente. Si expandimos nuestra perspectiva a los océanos, los vecindarios ecológicos de algunos mamíferos (ballenas) y reptiles (tortugas marinas) pueden igualar los de los playeros. Si el problema es la conservación de murciélagos, ballenas o tortugas marinas, ¿cómo pueden las pautas de conservación tener en cuenta el punto de vista del animal?

El diseño e interpretación de indagaciones

En el capítulo 4, nos preocupamos por los posibles efectos de la tala selectiva sobre las aves, mamíferos y ranas del bosque. Todos los diseños involucraron comparaciones entre unidades de respuesta que eran parcelas TS (en el diseño 13 las parcelas TS aún estaban por talarse), o áreas de control ST de tamaño similar, cualquiera que fuera la escala o número de unidades de evaluación por área. Una típica parcela de tala tenía como máximo unas decenas de hectáreas. Si ahora consideramos la

escala espacial del punto de vista de los animales, ¿es la indagación aun adecuada para la inquietud de conservación? Para las ranas, un “sí” condicional. El vecindario ecológico de algunas ranas del sotobosque probablemente abarca sólo una pequeña fracción del área TS o de una región ST comparable. Por lo tanto, las áreas TS pueden no tener influencia sobre los vecindarios ecológicos de las ranas en los sitios control ST cercanos. Los vecindarios ecológicos de unas cuantas aves del bosque pueden también ajustarse a la escala de las áreas TS, pero las de muchas otras especies abarcarán superficies mucho más grandes que fácilmente podrían incluir los sitios ST y TS simultáneamente. Si tales aves reaccionan positiva o negativamente a los huecos que la tala selectiva abre en sus vecindarios grandes, entonces sus respuestas se verán reflejadas también en las porciones ST del vecindario. Por lo tanto, aun si la tala selectiva estuviera confinada a unas áreas de la reserva, podría alterar las comunidades de aves no sólo en las parcelas TS sino también en regiones ST distanciadas. Un estudio diseñado que tratara con esas áreas ST como si fueran “controles”, estaría sesgado (vea también Crome 1997).

Así, aun el más riguroso de los diseños en el capítulo 4 no prueba objetivamente el efecto de la tala selectiva sobre las aves del bosque en una escala que sea apropiada para las aves. Desde el punto de vista de muchas aves, las áreas individuales TS y las regiones ST de igual tamaño no son unidades de respuesta verdaderamente independientes. Quizás la única unidad de respuesta realmente independiente sea una reserva entera en la que hay o no alguna tala. Tal como está planteada la pregunta en el capítulo 4, se está evaluando sólo una reserva, así que en esencia se tiene sólo una unidad de respuesta para un solo nivel (algo de tala selectiva en la reserva) del factor de diseño y ninguna para el otro nivel (control – ninguna tala). Para verdaderamente evaluar el efecto de la tala selectiva sobre las comunidades de aves, se podría necesitar réplicas de cada una de las dos clases de reservas (unas sin ninguna tala y otras con alguna tala) en lugar de áreas replicadas TS y ST dentro de una misma reserva. ¿Sería remotamente posible realizar un estudio tan ambicioso?

Quizás el vecindario ecológico de la mayoría de los mamíferos pequeños se ajusta a la escala de las parcelas de tala y estamos bien con la indagación original. Sin embargo, posiblemente algunas especies o individuos funcionarán en escalas más grandes, de manera que su uso de las regiones ST reflejará su respuesta, positiva o negativa, a las áreas TS cercanas. Sin considerar la historia natural de los mamíferos, ¿puede usted suponer que las comunidades de mamíferos en los “controles” ST son las mismas que existirían si nunca hubiera ocurrido tala selectiva en los alrededores?

En resumen, si su problema de conservación involucra aves, pequeños mamíferos u otros grupos de animales con variados puntos de vista espaciales, considere la escala espacial desde el punto de vista de ellos, no el suyo. No importa qué tan astuto y estadísticamente sólido sea su diseño en teoría, si no tiene en cuenta los puntos de vista de los diferentes organismos, los resultados, reflexiones y aplicaciones que se generen pueden ser erróneos. Como lo enfatiza la sección final de este capítulo, no se desanime por esta complicación real de la historia natural – simplemente tenga cuidado. Para practicar, vaya al recuadro 6.1.

Recuadro 6.1. Practique incorporar diversos puntos de vista en su diseño

Regrese al diseño que propuso durante el ejercicio del recuadro 4.2. Si la pregunta que generó este diseño involucraba otras especies además de los humanos, ¿tuvo en cuenta sus puntos de vista sobre el espacio y el tiempo? Si no fue así, ¿cómo volvería a diseñar la indagación para hacerlo? Si encuentra que es imposible diseñar una indagación que no sólo tiene en cuenta los puntos de vista de los sujetos de investigación (según este capítulo) sino que también cumple con los requerimientos del diseño y la inferencia estadística (capítulos 4 y 5), ¿cómo podría replantear la pregunta o redirigirla a un grupo diferente de organismos?

Distintos puntos de vista sobre el sitio mismo

Dejemos las aves y los mamíferos vagabundos a un lado por el momento y visitemos una población de plantas, o de animales bastante sedentarios, que esté dispersa sobre una cierta extensión del paisaje. ¿Esperaría usted que la dinámica de la población fuera uniforme de un extremo a otro de esta extensión? ¿Podría ser más exitosa la reproducción en unos lugares que en otros? ¿Podría pasar que los individuos adultos tuvieran una tasa de supervivencia más alta en unos lugares que en otros? Es decir, ¿podrían las tasas de natalidad y mortalidad variar entre distintos puntos a través del rango de la población?

Ahora supongamos que en promedio, teniendo en cuenta toda su extensión, la población es estable. Como un todo no está creciendo ni decreciendo. En términos más precisos, en promedio los nacimientos compensan exactamente las muertes y la *tasa finita de crecimiento de población* λ (lambda) es 1.0. Sin embargo, si seguimos el razonamiento del párrafo previo, a una escala más fina el valor de λ seguramente variará de un lugar a otro, desde > 1.0 en las áreas donde los nacimientos exceden las muertes, a < 1.0 en donde ocurre lo contrario. Tiene sentido esto, ¿no? Esta propuesta tan simple, lejos de ser esotérica, de hecho liga muchos conceptos en la conservación de la biodiversidad y tiene un gran significado para las decisiones de manejo.

El caso más simple de fuentes y sumideros

Definamos las zonas donde $\lambda > 1.0$ como *fuentes*, en donde el exceso de nacimientos sobre muertes genera individuos “extra” en el tiempo, y las zonas donde $\lambda < 1.0$ como *sumideros*, en donde la población se mantiene sólo si la llegada de individuos “extra” de fuentes cercanas compensa el exceso local de muertes (Dias 1996; Meffe y Carroll 1997: 211-213). Si pudiéramos mostrar en un mapa la “topografía” de fuentes y sumideros de una población, el resultado se vería como en la figura 6.6, con unas áreas fuente dispersas en una región sumidero. Una parte, que puede ser pequeña o grande, de la extensión ocupada por una población de una planta o un animal puede ser un hábitat sumidero, que no podría sostener la población a largo plazo sin un suministro de individuos de los parches fuente. Obviamente, el modelo también se aplica a especies menos sedentarias. Después de todo, aun los picaflores y los playeros migratorios se detienen para reproducirse en algún momento y lugar. Dentro de esa área circunscrita de reproducción es casi seguro que existe una topografía de fuentes y sumideros como la de la figura 6.6.

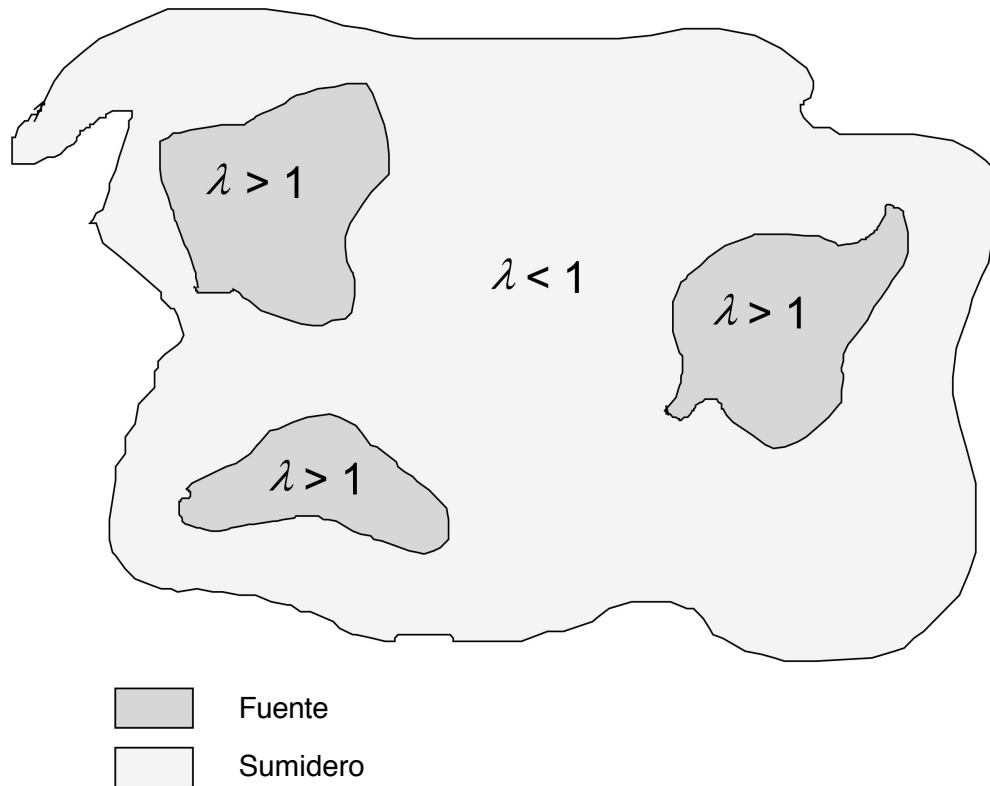


Figura 6.6.

Fuentes y sumideros dentro del área ocupada por la población de un animal o una planta. En general, la población no está ni creciendo ni decreciendo ($\lambda = 1$), pero en las regiones sumidero las muertes exceden a los nacimientos ($\lambda < 1$), mientras que en las regiones fuente los nacimientos exceden las muertes ($\lambda > 1$). En este caso hipotético, la mayor parte del área consiste de hábitat sumidero, en el cual la población no se podría mantener si no fuera suplementada por el exceso de individuos de las regiones fuente.

En la práctica, ¿se pueden realmente identificar en el mapa las fuentes y sumideros de una población o reconocer las diferencias entre los individuos en una u otra área? Probablemente no. Los individuos en las áreas sumidero interactúan con otros de la misma y otras especies, y afectan a y son afectados por sus vecindarios físicos y ecológicos. Se aparean, se reproducen con éxito y pasan su vida tan alegremente como sus contrapartes que viven en las fuentes. La densidad de población en los sumideros puede ser igual o mayor que la de las fuentes. La topografía de fuentes y sumideros no es una característica visible, ni la causa de la variación en λ . Más bien, es una consecuencia a largo plazo de esa variación, de las diferencias invisibles y a menudo pequeñas, entre las tasas de natalidad y mortalidad. La única manera de ver en el mapa la topografía de fuentes y sumideros de una población real, sería haciendo seguimiento a las tasas de natalidad y mortalidad en toda su extensión y durante un largo período de tiempo – muy largo si le preocupan los alerces, los álamos *Populus tremuloides*, los ocelotes o los tapires. Y cualquier topografía de fuentes y sumideros, con seguridad, fluctuará en el tiempo. Dudo que usted pueda diseñar una indagación sobre el tema de fuentes y sumideros. Entonces, ¿para qué sirve el concepto?

Topografías de fuentes y sumideros, tiempo y espacio

Primero, el modelo de fuentes y sumideros puede ser la manera más útil de ver las respuestas de las poblaciones y conjuntos de especies a: (a) el mosaico de perturbaciones y (b) el cambio climático. En cuanto al mosaico de perturbaciones, para muchas poblaciones de plantas y animales en el área que usted maneja las regiones que no han sido perturbadas por un tiempo pueden ser sumideros, mientras que las pequeñas áreas recientemente perturbadas y ricas en recursos, o los parches en regeneración, pueden ser las únicas fuentes. Obviamente, el mapa de fuentes y sumideros cambiará en el tiempo a medida que los sitios perturbados regresan a las condiciones “maduras” y las nuevas perturbaciones salpican el paisaje (vea la figura 6.5). ¿Cómo podría esta perspectiva influir en las indagaciones que usted realiza y las pautas de conservación resultantes? En una gran escala, las fuentes y los sumideros migran por el paisaje a medida que cambia el clima. Lo que antes era una fuente es ahora un sumidero, y lo que era un sumidero puede ahora convertirse en una fuente – si la población puede llegar a esa área. ¿Le sugiere esto unas maneras novedosas para manejar las áreas protegidas o la matriz semi-natural que las rodea, frente al cambio global?

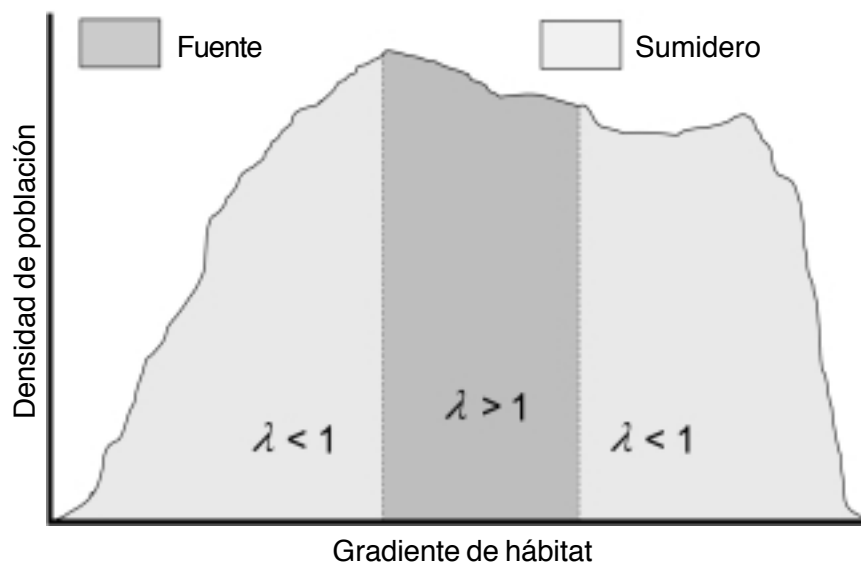


Figura 6.7.

Una posible distribución de las fuentes y sumideros de una población a lo largo de un gradiente de hábitat. Aunque en la actualidad la población en total ocupa un rango amplio a lo largo de ese gradiente, los hábitats fuente ocupan un rango mucho más estrecho.

Considere ahora la topografía de fuentes y sumideros de una población dada en un momento en el tiempo, pero esta vez con respecto a un gradiente de condiciones del hábitat (figura 6.7) en lugar de las coordenadas geográficas (figura 6.6). Por ejemplo, si va desde el punto más seco hasta el punto más húmedo dentro de la distribución entera de la población, o de la menor a la mayor elevación, se tenderá a encontrar los parches fuente hacia el medio y los sumideros hacia los extremos. Tales gradientes ambientales caracterizan

los paisajes reales, por supuesto. Por lo tanto, las zonas fuente de la población probablemente estarán centradas en una zona climática, tipo de vegetación o microhábitat, y “derramarán” su exceso de producción hacia los sumideros en los extremos (figura 6.8).

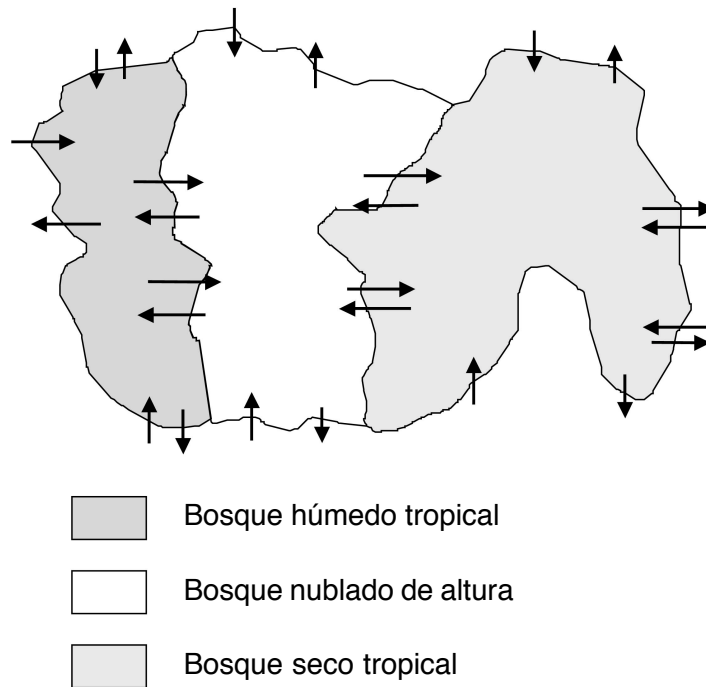


Figura 6.8.

Fuentes y sumideros al nivel de un paisaje y toda su biota – por ejemplo, la reserva que utilizamos en el capítulo 4. Para cada especie de planta o animal, un cierto hábitat puede ser una fuente que emite individuos hacia los hábitats vecinos, sosteniendo así las poblaciones sumidero que parecen ser robustas pero que disminuirían hasta extinguirse si se las separara de la fuente. Por lo tanto, el conjunto de especies de cualquiera de los hábitats incluye especies “fuente” que verdaderamente pertenecen a ese hábitat, más un buen número de especies “sumidero” que realmente no pertenecen allí y cuya persistencia depende del subsidio de sus propias fuentes que están en otras partes. Por supuesto, las fuentes y los sumideros podrían ocurrir en una escala más fina que la de las tres clases principales de hábitats de la reserva que se ilustran aquí. Por ejemplo, la variada topografía, elevación, temperatura y precipitación del bosque nublado crearía un complejo mosaico de fuentes y sumideros para todas y cada una de sus especies. Note que la dinámica de fuentes y sumideros puede involucrar no sólo hábitats “naturales” dentro de la reserva, sino también el intercambio entre esos hábitats y los paisajes convertidos que rodean la reserva, lo cual es tema del capítulo 7.

Por supuesto, las diferentes especies tendrán diferentes topografías de fuentes y sumideros. Un hábitat que es una fuente para algunas poblaciones, será un sumidero para otras. De todas las especies que aparentemente prosperan en un microhábitat, tipo de vegetación, área protegida o

zona climática, algunas estarán en sus fuentes, otras en sus sumideros. Mientras más acusado sea el gradiente ambiental, más cercanos estarán los distintos hábitats que conforman el gradiente entre sí, más cercano estará un punto en un hábitat dado a otros hábitats y más alta será la llegada a ese punto de ejemplares de plantas y animales que se están saliendo de sus fuentes en los distintos hábitats vecinos – es decir, mayor será el número de poblaciones sumidero sostenidas en cada punto. En consecuencia, mientras más cercanos estén los hábitats entre sí, mayor será la proporción de especies de un sitio dado que está constituida por poblaciones sumidero en comparación con poblaciones fuente.

¿Cómo afecta este escenario su vida como profesional de la conservación? Algunas, o quizás muchas, de las especies en un área protegida, aun aquéllas que parecen estar rebosantes de salud, podrían estar en regiones sumidero. Su presencia depende, o ha dependido, de la inmigración de las fuentes cercanas. *Si se aíslan de estas fuentes, muchas se extinguirán aun sin la influencia del cambio climático.* El conjunto de especies actual de la reserva podría ser insostenible sin importar los esfuerzos de manejo, debido simplemente a la topografía de fuentes y sumideros. Este problema puede ser particularmente agudo si su área protegida está en una región de alta biodiversidad, ya que una gran parte de esa biodiversidad es el resultado de una dinámica de fuentes y sumideros¹⁴. El piedemonte oriental de los Andes, o las regiones donde hay una rápida transición entre bosques secos y húmedos, son ejemplos de esta situación. ¿Se están empezando a gestar en su mente algunas serias preocupaciones, o ideas para indagaciones o para pautas alternativas de manejo, ahora que está pensando en fuentes y sumideros? Quizás el capítulo 7 lo estimulará aún más. Las dinámicas de fuentes y sumideros no se detienen en los límites de su reserva¹⁵.

¿Qué hacer?

1. Escuche a Mercedes Sosa cantando la canción “Todo cambia”. Nunca la olvide.
2. Generalice con cuidado. Reconozca una vez más que aun la indagación mejor diseñada (capítulo 4) y la inferencia estadística más rigurosa (capítulo 5), necesariamente involucran escalas restringidas en el espacio y el tiempo. Dado que los paisajes naturales no cumplen con la “regla fundamental de la inferencia estadística”, en escenarios de campo la estadística se debe aplicar e interpretar con más cuidado que nunca.
3. Adopte el punto de vista de las especies en cuestión. No suponga que los individuos, las especies o los conjuntos de especies comparten su punto de vista humano sobre el espacio, el tiempo, el cambio, o sobre qué tan adecuado es el sitio a largo plazo. Confíe en su conocimiento de la historia natural para pensar como un árbol, o una maleza, o una polilla, o un bagre, o una rana, o una lombriz, o un tapir o un quetzal.
4. Reconozca la diversidad de vecindarios ecológicos que existe entre las especies, o aun entre los individuos dentro de una misma especie. Reconozca que la escala de los vecindarios puede ser más pequeña, aproximadamente igual, o mucho más grande que la escala del factor de diseño en su indagación. Cada caso necesitará una interpretación diferente. Como en el ejemplo de la tala selectiva, a veces las dos escalas serán tan disímiles que no se puede responder la pregunta objetivamente. Si esto lo incomoda, vaya al capítulo 8.

5. Deje el texto de estadística en la mesa y salga y ensúciense las botas (Noss 1996). Sí, las realidades de la historia natural le complican el diseño, el análisis, el desarrollo de pautas de manejo y su vida como profesional de la conservación o como ecólogo de campo. Sin embargo, mientras mejor conozca la historia natural de su reserva y sus habitantes, más fácil le será considerar sus divergentes puntos de vista cuando proponga preguntas, las responda con indagaciones adecuadamente diseñadas y desarrolle pautas de manejo que de verdad mejoran la conservación.



CAPÍTULO 7

El contenido y el contexto: el papel de todo el paisaje

Ningún parque es una isla.

– D. H. Janzen (1983)

Los humanos modificamos el paisaje para que se ajuste a nuestros propios vecindarios ecológicos, e imponemos nuestro punto de vista particular a los demás animales y a las plantas. Por ejemplo, los paisajes rurales a menudo presentan un mosaico complejo de unos pocos remanentes de la vegetación original, dispersos entre parches de distintos usos de la tierra que tienen un área de unas 0.1 - 3.0 hectáreas, con excepción de los parches más grandes de pasto para ganado (figura 2.3). Las extensiones más grandes de vegetación original que todavía no han sido alcanzadas por la frontera agrícola, pueden convertirse en áreas protegidas. Por supuesto que dentro del límite legal de un área protegida también puede haber un número de parches que habían sido previamente talados o cultivados. A su vez, también puede haber una buena porción continua del bosque original por fuera del parque. De vez en cuando, los límites legales de la reserva corresponden aproximadamente, o quizás precisamente, con el borde entre la vegetación remanente y el mosaico que la rodea. Este mosaico ha sido descrito apropiadamente como la *matriz seminatural* (Brown, Curtin y Braithwaite 2001).

Tradicionalmente, el administrador de un área protegida tiene el mandato de conservar su *contenido*, los ecosistemas y la biota que están encerrados dentro de unos límites de carácter legal. Muchas estrategias de conservación tratan el *contexto* del área protegida, es decir, la matriz seminatural externa, como una zona de amortiguación (Wells y Brandon 1993) que sirve para aislar la reserva de aquellos paisajes que están más seriamente perturbados. Aparte de su utilidad como zona de amortiguación, ¿deberían las personas encargadas de la administración de la zona protegida ignorar la matriz seminatural, y tratar el área protegida y todo su contenido como si estuvieran aisladas de cualquier contacto con el mundo externo? ¡Por supuesto que no! Examinemos el contenido del área protegida desde la perspectiva del

capítulo 6 y de la *ecología del paisaje*¹. Tenga en cuenta que este análisis se aplica no sólo a grandes áreas protegidas, sino también a aquellos remanentes más pequeños de vegetación original en los que frecuentemente trabaja un gran número de ecólogos, sociólogos y profesionales de la conservación (Schelhas y Greenberg 1996; Laurance y Bierregaard 1997).

El área protegida desde la perspectiva del paisaje

No importa qué tan grande sea el área protegida o el fragmento, o cuántos tipos de hábitat contenga, este es sólo un elemento de un paisaje más extenso. El área protegida podría parecer bastante independiente pero, como cualquier otro elemento del paisaje (por ejemplo: una laguna, una plantación, un potrero, un cultivo o la parte alpina de una montaña), también experimenta algún intercambio o interacción con sus alrededores. La naturaleza de esos intercambios e interacciones depende de un gran número de factores que incluyen detalles como la dirección predominante del viento, o los detalles de la geometría del borde entre la reserva y la matriz seminatural (Forman 1997).

Por supuesto que el área protegida y la matriz seminatural no deberían ser vistos como dos tipos de hábitats distintos y homogéneos. Casi siempre, la distinción entre “reserva” y “no reserva” existe sólo en el sentido político. La no-reserva, o matriz seminatural, consiste en una gran variedad de hábitats y conjuntos de especies. Donde el paisaje original era un bosque, hoy en día la matriz seminatural podría consistir en un continuo de usos de la tierra y tipos de hábitat tales como: huertas caseras cuidadosamente mantenidas; cultivos o plantaciones saturados de plaguicidas; potreros mejorados con especies exóticas de pastos; huertos de frutales bien cuidados; plantaciones de árboles exóticos como pinos y eucaliptos cuidadosamente mantenidos; plantaciones menos cuidadas con un robusto sotobosque de arbustos y arbolitos nativos; plantaciones tradicionales de café o cacao sombreadas con árboles nativos y exóticos; huertos de frutales con un sotobosque herbáceo muy diverso; cultivos de subsistencia o potreros no mejorados, que conservan una flora de herbáceas y una fauna de insectos diversas; parcelas o potreros abandonados que han sido colonizados por numerosas especies pioneras nativas y exóticas; parches de bosque entresacados que aún conservan algunos árboles nativos del dosel; rastrojos secundarios diversos y bosques de todo tipo, que incluyen áreas casi indistinguibles de la vegetación original que se ve protegida por la reserva; y parches remanentes de la vegetación original en sí. Si la vegetación nativa no es boscosa, la matriz seminatural que rodea un fragmento o una reserva puede aún poseer un buen número de hábitats que han experimentado distintos grados de conversión por parte de los habitantes locales. Consideremos unos puntos de vista diferentes sobre las relaciones ecológicas entre su área protegida y los distintos hábitats circundantes.

¿Ha mirado a ambos lados del borde?

Empecemos con el caso más simple posible: un parche aislado y bastante pequeño de la vegetación original que ahora es distinto a las áreas modificadas que lo rodean. Estos parches son el resultado de un proceso conocido como la *fragmentación de hábitats*, en el cual la frontera agrícola u otras formas de transformación de la tierra avanzan e interrumpen la continuidad de la vegetación original, dejando típicamente remanentes en las partes más inaccesibles o menos cultivables². Antes de la fragmentación, el vecindario ecológico de las plantas y animales residentes del sitio se extendía libremente en todas las direcciones. Hoy, sin embargo, los hábitats aledaños al fragmento son muy distintos de lo que éste contiene y el vecindario de muchos individuos se acaba abruptamente en el borde. ¿Qué pasa entonces? Apliquemos el modelo de fuentes y sumideros a ver.



Figura 7.1.

Un área protegida con un borde claro y muy abrupto: Parque Nacional Impenetrable Bwindi (Uganda).

Primero, si estuviera sobrevolando en un avión, el borde parecería como un límite abrupto entre el contenido de la reserva y el contexto (figuras 7.1 y 7.2a). Aun de cerca, el borde sigue siendo una barrera – desde el punto de vista de aquellos organismos que de pronto “descubren” que han estado viviendo todo este tiempo en un sumidero, que era subsidiado por el suministro de individuos provenientes de las fuentes cercanas recientemente desaparecidas. Como lo señala el capítulo 6, sin más entradas desde esas fuentes, estas poblaciones esperarán en vano su rescate de una extinción local que bien puede ser rápida o dolorosamente lenta. A menos que haya un cambio climático, las únicas especies que probablemente persistirán indefinidamente en un fragmento de hábitat original, independientemente de su tamaño, serán aquellas que por azar ya tenían recursos suficientes dentro de los límites, cuando éstos fueron creados.

Desde otro punto de vista, sin embargo, el borde entre un fragmento y sus alrededores es bastante poroso (figura 7.2b). A menos que esté rodeado por asfalto, el fragmento es accesible a nuevas poblaciones fuente, ya que la matriz seminatural mantiene sus propias poblaciones de plantas y animales que podrían pasar a través del borde. Estas poblaciones probablemente van a encontrar condiciones de sumidero dentro del fragmento. Sin embargo, puesto que están subsidiadas constantemente desde afuera, estos colonizadores pueden llegar a alcanzar una alta densidad de población y ejercer una influencia importante sobre los eventos subsiguientes dentro del fragmento (Janzen 1983). Los colonos podrían ser bastante inocuos, o podrían ser competidores agresivos, plagas, patógenos, parásitos o depredadores de las especies nativas al remanente.

La invasión de un fragmento por especies que proliferan en la matriz seminatural, bien sea nativas al paisaje o exóticas, constituye una clase de lo que se ha llamado *efectos de borde*³. En este caso el efecto es biológico. Los efectos de borde también pueden ser físicos. Por ejemplo, el borde de un fragmento de bosque, rodeado por un terreno cuya vegetación ha sido cortada recientemente, estará expuesto al aire libre por años o décadas hasta que se selle con el crecimiento de lianas, arbustos y arbolitos. En consecuencia, las partes exteriores del fragmento pueden experimentar una mayor variabilidad que antes en temperatura, humedad

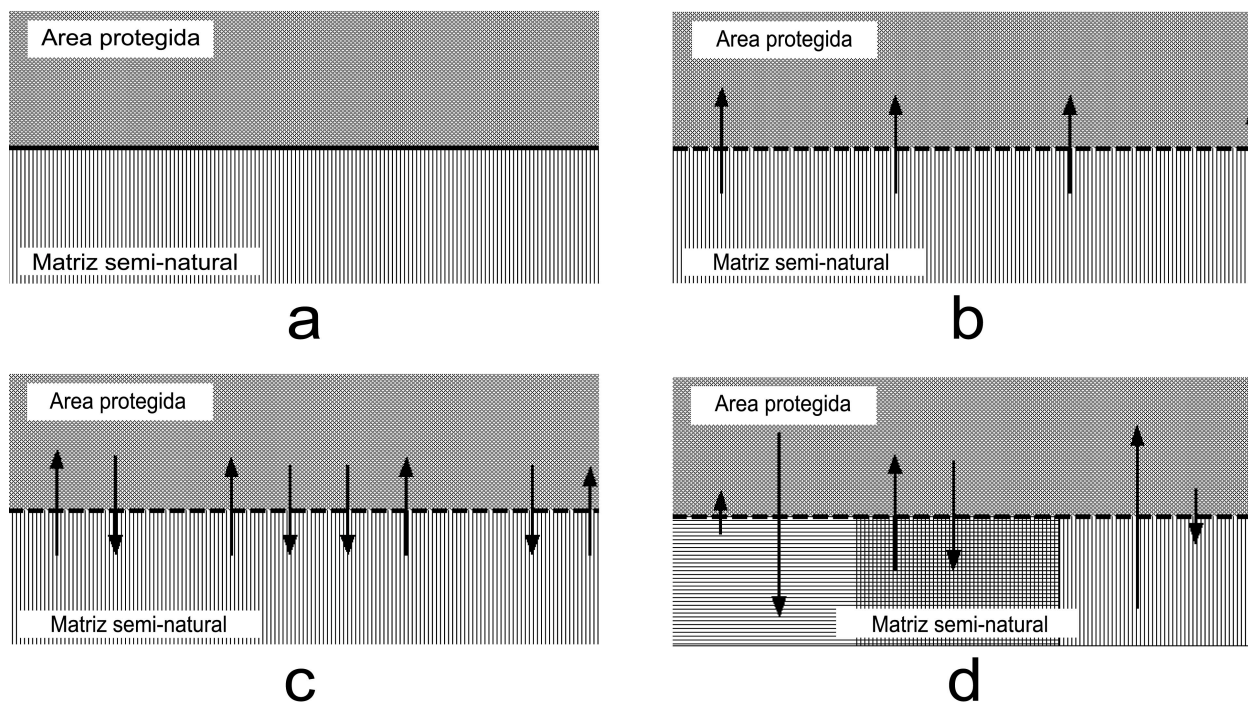


Figura 7.2.

Cuatro perspectivas distintas del borde entre un parche de vegetación original y la matriz seminatural (Brown, Curtin y Braithwaite 2001), o sea, el paisaje total o parcialmente convertido a todo lo largo del borde. (a) La perspectiva de los “parques como islas”: el límite es una barrera absoluta, particularmente para las especies que sobreviven en el parche. (b) La perspectiva clásica de los “efectos de borde”: en lugar de estar sellado, el borde es permeable a las influencias físicas (a menudo hostiles a las poblaciones e interacciones ecológicas que sobreviven en el parche remanente) y a nuevas especies (por lo general dañinas) del exterior. (c) La perspectiva de ambos lados: el borde es permeable a las influencias, interacciones e intercambios que pasan en ambas direcciones. (d) La perspectiva de ambos lados, que tiene en cuenta la variación en la naturaleza de la matriz seminatural.

atmosférica, humedad del suelo y velocidad del viento, lo que afectará a las plantas y animales que las habitan. Los bordes de los fragmentos también son vulnerables a plaguicidas y fertilizantes que se filtran desde los cultivos cercanos. Los efectos de borde, tanto físicos como biológicos, pueden penetrar sólo unos metros o varios cientos de metros dentro del fragmento. El tamaño del fragmento influye sobre el impacto relativo de los efectos de borde. Un fragmento pequeño puede experimentar efectos de borde en toda su extensión, que inducen cambios rápidos en las condiciones físicas y en la composición de especies que existía antes del aislamiento. Los fragmentos más grandes pueden retener un núcleo razonablemente grande que esté libre de efectos de borde, mientras que en las reservas de cientos de miles de hectáreas, los efectos de borde afectarían sólo una minúscula fracción del total y por lo tanto generarían poca preocupación.

Hay aun otra perspectiva sobre los bordes. Las inquietudes de conservación se han enfocado tradicionalmente sobre el destino del área protegida y no de sus alrededores. Por lo tanto, la mayor parte del trabajo sobre efectos de borde sólo mide las flechas de la figura 7.2b y se concentra en los efectos de borde de afuera

hacia adentro. Pero. ¿no tienen los bordes dos lados? ¿No podría el ambiente físico de un fragmento penetrar alguna distancia dentro de la matriz seminatural (figura 7.2c)? ¿No podrían salir propágulos de las poblaciones de plantas y animales residentes en el fragmento, hacia la matriz seminatural (Gascon et al. 1999, Griffith 2000), aun cuando la matriz en sí no pudiera mantener poblaciones viables de esas especies?

Los metafóricos poros del borde entre el área protegida y sus alrededores casi siempre funcionan en ambas direcciones, no sólo en una. Además, la naturaleza del intercambio entre el contenido y el contexto probablemente no es uniforme a todo lo largo del borde (Mesquita, Delamônica y Laurance 1999). Con seguridad varía con los cambios en la naturaleza de la matriz seminatural que bordea la reserva (figura 7.2d). Con toda seguridad, el contenido de su área protegida ejerce una influencia distinta sobre distintos tipos de matrices seminaturales, y distintos tipos de matrices seminaturales ejercen distintas influencias sobre el contenido del fragmento (McIntyre y Hobbs 1999).

¿Qué tan importante es considerar ambos lados del borde desde la perspectiva de la figura 7.2d, si usted está trabajando con el área protegida o con la matriz seminatural? Creo que es crítico en ambos casos. En América Latina y en el resto del hemisferio occidental, ¿cuántas indagaciones realizadas por administradores o ecólogos, han enfrentado el concepto presentado en esa figura? Hasta donde tengo conocimiento, sólo unos pocos (por ejemplo, Estades y Temple 1999, Gascon et al. 1999, Mesquita, Delamônica y Laurance 1999), aunque el modelo unilateral de la figura 7.2b ha sido tratado en numerosos estudios. ¿Qué asuntos serios de conservación o ideas de estudios interesantes se le ocurren a usted? ¿Qué indagaciones factibles podría diseñar escrutando cuidadosamente la figura 7.2d?

La perspectiva de “ambos lados” se extiende más allá del caso del pequeño fragmento aislado. Por ejemplo, la conversión del hábitat no necesariamente aísla la vegetación remanente y desconecta los fragmentos. Por lo general, produce tiras angostas de vegetación original que aun están conectadas entre sí o con extensiones grandes del mismo hábitat (figura 7.3). De hecho, las grandes extensiones pueden ser áreas protegidas (de Lima y Gascon 1999). Estos *jirones* de hábitat (Feinsinger 1997) son esencialmente “puro borde”. Los efectos de borde entrantes se difunden de un extremo al otro del jirón. Pero a la vez los efectos salientes desde el jirón, pueden influir profundamente en la matriz seminatural que éste penetra. No importa cuál sea su forma y tamaño, cualquier extensión de vegetación remanente, bien sea que esté



Figura 7.3.

Jirones de hábitats, comunes en muchos paisajes a lo largo y ancho del mundo (en la foto, provincia de Tucumán, Argentina).

Las inquietudes de conservación y el potencial de conservación de los jirones, pueden ser distintos de los de fragmentos de hábitat aislados.

protegida o no, seguramente experimenta y ejerce variados efectos de borde a todo lo largo de su periferia. La naturaleza de esos efectos debería interesar no sólo al profesional de la conservación, al administrador del terreno y al ecólogo, sino también a *las comunidades rurales de la matriz seminatural*. Desde el punto de vista de los habitantes locales, los efectos de borde ejercidos por un pequeño fragmento en terreno privado o una reserva estatal extensa pueden ser benéficos, negativos, o ambos. Los efectos sobre los cultivos o los pastos cercanos a los fragmentos podrían incluir: (a) estabilización de la humedad del suelo y de la humedad atmosférica y atenuación de sequías; (b) atenuación de extremos de temperatura; (c) generación de rompevientos y (d) incremento en el control biológico de plagas de cosechas, a través de los depredadores y parásitos que emanan de la reserva (vea Power 1996). Por otra parte, la presencia de la reserva podría también generar pérdidas en las cosechas, debidas a hongos u otros patógenos, plagas de insectos que emanan de la reserva y otras plagas grandes y abusivas tales como osos de anteojos en Sudamérica y elefantes en África (Naughton-Treves 1998); o, podría disminuir la productividad de las cosechas porque el sombrío disminuye el crecimiento de las plantas o su producción de flores y frutos. ¿Le sugieren estas posibilidades algunas inquietudes, preguntas o indagaciones de manejo? ¿Podría una comunidad querer saber la respuesta a estas preguntas u otras sobre los efectos de los fragmentos de bosque? Vea el capítulo 10.

La matriz seminatural como una entidad de conservación

Algunos profesionales de la conservación aún perciben todo lo que está dentro de un área protegida como “bueno” y todo lo que está fuera de ella como “malo”. Esta percepción es producto de una dicotomía políticamente necesaria, pero biológicamente desafortunada, que se mencionó en el capítulo 6, aquella entre los paisajes “prístinos” y los “manoseados por los humanos”. El resultado de estas etiquetas es que la matriz seminatural, por lo general, inspira desprecio por ser una fuente de invasores e influencias físicas desagradables. En el mejor de los casos, se la tolera simplemente como zona de amortiguación.

Sin embargo, considere de nuevo la gran variedad de hábitats y conjuntos de especies que puede contener una matriz seminatural. Es cierto que algunos usos de la tierra en esa matriz tales como potreros tecnificados, o plantaciones de algodón o de palma africana, pueden ser de muy poco interés para el profesional de la conservación. Sin embargo, otros sitios pueden contener muchas especies nativas del paisaje, incluyendo algunas especies (y procesos ecológicos) de gran valor de conservación (Gascon et al. 1999; McIntyre y Hobbs 1999; Brown, Curtin y Braithwaite 2001). Algunos parches, o toda la matriz, pueden inclusive contener un subconjunto bastante completo de los conjuntos de especies y los procesos ecológicos del hábitat original. Por ejemplo, el diverso dosel de las plantaciones de café con sombrío por lo general contiene una rica fauna de vertebrados e invertebrados (Perfecto et al. 1996; Moguel y Toledo 1999). Las huertas caseras pueden ser paraísos para la biodiversidad local (Gómez-Pompa y Kaus 1992; Steinberg 1998). Los bosques nativos usados para producción de madera pueden contener conjuntos de especies de aves tan diversos como los bosques no talados (Thiollay 1995; Griffith 2000). Los pequeños fragmentos de vegetación nativa dispersos en la matriz seminatural, que rara vez reciben alguna atención de parte de muchos de los profesionales de la conservación, pueden de hecho contener muchas especies nativas, proveer recursos para la regeneración de las tierras transformadas que los rodean y tener un significado práctico o religioso para las comunidades locales⁴. En una escala mayor de tiempo y espacio, es posible que las poblaciones que se están extinguiendo en su área protegida como consecuencia del cambio global, encuentren condiciones aceptables en algunos puntos dispersos de la matriz seminatural y tengan éxito siguiendo el movimiento vertical o hacia los polos de sus climas ideales, en lugar de extinguirse al llegar al borde de la reserva.

Como dice Crome (1997), “es muy importante manejar la matriz si ha de persistir la biota de un paisaje fragmentado”. Cada vez hay más ecólogos y profesionales de la conservación que están de acuerdo con esta frase⁵. Hoy en día muchas estrategias de conservación se enfocan en los paisajes (Poiani et al. 2000) e incluyen la matriz seminatural. Sin embargo, volviendo a la figura 1.1., ¿cómo se puede tomar decisiones de manejo sin la información que proveen las indagaciones científicas?

¿Qué hacer?

Como profesional de la conservación, si sus actividades se pueden extender más allá de la reserva y hacia algunas partes de la matriz seminatural, no desestime ese paisaje potencialmente rico, a medida que sigue el “ciclo de manejo” de la figura 2.4 y propone pautas de conservación. Como ecólogo de campo, considere que las preguntas sobre fenómenos en la matriz seminatural pueden ser tan interesantes – y más manejables – que las preguntas sobre lo que se encuentra dentro de la misma reserva. Sea que sus actividades se extiendan o no hacia la matriz seminatural, considere la posibilidad de animar a las comunidades locales a manejar el paisaje, de tal forma que: (a) se minimicen aquellos efectos de borde deletéreos que penetran la reserva, (b) se maximicen aquellos efectos de borde positivos que penetran la matriz seminatural y (c) se maximice el potencial de conservación de la matriz seminatural por sí misma. Por ahora, por lo menos realice el ejercicio del recuadro 7.1.

Sea que esté trabajando con comunidades locales o no, ¿le parece abrumadora la complejidad de la indagación a nivel del paisaje? Afortunadamente, hay algunos atajos para indagar sobre efectos de borde y otros efectos crípticos de las actividades humanas sobre la “integridad ecológica” del paisaje. Éstos y otros atajos pueden ser útiles en estrategias de conservación en gran escala. ¿Cuáles atajos escogerá?

Recuadro 7.1. Practique formular preguntas acerca del contenido y el contexto

Piense en el área protegida en la que trabaja, o estaría interesado(a) en trabajar. Bosqueje un mapa, o examine una fotografía aérea, imagen de satélite, archivo de SIG u otra representación del área protegida *y del paisaje que la rodea*. Note lo siguiente:

- La forma del límite legal de la reserva
- El grado en que el límite legal coincide con los límites entre la extensión continua de hábitat original y la matriz seminatural que la rodea
- La variedad de tipos de hábitat a ambos lados, tanto del límite legal de la reserva como del borde de la vegetación original. Preste especial atención a los diferentes elementos de la matriz seminatural, y
- Los tamaños y formas de los parches de distintos usos de la tierra

Ahora aplique el método del recuadro 3.2 a este mapa y a lo que recién ha percibido. Es decir, formule tantas preguntas como sea posible acerca de este paisaje. Reflexione sobre las preguntas. Luego escoja aquéllas que le parezcan más urgentes para los problemas de conservación de la vida real, y considere diseñar estudios para contestarlas, siguiendo el proceso presentado en el capítulo 4.



CAPÍTULO 8

Indicadores versus objetivos: ¿atajos para evaluar la “salud” del paisaje?

La pregunta “¿qué estamos monitoreando o evaluando, y por qué?” es fundamental para seleccionar los indicadores apropiados.

– Reed F. Noss (1990)

Muchas preguntas e indagaciones relacionadas con la conservación se enfocan en una especie de planta o de animal en particular, o un grupo de especies. Quizás la especie o el grupo de especies constituye su motivo primario de preocupación. Si es así, la está tratando como *especie objetivo* o *grupo objetivo*. Un patrón biológicamente (¿y estadísticamente?) significativo en los resultados de su indagación le indicaría que algo está sucediendo con esta especie o grupo objetivo. Durante la fase de reflexión usted podría especular que algo puede estar pasando también con otras especies o procesos ecológicos, pero no actuaría más allá de la especulación: su foco continuaría siendo la especie o grupo que está estudiando. Las preguntas sobre los efectos de la tala selectiva, en el capítulo 4, involucraban tres grupos objetivo: las aves, los mamíferos pequeños y las ranas del bosque. En el capítulo 5, la Dra. Navideña y el Dr. Cumpel años seleccionaron una sola especie objetivo, el Caimán Feroz. Usted podría seleccionar una especie o grupo objetivo por una variedad de razones, como se discute más adelante.

Por otra parte, quizás su preocupación y foco de conservación son mucho más amplios. (1) Su foco podría ser el conjunto completo de especies de animales y plantas y su preocupación podría ser la “salud” del conjunto, con respecto a: (a) un fenómeno altamente visible que podría afectar su robustez, como la proximidad a una frontera agrícola, la tala selectiva, la construcción de carreteras o la minería; (b) amenazas menos obvias que se sospechan pero no se pueden precisar; o (c) las pautas y estrategias de conservación que usted ha puesto en práctica. (2) Su foco podría ser la “integridad ecológica” del paisaje o de un parche en particular, no sólo de la biota sino de todo el complemento de interacciones y procesos

ecológicos del sistema. Al igual que con el conjunto de especies, usted podría desear evaluar la integridad ecológica con respecto a fuentes conocidas de perturbación, a amenazas menos visibles, o al éxito de pautas que ya se han puesto en práctica. Éstas son preocupaciones de gran escala. ¿Cómo puede enfrentarlas? Aun un proyecto de conservación gigantesco y multidisciplinario no podría evaluar lo que está sucediendo con cada población de planta, animal y microbio en el paisaje, y mucho menos con cada una de las interacciones y procesos relacionados con la integridad ecológica. Si usted está trabajando solo o con unos pocos colegas, es claramente imposible que responda todas estas urgentes preguntas en todas las escalas.

Entonces, usted ha seleccionado una especie o grupo particular de especies como atajos o sustitutos para responder preguntas sobre otras especies y los procesos ecológicos de los que son parte, sobre la salud de la biota o la integridad ecológica del paisaje. Usted está suponiendo que las respuestas a las amenazas o a las acciones de conservación de estas especies, que considera *indicadores ecológicos*, reflejan las respuestas de todas las otras especies y procesos ecológicos (Poiani et al. 2000). Si encontrara un patrón biológicamente (¿y estadísticamente?) significativo en la especie o grupo indicador, sería una señal de que *algo está ocurriendo con la biota y por lo tanto, con la integridad ecológica del paisaje* (McGeoch 1998). Es decir, idealmente la especie o el grupo indicador le dice si las cosas van bien o mal con la biota, o con una parte o todo el paisaje². Si ésa es su meta, debe ser supremamente cuidadoso para escoger la especie o el grupo indicador más apropiado y debe tomar medidas especiales para seleccionar cuidadosamente la(s) variable(s) de respuesta que va a medir con respecto al indicador ecológico.

Los indicadores ecológicos de ninguna manera están limitados a las especies. Técnicamente, las especies constituyen sólo un componente de la biodiversidad del paisaje (Noss 1990). Las indagaciones sobre la integridad ecológica, incluyendo pero no limitadas a aquellos estudios etiquetados como “monitoreo de biodiversidad”, pueden involucrar varias clases de variables físicas y biológicas como indicadores ecológicos³. Por otro lado, sólo porque usted está cuantificando una variable ambiental, no la convierte automáticamente en un indicador ecológico. Por ejemplo, usted podría estudiar la concentración de nitratos en lagunas que se sabe están expuestas a diferentes intensidades de escorrentía agrícola, por ser un fenómeno interesante de por sí – en cuyo caso usted estaría tratando esta variable como un objetivo en lugar de un indicador ecológico. Este capítulo se enfocará principalmente en especies o grupos de especies, simplemente porque son los objetivos o indicadores ecológicos más baratos de estudiar, los mejor conocidos y los que son más frecuentemente seleccionados. Sin embargo, le recomiendo enfáticamente que considere el uso de ciertos procesos ecológicos claves y fáciles de cuantificar, como indicadores – u objetivos – ecológicos.

A primera vista, la diferencia entre objetivos e indicadores puede parecer trivial. Sin embargo, las dos filosofías difieren en aspectos muy importantes. Además, las especies más atractivas como objetivos a menudo son deficientes como indicadores y viceversa. Lamentablemente, los profesionales de la conservación tienden a pegarle la etiqueta de “bioindicador” indiscriminadamente a cualquier especie, grupo de especies o fenómeno ecológico que están investigando, así sea o no un buen indicador tal como se definió más arriba, o simplemente sea un objetivo. En el mejor de los casos tal designación subjetiva de indicadores puede llevar a malas interpretaciones y a desinformación en los círculos conservacionistas, en los medios de comunicación y entre las entidades de financiamiento. En el peor de los casos puede llevar a decisiones de manejo desastrosas. En este capítulo sugeriré algunos buenos

y malos indicadores y enfatizaré que el uso de especies objetivo es igualmente válido pero involucra criterios y metas diferentes.

Criterios para seleccionar una especie objetivo

¿Por qué una especie o grupo de especies en particular es escogido como el objeto de manejo, de políticas regionales, de regulaciones globales o de investigaciones ecológicas básicas? La mayoría de las posibles razones encajan en un sencillo esquema⁴. Una razón es porque es una Especie Importante – por consideraciones políticas, por prioridades de conservación o por razones económicas. Las especies pueden ser importantes por consideraciones políticas:

- por ser *especies carismáticas*, es decir, organismos estéticamente atractivos que pueden generar simpatía (y muchas donaciones en dinero) entre el público general. Las especies que tienen ojos grandes y suave pelaje, plumas, colmillos o aletas, tienen más probabilidades de ganarse el apelativo de carismáticas y de adornar los calendarios a todo color, pero algunos vertebrados que no tienen estas características (por ejemplo, la rana arbórea de ojos rojos o las ranas venenosas de la familia Dendrobatidae), algunos invertebrados (como algunas mariposas) y algunas plantas (las orquídeas en particular), también califican. (Pregunta: ¿podría ocurrir que el excesivo énfasis en las especies carismáticas genere la creencia en el público de que no vale la pena conservar paisajes donde no existen estas especies?);
- por ser *especies bandera*, es decir, especies carismáticas que pueden usarse para lanzar un esfuerzo de conservación o un plan de manejo para un paisaje en particular (se aplica la misma pregunta que para la especie carismática); o,
- por ser *especies sombrilla* que tienen grandes vecindarios ecológicos o una distribución geográfica extensa, de manera que las medidas de conservación dirigidas a la especie objetivo protegerían a muchas otras especies y procesos ecológicos (se aplica la misma pregunta que antes, además de la siguiente: las áreas fuente y sumidero de otras especies, ¿necesariamente van a coincidir con las de la especie sombrilla?).

Desde el punto de vista de las prioridades de conservación podrían ser importantes:

- por ser *especies vulnerables*, que están en peligro de extinción o cuyas características ecológicas sugieren que lo estarán pronto – una especie vulnerable a la que se le da reconocimiento oficial se convierte en una especie *amenazada* o *en peligro*. (Preguntas: ¿existe una relación entre la facilidad con que se declaran especies amenazadas o en peligro, y el número de biólogos relativo al número total de especies en el paisaje local? y, esa razón de [biólogos : especies] ¿es más alta o más baja en aquellos paisajes que probablemente tengan el mayor número de especies que realmente merecen la etiqueta?); o,
- por ser *especies claves* o *pedrangulares*, “cuyo impacto en la comunidad o ecosistema es desproporcionadamente grande en relación a su abundancia” (Power et al. 1996)⁵. Algunas especies pedrangulares son fáciles de identificar. Si se retiran los elefantes de los paisajes africanos donde se encuentran, o se añaden a paisajes donde no han estado presentes durante un tiempo, se verá dramáticos cambios en las características físicas y biológicas del paisaje. Si se retira los castores de los paisajes norteamericanos, o se añaden a los paisajes de Tierra del Fuego, se verá (mejor dicho, ya se vieron) cambios dramáticos en las características físicas y biológicas del paisaje. En otros casos, estas especies

pueden ser más difíciles de identificar. (Preguntas: ¿qué es una especie *no* piedrangular, y se puede distinguir de una que sí lo es? ¿Podría ser la "piedrangularidad" una característica continua en lugar de discreta [Kotliar 2000]? ¿Se han descubierto todas las especies "muy piedrangulares" en algún paisaje y se han incluido en las normas de conservación?).

O tal vez una especie puede ser importante por ser *económicamente valiosa*, bien sea para el consumo local o para el mercado. Pregunta: las especies que actualmente son consideradas "valiosas" o "no tan valiosas", ¿siempre lo serán? Si no lo serán, ¿que pasará con sus pautas de conservación?

Un segundo motivo por el cual una especie es escogida como objetivo, es porque puede ser promocionada, aunque no realmente usada, como una *especie indicadora*. Casi con certeza ésta es una posición falsa (vea McGeoch 1998). Recuerde la diferencia en la definición y vea la siguiente sección. Sin embargo, algunas personas creen que deben justificar su selección de una especie objetivo promocionando, sin ninguna evidencia sólida, sus propiedades como indicador ecológico. Si usted cree que una especie es importante por una o más de las razones expuestas arriba, esto es justificación suficiente para estudiarla. Si no le puede adjudicar ninguna "importancia", no fuerce la verdad con un razonamiento circular y no la llame indicadora. Sea honesto y admita que la ha escogido por el tercer motivo por el que una especie es escogida: porque está allí, porque le intriga y, en consecuencia, es una *especie interesante*. Quizás esta etiqueta es la más honesta de todas. Después de todo, ¿quién puede decir cuáles especies nativas de un paisaje son más importantes que otras? ¿No debería la conservación incluirlas a todas, con algunas posibles excepciones tales como el virus de la viruela y los mosquitos *Anopheles*?

Por supuesto, estas etiquetas no son mutuamente exclusivas. Una cierta especie objetivo podría ser simultáneamente carismática, bandera, sombrilla, vulnerable, piedrangular, económicamente valiosa y, por supuesto, interesante. El uso juicioso de las etiquetas no es malo, siempre y cuando sea honesto (Caro y O'Doherty 1999). Aun así, tenga cuidado al desarrollar pautas de conservación basado en las etiquetas (Crome 1997). Éstas pueden ser bastante subjetivas. No es justo ignorar aquellas especies que (aún) no han sido catalogadas como vulnerables, o piedrangulares, o económicamente valiosas. Es peligroso apoyarse en especies carismáticas, banderas o sombrillas para determinar qué paisajes vale o no la pena conservar (Schwartz 1999; Poiani et al. 2000). Finalmente, reitero: no promocione una especie objetivo como un indicador, a menos que haya leído las dos secciones siguientes y esté convencido de que no está forzando la verdad.

Criterios para seleccionar una especie (o grupo) indicadora

Si su indicador ecológico va a justificar este apelativo, tiene que ser más que simplemente interesante: debe cumplir con ciertos criterios fundamentales. Algunos de los criterios para seleccionar indicadores son obvios y se relacionan con aspectos mencionados anteriormente, especialmente en los capítulos 3, 4 y 6. Otros, menos obvios, se relacionan con la filosofía del concepto de indicador y con la cita al principio de este capítulo. Como veremos, pocos grupos de especies – y mucho menos especies individuales – pueden satisfacer todos los criterios, pero algunos son mejores que otros⁶. Los criterios son los siguientes:

1. *Muestreo objetivo* : un indicador debe poder ser muestreado de manera efectiva y objetiva a través de observación directa, de medidas o de conteos con un mínimo de sesgos y por medio de unidades de evaluación biológicamente razonables.

2. *Muestreo eficiente* : un indicador debe poder ser muestreado eficientemente y debe producir datos suficientes durante la mayor parte del tiempo en que es muestreado. Es decir, no debe requerir una cantidad de esfuerzo, tiempo y dinero desorbitada antes (o después) de que se tome el primer dato.
3. *Tamaño de muestra* : el indicador debe ser capaz de evaluar un gran número de réplicas de las unidades de respuesta por unidad de esfuerzo, tiempo y dinero invertido.
4. *Costo del muestreo* : el muestreo del indicador debe poder hacerse con un mínimo de equipos costosos o procedimientos sofisticados.
5. *Familiaridad* : la historia natural y la taxonomía de la especie, o del grupo, deben ser bien conocidas.
6. *Escala* : los vecindarios ecológicos de la especie o grupo indicador y la escala en la que opera cualquier otro indicador ecológico, deben corresponder a la escala más apropiada para el problema de conservación.
7. *Sensibilidad* : sus datos preliminares, o estudios confiables realizados en otras partes, deben haber demostrado que el indicador es sensible a los factores que le generan preocupación (por ejemplo, contaminación, fragmentación del hábitat, compactación del suelo, cambios en el manejo de cuencas).
8. *Utilidad como sustituto* : la especie o grupo indicador debe responder consistentemente a los cambios ambientales en el tiempo y el espacio, bien sea de manera similar o de manera directamente opuesta al resto de la biota. En particular, la presencia o ausencia o la densidad de población de una sola especie, o la composición y diversidad del grupo indicador, debe correlacionarse claramente con la integridad ecológica del paisaje, como sea que la haya definido. Si la especie o grupo juega un papel ecológico crítico, esto es un valor agregado – pero no un criterio absoluto. Alternativamente, si el indicador es un proceso ecológico en lugar de un taxón, el proceso debe involucrar muchas especies con estilos de vida diferentes.
9. *Consistencia* : la especie o el grupo indicador debe estar igualmente activo o ser accesible en todos los momentos en que se vaya a muestrear.
10. *Interés general* : al menos para indagaciones que involucran la matriz seminatural, el indicador idealmente debería responder a los factores que también le preocupan a las comunidades rurales, sea o no que les interese el indicador por sí mismo (vea el capítulo 10).

¿Una sola especie como indicador ecológico?

A veces una especie particular de animal o planta tiende a prosperar en paisajes que prácticamente no han sido tocados por las actividades humanas, y a desaparecer cuando la integridad ecológica ha sido alterada. Sin embargo, no puedo pensar en ningún caso que cumpla con todos los criterios presentados. Al igual que otros autores (p.ej.: Landres, Verner y Thomas 1988; Noss 1990), le sugiero enfáticamente que *nunca use una sola especie como un indicador positivo*, es decir, un indicador que se espere que esté correlacionado positivamente con la integridad ecológica o la biodiversidad. La distribución geográfica de la mayoría de las plantas y animales nativos de los paisajes tropicales y subtropicales ya presenta un patrón irregular, independientemente de la influencia humana. Mientras que la presencia de tales especies puede, de verdad, indicar que todo está bien con el resto de la biota y con la integridad ecológica del

paisaje, ¿su ausencia indica que las cosas no están bien? No necesariamente. Su ausencia indica que está ausente. Eso es todo.

Por otra parte, ciertas especies son “explotadoras” (McGeoch 1998) de las perturbaciones humanas. Algunas plantas, animales y microbios oportunistas siguen a los humanos a donde quiera que vayan, y casi siempre aparecen cuando las cosas “van mal” para la biota nativa o la integridad ecológica del paisaje. Algunas de estas especies incluso aparecen cuando la perturbación es bastante sutil. Por lo tanto, son excelentes como alarmas tempranas. Estos *indicadores negativos* no necesariamente son peligrosos o perturbadores por sí mismos. Más bien, su presencia es una señal de que están ocurriendo eventos más sutiles, complejos y serios con respecto a la integridad ecológica – o incluso a la salud humana. El indicador negativo más ampliamente reconocido es la bacteria *Escherichia coli*, cuya presencia en el agua indica contaminación con heces humanas. De hecho, *E. coli* cumple con casi todos los criterios presentados en la sección anterior. Sólo unas pocas variedades de *E. coli* son peligrosas para los humanos, pero la presencia de cualquier variedad en cierta cantidad indica que otros parásitos más patógenos pueden estar presentes. Por el contrario, una baja densidad, o la ausencia, de *E. coli* indica bajos niveles de contaminación fecal y bajo riesgo para la salud – al menos con respecto a infección con parásitos intestinales humanos. Por lo general es más fácil y barato para las autoridades de salud pública monitorear la calidad del agua por la presencia de *E. coli* que por cualquier otro medio.

Por supuesto, su inquietud probablemente se relaciona con la salud del paisaje y no sólo la salud humana. ¿Cuáles especies, más visibles que *E. coli* a simple vista, podrían indicar problemas con su presencia? Aunque, hasta donde sé, ninguna ha sido evaluada adecuadamente, los siguientes son algunos candidatos:

- El helecho *Pteridium aquilinum*. En algunos paisajes este helecho vive tranquilamente con el resto de la biota nativa – por ejemplo, en el sotobosque de los árboles de álamo descritos en el capítulo 6. Sin embargo, en algunas regiones tropicales y subtropicales del mundo, este helecho prospera solamente donde la integridad ecológica del paisaje ha sido perturbada por quemas frecuentes o por pastoreo y pisoteo del ganado. Este helecho también invade algunos bosques húmedos de montaña que han experimentado perturbaciones más sutiles, penetrando por los senderos e incluso hasta los claros naturales de bosque.
- La rosa mosqueta (*Rosa eglantheria*). Como se describió en el capítulo 6, en los parques nacionales argentinos del distrito de las lagunas, esta planta exótica invade sitios que han sido perturbados por pastoreo, pisoteo, tala y quema.
- Otras plantas invasoras. Con la posible excepción de los trópicos húmedos, casi cualquier paisaje en el hemisferio occidental ofrece una variedad de plantas invasoras exóticas que pueden funcionar como indicadores negativos.
- Rata común (*Rattus rattus*). Las ratas usualmente están asociadas a efectos humanos que están lejos de ser sutiles, de modo que, ¿por qué las necesitaríamos como indicadores? Porque a veces las ratas también aparecen cuando hay perturbaciones más crípticas de la biota o el paisaje. Si una rata aparece en sus trampas para mamíferos en lo que usted creía que era un paisaje “intocado”, como a veces sucede, entonces debería preocuparse – y empezar a buscar algunas formas de intervención humana que antes no había notado.

- El pájaro *Troglodytes aedon*. El alegre y burbujeante canto de este pequeño pájaro ilumina muchos paisajes, dentro y fuera de áreas protegidas, desde Canadá hasta Tierra del Fuego. El lado más oscuro: en las regiones boscosas, escuchar este canto le advertiría que el bosque no está tan intacto como creía. Indudablemente hay algo de apertura del bosque, probablemente con alguna perturbación de la biota del bosque y de los procesos ecológicos.

Ninguna de las especies que he mencionado es una elección ideal. Al observar su paisaje, usted puede ser capaz de identificar mejores candidatos. Sin embargo, quizás se está dando cuenta de que no existe la especie indicadora perfecta – excepto *E. coli*. ¿Podría funcionar mejor un indicador compuesto por varias especies?

¿Grupos indicadores terrestres?

Si usted está buscando grupos objetivo, los vertebrados terrestres pueden ser una selección excelente. Los vertebrados son a menudo “importantes” según varios criterios, y generalmente también son “interesantes”. Los efectos de las actividades humanas sobre los conjuntos de aves, mamíferos, reptiles y anfibios despiertan considerable interés y gran preocupación. Igualmente, el monitoreo de conjuntos de vertebrados puede ser ciertamente una actividad legítima e importante de por sí.

Sin embargo, como usted ya lo habrá inferido a partir de la indagación sobre la tala selectiva, los vertebrados raramente constituyen buenos indicadores ecológicos (Landres, Verner y Thomas 1988; Hilty y Merenlender 2000). Aunque a menudo son el objetivo de iniciativas de conservación o de estudios básicos, los conjuntos de aves o de grandes mamíferos constituyen un mal grupo indicador. Los mamíferos pequeños tienden a cumplir con más criterios, pero aun así no indican nada sobre la integridad ecológica que no sería más fácil de descubrir por otros medios – a menos que usted por casualidad capture una rata bien adentro del bosque “prístino”. Medellín, Equihua y Amin (2000) proponen que los murciélagos pueden constituir un grupo indicador en los trópicos de tierras bajas, aunque su propuesta debe ser evaluada en una variedad de paisajes. Las ranas, y a veces las lagartijas, cumplen con más de los requerimientos como indicadores. En la actualidad, algunos conservacionistas y medios de comunicación promocionan a las ranas como “los canarios de las minas”, como sensibles señales de alarma temprana de una contaminación global que muy pronto afectará a otras especies, incluidos nosotros. Sin embargo, se debería tratar a las ranas como objetivos y no como indicadores. Las ranas definitivamente están en problemas en casi todo el mundo, pero no está claro si las debatidas causas de la declinación de los anfibios afectarán a otros taxones de la misma manera. Si su problema requiere el uso de un grupo de vertebrados como *objetivo*, las ranas (o las lagartijas) pueden ser una buena selección, como se discutió en la pregunta sobre la tala selectiva. Sin embargo, si usted quiere usar a los vertebrados terrestres como grupo *indicador*, depender de ranas o lagartijas casi con seguridad lo va llevar en la dirección equivocada.

Los gremios de aves como una alternativa a las listas de especies

Un *gremio* es un grupo de especies que usa la misma clase de recursos de maneras semejantes. Por ejemplo, las aves que se alimentan de néctar en su área constituyen un gremio; las aves que comen frutos, o el conjunto de aves y mamíferos que comen frutos, constituyen otro gremio o quizás dos (el de los que comen frutos pequeños y el de los que comen frutos grandes). Desde una perspectiva diferente, las aves que anidan en cavidades en árboles constituyen un gremio, mientras que las que anidan en

cavidades en barrancos constituyen otro. La avifauna en total presenta un *perfil de gremios*, o un arreglo de diferentes gremios de alimentación (o anidación), cada uno con una o muchas especies. Algunos biólogos de la conservación argumentan convincentemente que aun cuando la composición de especies de la avifauna es un pobre indicador ecológico, el perfil de gremios puede ser bastante sensible a efectos sutiles de las actividades humanas⁷. Pensando en su propio paisaje, ¿sería la estructura de gremios de la avifauna un indicador ecológico válido y útil? ¿Cómo podría determinar esto (y vea Milesi et al. 2003)?

Mariposas

Al igual que las aves y los grandes mamíferos, las mariposas exudan carisma y han atraído a muchos naturalistas larvales que luego han metamorfoseado en algunos de los más coloridos científicos de la conservación. Las mariposas ciertamente constituyen un grupo objetivo válido. Sin embargo, como grupo indicador ecológico, o aun como indicador de biodiversidad, no han tenido mucho éxito⁸. Las respuestas de las mariposas a las variables del hábitat y a los efectos de las actividades humanas son extraordinariamente complejas, en parte porque es difícil distinguir los individuos que “están de visita” de los que de verdad “viven allí”, y en parte porque las larvas y los adultos tienen estilos de vida y requerimientos de recursos enteramente distintos. Las mariposas a menudo cumplen con los primeros cinco criterios de los indicadores ecológicos, pero raramente cumplen con los últimos cinco. La lección: simplemente porque los científicos tienen un aprecio especial por un grupo de animales (o plantas), el grupo no califica automáticamente para status de indicador.

Escarabajos coprófagos (y carroñeros)

Los hábitos de estos insectos, que pertenecen a ciertas subfamilias de la familia de coleópteros Scarabaeidae, no son particularmente carismáticos (figura 8.1), pero los escarabajos mismos sí lo pueden ser. Además, se está acumulando evidencias de que los escarabajos coprófagos reflejan íntimamente la integridad ecológica del hábitat en muchos paisajes tropicales y subtropicales⁹. Rápidamente se están graduando de grupo objetivo a grupo indicador, y a medida que ganan en popularidad y utilidad, es posible encontrar la ayuda de expertos (apéndice C). Los escarabajos coprófagos se pueden muestrear objetiva, eficiente y económicamente con trampas de caída cebadas. Todo lo que necesita es una buena



Figura 8.1.
Una muestra clásica del comportamiento de un escarabajo coprófago (Monteverde, Costa Rica).

provisión de vasos plásticos desechables y materia fecal fresca. Los escarabajos coprófagos incluso cumplen el criterio de tener interés general. Como lo reconocería casi cualquier campesino, sin los escarabajos coprófagos gran parte de la matriz seminatural del hemisferio occidental estaría ahora hasta los tobillos en bosta de vaca.

Otros coleópteros

Los coleópteros están presentes de polo a polo. Algunos paisajes tienen muchos miles de especies. Los escarabajos coprófagos están cerca de ser el grupo indicador ideal, pero algunos otros grupos de coleópteros pueden también cumplir con algunos o casi todos los criterios. Se ha propuesto que las comunidades de escarabajos tigre (familia Cicindelidae) pueden indicar integridad ecológica en muchos paisajes tropicales y subtropicales de Latinoamérica y otras partes (Pearson y Cassola 1992; Rodríguez, Pearson y Barrera 1998). Otros coleópteros pequeños que viven en la hojarasca, también pueden ser buenos indicadores en algunos hábitats de bosque (vea Nilsson et al. 1995; Rykken, Cupen y Mahabir 1997). Finalmente, los coleópteros de la familia Tenebrionidae pueden ser excelentes indicadores ecológicos en paisajes áridos y semiáridos (observación personal), aunque hasta donde sé no han sido cabalmente evaluados en este contexto.

Otros insectos y artrópodos

Otros invertebrados artrópodos también pueden ser buenos indicadores¹⁰. La selección que usted haga debe depender de qué tan bien conozca su historia natural. Sin embargo, no suponga que todos los grupos de invertebrados son buenos indicadores. Las hormigas, cuya diversidad y biomasa en muchos paisajes tropicales y subtropicales supera la de todos los vertebrados, no siempre cumplen los criterios para los grupos indicadores (Andersen 1997).

Plantas invasoras

Casi cada paisaje tiene un diverso conjunto de plantas invasoras que prontamente explotan las perturbaciones en la cobertura vegetal. Este conjunto incluye no sólo las malezas exóticas a las que nos hemos referido antes, sino también un buen número de plantas nativas oportunistas. Independientemente de si una de tales plantas sirve como indicador negativo, el grupo entero de plantas invasoras puede cumplir con todos los criterios y ser un excelente "grupo indicador negativo". En este caso, el aumento en la abundancia o diversidad de las plantas de este grupo indicaría una integridad ecológica alterada.

Lombrices (¿y nemátodos?)

¿Está usted interesado en un grupo de animales que no sólo refleja sino que también contribuye a la integridad ecológica bajo tierra? Si trabaja en una región de suelos húmedos, agarre uno o dos sacos, échese una pala al hombro y salga a excavar lombrices (figura 8.2, y vea la tapa del libro). Estaría así en sintonía con los campesinos locales, quienes tradicionalmente han relacionado las lombrices con la calidad del suelo. En muchos paisajes, las lombrices pueden cumplir espléndidamente con todos los criterios, excepto el de familiaridad¹¹. La mayoría de los paisajes húmedos presenta un conjunto de especies de lombrices nativas y algunas exóticas; las exóticas, por lo general, indican alguna perturbación de la integridad ecológica del ambiente del suelo. Además, aunque no es fácil para la mayoría de las personas distinguir las especies entre sí, o diferenciar las nativas de las exóticas (criterio 5), puede haber expertos cerca dispuestos a ayudar (apéndice C).



Figura 8.2.
Muestreo de lombrices de tierra (Coroico, departamento de La Paz, Bolivia).

En cualquier caso, no necesariamente hay que identificar las lombrices para usarlas como indicadores. El número total de lombrices y la biomasa por unidad de evaluación, tal como un pedazo de suelo de volumen 40 x 40 x 20 cm rápidamente excavado, pueden ser variables de respuesta adecuadas. Dado que el tamaño varía tanto entre las lombrices, estas dos medidas pueden presentar patrones muy diferentes. El único problema serio con las lombrices es que se puede encontrar una variabilidad extraordinariamente alta entre unidades de evaluación, de modo que se necesita submuestrear bastante dentro de cada unidad de respuesta. Por otra parte, las lombrices tienen una gran ventaja sobre cualquier otro grupo indicador ecológico: usos múltiples. Si hay un río o una laguna cerca, al final del día estará listo para irse a pescar.

Recientemente, Bongers y Ferris (1999) propusieron a los nemátodos del suelo como lo máximo en grupos indicadores. Como lo señalan los autores, no es difícil encontrar nemátodos, ya que cuatro de cada cinco organismos multicelulares en el mundo pertenecen a este grupo. Es posible que los nemátodos, en cualquier paisaje, cumplan con todos los criterios excepto el 5 (familiaridad) y quizás el 4 (bajo costo). Sin embargo, si tiene acceso a expertos en una estación agrícola, los nemátodos podrían cumplir estos criterios. La única otra desventaja es que son muy pequeños para usarlos como carnada.

Grupos indicadores acuáticos

Hablando de pescar, ¿su problema de conservación incluye ríos, quebradas, estanques o lagunas? Si no, debería incluirlos. La integridad ecológica de los cuerpos de agua y de las cuencas enteras es al menos tan importante para la conservación como lo es la integridad ecológica de los hábitats terrestres, y los dos están íntimamente ligados (Allan y Flecker 1993). A menudo, la calidad del agua es monitoreada por medio de indicadores físicos y químicos. Tales variables pueden no reflejar la integridad ecológica en sentido amplio, o específicamente la integridad biológica (Karr 1991; Karr y Chu 1998). Las técnicas físicas y químicas son a menudo costosas. Además, reflejan el estado del agua en el momento de tomar la muestra y no su historia reciente. Un contaminador de mala fe podría derramar contaminantes químicos en una corriente rápida a la medianoche, y para cuando usted va a muestrear a la mañana siguiente, ya quedan pocas señas. Afortunadamente, los cuerpos de agua en su área protegida casi con seguridad proveen varios grupos candidatos de indicadores ecológicos, desde bacterias y diatomeas hasta vertebrados. Dos taxones en particular se destacan: insectos y peces.



Figura 8.3.

Insectos bentónicos muestreados en un arroyo cerca a San Carlos de Bariloche (Río Negro), Argentina.

Insectos bentónicos

Si usted muestrea el fondo de una quebrada no contaminada de fondo rocoso en cualquier parte del mundo, encontrará una cantidad de insectos diferentes (figura 8.3). A menudo estos incluyen las ninfas de Ephemeroptera y Plecoptera, las larvas de Trichoptera y muchas clases de Diptera, las larvas y adultos de Coleoptera y muchos otros insectos. Los ríos más lentos, al igual que los estanques y lagunas, pueden contener diferentes especies de los mismos órdenes, más muchos otros, tales como ninfas de libélulas y caballitos del diablo (orden Odonata). Estos insectos bentónicos o habitantes del fondo varían ampliamente en sus ciclos de vida, preferencias de microhábitat, modo de locomoción, preferencias de alimento y modo de obtenerlo. También varían extraordinariamente en su sensibilidad a los cambios en la calidad del agua¹². Por ejemplo, muchas especies no pueden tolerar ni la más pequeña disminución en el contenido de oxígeno o de la pureza química del agua, mientras que algunas larvas de mosca prosperan en aguas extraordinariamente contaminadas y con deficiencia de oxígeno.

La metodología de muestreo para los insectos bentónicos varía de acuerdo al tipo de cuerpo de agua. Por ejemplo, para muestrear quebradas rápidas y someras de fondo rocoso, se puede utilizar una red de arrastre fabricada con malla de mosquitero y dos palos, o se puede comprar una red Surber. Aparte del estereoscopio básico (microscopio de disección), los otros equipos se pueden conseguir con facilidad y economía. La mayoría de las referencias que he citado¹², y muchas otras, lo guiarán en el sencillo procedimiento de muestreo. En un corto tiempo los expertos locales (apéndice C) lo pueden entrenar para distinguir los diferentes órdenes y las "morfoespecies".

Si se muestrea correctamente en un estudio bien diseñado, los insectos bentónicos cumplen bien con todos los criterios para ser un grupo bioindicador. También ofrecen al menos dos ventajas únicas: (1) el muestreo de insectos bentónicos cuesta mucho menos que el muestreo de propiedades físicas y químicas del agua (Karr 1998); y (2) el conjunto de insectos bentónicos que se encuentran en un sitio reflejan no sólo la calidad del agua hoy sino también los efectos acumulativos de ayer, de la semana pasada y, en cierta medida, del mes pasado, o en algunos casos extremos, del año pasado. Dada la complejidad de taxones, estilos de vida y sensibilidades que se encuentra entre los insectos bentónicos, usted puede seleccionar cualquiera de una gran cantidad de variables de respuesta para medir. ¿Cuáles variables serían más apropiadas para este propósito?

El Índice Bentónico de Integridad Biológica

En Norteamérica, James R. Karr y sus colegas han desarrollado una metodología objetiva y exhaustiva para derivar una sola variable de respuesta, el Índice Bentónico de Integridad Biológica (B-IBI por sus siglas en inglés), para ser usado en diferentes lugares dentro de una cuenca dada. El Índice de Integridad Biológica es en realidad una medida compuesta que incorpora un número de variables ecológicas o taxonómicas diferentes, cada una registrada directamente a partir de muestras de insectos del río¹³. Por ejemplo, el B-IBI para una cuenca particular puede combinar valores de la diversidad de especies de varios grupos taxonómicos sensibles y valores de la diversidad o dominancia numérica de ciertos grupos ecológicos como depredadores o filtradores.

El Índice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera

Quizás usted no tiene el tiempo, los recursos o la experiencia para seguir el largo proceso de desarrollar el Índice Bentónico de Integridad Biológica. Sin embargo, una de las variables que es directamente medida y usualmente incorporada en un B-IBI, es de por sí un indicador válido y confiable (vea Wallace, Grubaugh y Whiles 1996). Éste es el índice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT). Simplemente cuente el número total de morfoespecies en sus unidades de evaluación que pertenecen a estos tres órdenes de insectos, que son fácilmente reconocibles. Muchas especies en estos tres grupos son altamente sensibles a la contaminación y otras perturbaciones de la integridad ecológica, otras son menos sensibles y aun otras pueden tolerar niveles moderados de contaminación. En consecuencia, el número total de morfoespecies que se encuentra en una muestra disminuye a medida que se deteriora la integridad ecológica. Mis colegas y yo hemos encontrado que el índice EPT es una variable de respuesta útil y rápida de evaluar desde Colombia hacia el sur.

Por favor tenga en cuenta dos advertencias sobre esta variable de respuesta. (1) La diversidad de Trichoptera disminuye cerca del ecuador. En el norte de Sudamérica, aun los caudales de agua más saludables a menudo tienen, si acaso, una sola especie. En estos casos el índice EPT se convierte en un índice EP+I. (2) Las densidades de insectos por unidad de evaluación (por ejemplo, una muestra Surber o de red de arrastre) en las quebradas de los Andes del norte, especialmente aquéllas donde se han introducido truchas, pueden ser varios órdenes de magnitud inferiores a las que se obtienen en Norteamérica o los Andes del sur. Le sugiero que defina su unidad de evaluación como un cierto número mínimo de insectos bentónicos, sin importar qué tanto esfuerzo o área del fondo de la quebrada se necesite para obtenerlos. En mi experiencia, ≥ 300 insectos de todos los órdenes o ≥ 500 individuos en corrientes con numerosas larvas de dípteros, constituye una unidad de evaluación aceptable.

El Índice de Integridad Biológica para peces

En muchas cuencas hidrográficas en Centro y Sudamérica, el conjunto de peces consiste en una a tres especies de truchas introducidas y ocasionalmente, sobrevivientes de una o dos especies nativas¹⁴. Sin embargo, los sistemas fluviales de tierras bajas pueden tener faunas de peces muy diversas. ¿Podría servir la fauna de peces como un indicador de integridad ecológica? Hace varias décadas, Karr y sus colegas desarrollaron con éxito el concepto de IBI para las comunidades de peces en Norteamérica (apéndice C) y luego usaron estos valores para evaluar la integridad ecológica de sistemas fluviales. El IBI de peces también parece promisorio para evaluar cuencas en México (Lyons et al. 1995) y Colombia (S. Usma, comentario personal). Si el sistema fluvial en su paisaje incluye una comunidad de peces diversa y si tiene contacto con ictiólogos, estos vertebrados acuáticos pueden constituir un excelente grupo indicador.

De vuelta a tierra firme: un índice de integridad biológica terrestre

Recientemente, el concepto del Índice de Integridad Biológica se ha aplicado a los artrópodos terrestres en Norteamérica. El equipo de científicos que trabaja con Karr (apéndice C) y otros, está actualmente formulando índices sensibles a la integridad ecológica que integran muchas variables de respuesta, las cuales abarcan una variedad de grupos taxonómicos y ecológicos de insectos y otros invertebrados.

Las interacciones ecológicas como indicadores

La integridad ecológica de un paisaje involucra mucho más que una lista de especies. La integridad también incluye la forma en que las especies interactúan entre sí. Considere las siguientes tres clases de interacciones ecológicas:

- *explotación* (incluye depredación, parasitismo, herbivoría y depredación de semillas), cuando algunos organismos usan la energía y los nutrientes contenidos en otros, lo cual va en detrimento de estos últimos;
- *mutualismo*, cuando dos organismos se usan mutuamente, lo que redunda en beneficio de ambos;
- *descomposición*, cuando un organismo usa la energía y los nutrientes de los despojos o cadáveres de otros.

Tales procesos pueden tener precisamente lo que uno busca en un indicador ecológico. Cada uno de ellos es un componente esencial de la integridad ecológica. Por ejemplo, si los patrones de depredación de semillas, polinización de las flores o descomposición de la hojarasca se desviarán de los valores típicos encontrados en paisajes no perturbados, sería una señal de que muchas otras interacciones y procesos ecológicos se están desviando también. Además, cada uno de los procesos mencionados indica la salud de una parte sustancial de la biota. Si los patrones de depredación de semillas se apartan de la "norma" en muchas especies de plantas, es una señal de que hay un cambio en todo un conjunto de insectos y algunos vertebrados que consumen semillas. Si los patrones de polinización divergen de lo normal en muchas especies de plantas, esto indica un cambio en la composición y comportamiento de un gran conjunto de insectos, y en muchos hábitats tropicales, también de muchos vertebrados. Si la tasa de descomposición de hojarasca disminuye, es una señal de un cambio en la composición y actividad de un conjunto aun más grande de bacterias, hongos e invertebrados involucrados en el proceso de descomposición. Finalmente, los cambios en la naturaleza de estos procesos ecológicos pueden tener serias consecuencias para el futuro del parche de hábitat o de todo el paisaje. Por ejemplo, los cambios

en las tasas de depredación de semillas o de polinización pueden afectar a la próxima generación de plantas y con el tiempo alterar la composición de especies de plantas y animales. Los cambios en las tasas de descomposición pueden afectar los nutrientes del suelo y el ambiente físico en la superficie del suelo, lo que alteraría los patrones de supervivencia y germinación de semillas y de nuevo afectaría el futuro de todo el hábitat. Examinemos cada interacción desde más cerca.



Figura 8.4.
Daño causado por los herbívoros a una plántula de *Cecropia obtusifolia* (Monteverde, Costa Rica).

Explotación

Los animales depredan o parasitan a otros animales, unas pocas plantas parasitan a otras plantas y un gran número de animales explotan a las plantas como alimento. Este último conjunto de interacciones, en particular, provee un número de posibles indicadores.

Depredación de plántulas. Muchas plántulas se convierten en comida para muchos vertebrados e invertebrados. Las tasas de depredación de plántulas pueden variar con algunos factores que son motivo de preocupación en la conservación (Dirzo y Miranda 1991).

Herbivoría de hojas. Las hojas de casi todas las plantas vasculares son consumidas parcial o totalmente por algunos insectos (figura 8.4), por otros invertebrados como babosas y por vertebrados – para no mencionar la pérdida causada por bacterias, virus y hongos patógenos. Las tasas y el tipo de daño de las hojas pueden variar con algunos factores de interés en conservación.

Depredación de semillas predisposición. Las semillas de virtualmente todas las plantas en su paisaje – nativas, exóticas y cultivadas – pueden ser depredadas en dos etapas: cuando todavía están en la planta, y después de caer al suelo. Las larvas de un grupo de insectos, los coleópteros de la familia Bruchidae, depredan las semillas de un gran número de plantas tropicales y subtropicales (figura 8.5), principalmente antes pero también después de la dispersión. Muchos otros insectos también participan en la depredación de semillas predisposición. La frecuencia de semillas atacadas antes de la dispersión podría servir como un excelente indicador ecológico en cualquier paisaje, pero especialmente en los cálidos y semiáridos, donde las legumbres de las omnipresentes leguminosas y los frutos de muchas otras plantas claramente muestran cuántas semillas han perdido.



Figura 8.5.

Depredación pre-dispersión de semillas. Muchos de estos frutos, recolectados de plantas en el Chaco Serrano de Argentina (provincia de Tucumán), tienen huecos diminutos en el exterior. Cada hueco indica la presencia de una larva de escarabajo que está comiéndose la semilla. [Fotografía de Marcelo A. Aizen.]

Depredación de semillas postdispersión. Aun si las semillas sobreviven hasta que caen al suelo, están lejos de estar a salvo. Los hongos, las bacterias, los insectos, los roedores y las aves consumen muchas de ellas y la tasa de consumo puede variar con factores que son motivo de preocupación en conservación. Usted podría evaluar este indicador ecológico usando semillas de especies nativas o por un método experimental (figura 8.6).



Figura 8.6.

Depredación post-dispersión de semillas, la cual está siendo medida siguiendo la suerte de pilas de cien frijoles o guisantes que se colocan en el suelo del bosque (provincia de Imbabura, Ecuador).

Mutualismo

Por supuesto, no todos los animales le causan un daño a las plantas cuyos productos consumen. La mayoría de las plantas de los trópicos y subtropicos dependen para su polinización de los animales que visitan las flores para obtener néctar, polen u otros productos. Los frutos carnosos que muchas plantas producen son a menudo consumidos por animales – incluyendo algunos vertebrados muy carismáticos – que con frecuencia dejan caer o defecan las semillas lejos de la planta madre, realizando así la dispersión de semillas.

Reproducción de las plantas. La comparación de las tasas de polinización de flores individuales entre flores dentro de una planta, entre plantas y entre especies puede ser una excelente variable indicadora¹⁵. Sin embargo, se necesita un microscopio costoso, otros equipos de laboratorio y bastante tiempo. En lugar de estudiar sólo la polinización, se puede evaluar otra variable que es igualmente importante: la razón de frutos o semillas maduras por flor iniciada (figura 8.7). La tasa de producción de frutos y semillas por flor refleja no sólo los eventos en el momento de la polinización, sino también otros eventos que han ocurrido entre la fertilización y la maduración de los frutos, tales como el aborto de frutos (a menudo inducido por estrés físico o nutrientes limitados) y parasitismo o depredación de frutos inmaduros. Todo lo que hay que hacer es marcar un gran número de flores y regresar durante la estación de maduración de frutos.

Consumo de frutos y diseminación de semillas. Es casi imposible seguir una semilla individual una vez que se aleja de la planta maternal en la boca o estómago de un animal. Sin embargo, se puede usar una aproximación indirecta, simplemente registrando la tasa con que desaparecen los frutos maduros de la planta. Muchos ecólogos suponen que en general, la desaparición de un fruto significa que fue consumido por un vertebrado que disemina la semilla viva. Por lo tanto, esta variable tan directamente mensurable puede servir como un excelente indicador de integridad ecológica, en particular del estado del conjunto de vertebrados que comen frutos y de la persistencia a largo plazo de la población de la planta involucrada. Todo lo que hay que hacer es marcar un cierto número de frutos casi maduros y regresar unos días después para contabilizar qué proporción ha desaparecido. Wright et al. (2000) hicieron seguimiento a unos frutos de palma que habían caído al suelo bajo la planta madre. Las tasas de remoción de los frutos fueron menores en sitios donde había cacería de mamíferos que en sitios donde no la había. Siguiendo esta lógica en sentido contrario – después de realizar estudios exhaustivos – se podría usar las tasas de remoción de frutos como un indicador de la integridad ecológica en general, y de los problemas que enfrenta la fauna de mamíferos en particular.

Descomposición

Desde bacterias y hongos, pasando por moscas, escarabajos y buitres, muchas especies en el paisaje están involucradas en el crucial proceso de la descomposición. Su actividad puede variar por condiciones físicas – por ejemplo, temperatura y humedad – que pueden ser influidas por las actividades humanas. Algunos métodos para medir directamente las tasas de descomposición son sofisticados y costosos. Afortunadamente, también existen algunos métodos muy objetivos y baratos.

Descomposición de materia fecal. La mayoría de los paisajes tiene unos proveedores de primera clase de material experimental: vacas. Uno podría, por ejemplo, distribuir unas pilas de boñiga fresca en el paisaje, de acuerdo con un diseño de estudio – o dejar que las vacas las distribuyan por uno – y registrar su tasa de desaparición. Los escarabajos coprófagos pueden ser los responsables de una parte del resultado.



Figura 8.7.

Evaluación de una etapa del éxito reproductivo de una planta: las flores se han marcado para determinar qué proporción produce frutos maduros (Monteverde, Costa Rica).

Descomposición de carroña. Si tiene acceso a los desperdicios de un matadero o a una buena fuente de, digamos, ratas muertas, puede examinar este proceso indicador (aún) menos carismático pero igualmente crítico. Si desea incluir el papel de los vertebrados carroñeros en la interacción que está evaluando, deje la carroña descubierta; si desea evaluar la descomposición realizada sólo por pequeños bichos como escarabajos, moscas y bacterias, mantenga la carroña dentro de jaulas de alambre bien aseguradas.

Descomposición de hojarasca. Si se tiene acceso a una balanza, se puede examinar la descomposición de la hojarasca metiendo unos montones de hojarasca en bolsas de malla (figura 8.8). Seque y pese cada paquete antes de dejarlo en el suelo, y seque y péselo de nuevo después de un intervalo definido de varios meses. Existen técnicas similares para seguir la descomposición de hojarasca en ríos y lagunas.

¿Fuera del bosque?

Algunas de las interacciones ecológicas descritas también pueden ser de interés para la gente que habita la matriz seminatural (capítulo 10). Por ejemplo, considere trabajar con las comunidades humanas locales para diseñar una indagación sobre depredación de plántulas, herbivoría, producción de frutos o semillas por flor y depredación de semillas pre y postdispersión (postsiembra), con respecto a algún factor de diseño como la distancia al borde del bosque – pero en los sembrados, no dentro del bosque. Considere examinar las tasas de descomposición (materia fecal, carroña, hojarasca) con respecto a varios tipos de uso del suelo, el uso de plaguicidas y otros factores de diseño prácticos.

De nuevo, ¿objetivos o indicadores?

Reflexione una vez más sobre la pregunta de la tala selectiva del capítulo 4. ¿Está usted de verdad interesado solamente en los efectos de la tala sobre las aves, los mamíferos pequeños y las ranas del bosque? Si es así, usted ha seleccionado los objetivos y diseñado el estudio enfocado en ellos, teniendo en cuenta las advertencias de los capítulos 4-6. Sin embargo, si en realidad está más interesado en los efectos de la tala sobre la *integridad ecológica de todo el bosque*, debe revisar el diseño del estudio una vez más. Ninguna de estas tres clases de vertebrados, ni siquiera las ranas, es un grupo indicador terrestre tan adecuado



Figura 8.8.
Evaluación de la tasa de descomposición de la hojarasca mediante el uso de bolsas de malla que contienen hojas secas (provincia de Imbabura, Ecuador).

como las lombrices, los escarabajos coprófagos, algún otro grupo de coleópteros o quizás los nemátodos. Cualquiera de las interacciones ecológicas mencionadas antes, incluidas aquéllas en que participan aves o mamíferos, probablemente son mejores indicadores que los vertebrados mismos.

Decidir si su pregunta involucra objetivos o indicadores, es crucial. Si se decide por los indicadores, la siguiente decisión crucial que debe tomar es qué indicadores usar. ¿Cómo tomará esta decisión? Hasta ahora, la selección de indicadores ha sido un proceso más bien casual. Pocos investigadores han explicado claramente por qué han escogido un indicador determinado, excepto por el hecho de tener experiencia personal con el grupo taxonómico o el proceso escogido. Recientemente, McGeoch (1998) y Hilty y Merenlender (2000) han desarrollado unos criterios objetivos y comprensivos para seleccionar grupos indicadores. Esperemos que los profesionales de la conservación sigan estos criterios en el futuro.

Para su propio paisaje, si es posible escoja varios indicadores y no uno solo (recuadro 8.1). Si usted está restringido a trabajar con un solo indicador, asegúrese de que es un grupo de especies o un proceso, y no una sola especie. Sin embargo, la selección del grupo o proceso indicador es sólo el primer paso. Igual que en el ejemplo de la tala selectiva, uno debe pasar por todo un proceso de diseño. ¿Cuál es su factor de diseño y qué niveles va a examinar? ¿Cómo y dónde encontrará la unidad de respuesta que representa la situación base o control de 100% de integridad ecológica? ¿Cuáles variables de respuesta seleccionará? La variable de respuesta que va a analizar, ¿será un estadístico compuesto o sintético, como el Índice de Integridad Biológica? Si es así, ¿cómo decidirá cuál es la manera más apropiada para seleccionar y combinar las variables directamente medidas que contribuyen al estadístico compuesto? Si selecciona un solo grupo indicador, tal como los escarabajos coprófagos, ¿qué va a registrar: la abundancia total, la biomasa, la proporción de especies nativas o el número de especies exóticas? Lo más probable es que seleccionará una variable de respuesta que tiene que ver con la “diversidad de especies”...

Recuadro 8.1. Practique elegir indicadores

Revise las preguntas que usted propuso para el recuadro 7.1, o si es apropiado, las que propuso para los recuadros 4.2 y 6.1. Elija una pregunta que se refiera a las inquietudes sobre la integridad ecológica del paisaje, o simplemente sobre la “salud” de la biota nativa como un todo.

Si no había propuesto específicamente tales preguntas, reformule una de manera que se refiera a uno de estos conceptos. Ahora haga una lista de los cinco procesos, grupos o especies indicadores más útiles que usted podría usar para responder la pregunta. ¿Son estos indicadores complementarios? Si no lo son, piense un poco más. Finalmente, para cada selección, haga una lista de la(s) variable(s) de respuesta particular(es) que usted mediría y describa cada una completamente.

Refiérase al capítulo 4 según sea necesario.



CAPÍTULO 9

Diversidad de especies: fácil de cuantificar, pero, ¿qué significa?

La diversidad de especies se ha convertido en un anticoncepto.

– Stuart H. Hurlbert (1971)

Desde el capítulo 4, en el que estábamos preocupados por los posibles efectos de la tala selectiva sobre los vertebrados del bosque, hasta el capítulo 8, a menudo he sugerido usar la diversidad de especies como variable de respuesta – sin decir cómo medirla. De hecho, la mayoría de las preguntas que involucran posibles cambios en un grupo de especies objetivo, o preguntas sobre la integridad ecológica del paisaje que se vería reflejada en un grupo indicador, usan alguna medida de la diversidad de especies. En teoría, la diversidad de especies (biodiversidad), en su definición amplia, incluye mucho más que el simple número de especies que hay en un paisaje (Noss 1990). Sin embargo, en la práctica muchos conservacionistas continúan pensando en la biodiversidad en términos del número de especies. Dado que el concepto de biodiversidad o diversidad de especies genera tantas inquietudes relacionadas con la conservación y tantos estudios ecológicos de campo, el concepto amerita su propio capítulo. Este capítulo incluye algo de historia, de manera que usted podrá apreciar el improbable origen de muchas medidas comunes y quizás cuestionará la sabiduría de su uso en conservación.

Hay un supuesto fundamental en el uso de medidas de la diversidad de especies, bien sea para representar la biodiversidad en sentido amplio, para evaluar la integridad ecológica o para cuantificar la diversidad en grupos objetivo: *la diversidad de especies disminuye cuando se compromete la integridad ecológica*. Más adelante, tendrá motivos para cuestionar la validez de este supuesto. Por ahora, comencemos discutiendo las diferentes maneras de medir la diversidad!

La expresión de la diversidad como riqueza de especies

Digamos que hemos muestreado las plantas herbáceas en tres parches de vegetación (tabla 9.1), cada uno de 10 hectáreas. En cada parche se ha muestreado una unidad de evaluación más pequeña, un cinturón de dimensiones estándar (5 m x 100 m). En el sitio 2 hay más suelo desnudo y menos plantas que en los otros dos sitios. Ahora queremos caracterizar la diversidad de especies en cada sitio con un estadístico. ¿Deberíamos simplemente contar el número de especies y reportar la diversidad como la *riqueza de especies* (S)? Quizás. Si los cinturones de muestreo incluyeran toda o casi toda el área del parche, podríamos tener una confianza razonable de que habríamos contabilizado todas o casi todas las especies², y S podría ser la manera más directa de describir la diversidad. Alternativamente, podríamos elegir S aun sabiendo que es una subestimación, si tenemos confianza de que el grado de esta subestimación es consistente entre los tres parches.

Tabla 9.1. Algunas alternativas para cuantificar la diversidad de especies. Los valores corresponden al número de individuos (n_i) por especie de planta i , muestreada en cada uno de tres sitios, con p_i entre paréntesis, donde $p_i = n_i/N$, para cada sitio. La diversidad de especies puede ser cuantificada por el número total de especies S , o mediante cualquiera de muchos índices, tales como el índice Shannon-Weaver H' , cuyo valor depende de la base de logaritmos que se usa, o el inverso del índice de Simpson C_{inv} , cuyo valor no depende del logaritmo. Las ecuaciones correspondientes se presentan en el texto. Las especies A – K son nativas (n), mientras que las especies L – R son exóticas (e).

Especie	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
A(n)	160 (0.409)	30 (0.154)	10 (0.028)
B(n)	80 (0.205)	40 (0.205)	0
C(n)	60 (0.153)	80 (0.410)	20 (0.056)
D(n)	50 (0.128)	10 (0.051)	6 (0.017)
E(n)	20 (0.051)	25 (0.128)	0
F(n)	10 (0.026)	3 (0.015)	6 (0.017)
G(n)	6 (0.015)	5 (0.026)	20 (0.056)
H(n)	1 (0.003)	0	0
I(n)	1 (0.003)	0	0
J(n)	1 (0.003)	1 (0.005)	0
K(n)	1 (0.003)	0	4 (0.011)
L(e)	0	1 (0.005)	60 (0.169)
M(e)	0	0	60 (0.169)
N(e)	1 (0.003)	0	50 (0.140)
O(e)	0	0	40 (0.112)
P(e)	0	0	30 (0.084)
Q(e)	0	0	30 (0.084)
R(e)	0	0	20 (0.056)
No. total de individuos (N)	391	195	356
No. total de especies (S)	12	9	13
C_{inv}	3.96	3.94	8.75
$H'(\log_e)$	1.64	1.60	2.31
$H'(\log_{10})$	0.711	0.697	1.00

Según los datos de la tabla 9.1., ¿se puede decir con confianza que el sitio 1, como un todo, es más diverso que el 2? El número total de individuos (N) registrados en el cinturón en el sitio 1, es el doble del sitio 2. Ambas muestras incluyen exactamente el mismo conjunto de aquellas especies que tienen números de individuos (n_i) mayores a 1. Sin embargo, en el sitio 1 también encontramos cinco especies con $n_i = 1$, mientras que en el sitio 2 sólo se encontraron dos especies con $n_i = 1$. Esta pequeña diferencia, de 3 individuos, explica la diferencia en S . ¿Estamos seguros de que estas tres especies raras están ausentes del sitio 2? ¿Podría ser que simplemente están ausentes de la muestra porque había muy pocos individuos en total? Esta duda es un ejemplo de un problema fundamental cuando se toma muestras de conjuntos de especies: a menos que se haga un censo completo de cada centímetro cuadrado o cúbico del sitio o paisaje en cuestión, en la muestra casi con seguridad van a estar ausentes unas especies raras. Mientras más pequeña sea la muestra con respecto al censo completo, mayor será el número de especies raras que van a quedar excluidas por simple azar. Si una determinada especie rara aparece una vez en una muestra, se sabe que *sí* está presente en ese sitio. Sin embargo, si está ausente de la muestra, no se puede concluir que la especie *no* está en el sitio. *Por lo tanto, no se le puede adjudicar ningún significado biológico al número o identidad de las especies raras que aparecen en la muestra.* Es decir, la diferencia entre 0 capturas y 1 captura es simple azar (vea también Colwell y Coddington 1994).

Cómo cuantificar la diversidad con índices

Quizás entonces deberíamos escoger alguna medida de la diversidad de especies que no esté tan influenciada por las especies raras, cuya presencia o ausencia de la lista pueda ser simplemente una casualidad del muestreo. También podríamos preferir un estadístico diferente de S por un motivo diferente. Por muchas décadas (vea más adelante), los ecólogos han creído que una medida de la diversidad de especies debe tener un valor más alto cuando todas las especies tienen una abundancia similar, que cuando hay grandes disparidades en sus abundancias. Si la mayoría de los individuos en una muestra de S especies pertenecen a una sola especie, mientras que las demás especies tienen sólo uno o dos individuos cada una, según esta definición esta muestra es menos diversa que otra que también tiene S especies pero con menor dominancia numérica, es decir, mayor *igualdad*, entre las especies. En nuestro ejemplo, S apenas difiere entre los sitios 1 y 3, pero el 40% de los individuos en el sitio 1 pertenece a una sola especie, mientras que en el sitio 3 los individuos están distribuidos con mayor igualdad entre las especies. ¿Cree usted que el sitio 3 es más diverso? Eso diría la mayoría de los ecólogos, así sea simplemente porque por varias décadas eso es lo que les han dicho sus profesores, los libros de textos o los artículos científicos. Ahora, ¿no sería bueno si se pudiera condensar todas estas consideraciones en un solo estadístico cuyo valor aumente a medida que aumente S o que aumente la igualdad, es decir, un *índice de diversidad de especies*?

En las décadas de 1940 y 1950, los ecólogos que estaban buscando este número mágico encontraron algunas medidas inventadas en un campo muy diferente, la teoría de la información. Estos estadísticos o índices, al igual que otros que los mismos ecólogos matemáticos empezaron a inventar, parecían ideales para representar la diversidad de especies, especialmente en áreas en desarrollo tales como la ecología de sistemas, la ecología teórica y la energética de ecosistemas. Por ejemplo, se creía que la diversidad de especies, tal como es medida por algunos índices, representaba las rutas alternativas por las cuales la energía puede fluir por un ecosistema, lo cual a su vez, de acuerdo con la teoría y los modelos matemáticos que entonces estaban de moda, podría estar relacionado con la estabilidad de los ecosistemas.

Por esa misma época, muchos ecólogos menos orientados hacia la teoría y más orientados hacia la historia natural se empezaron a interesar en la diversidad de especies en otros contextos – por ejemplo, por qué algunos sitios dentro de un paisaje, o los mismos paisajes en diferentes latitudes, tenían más especies que otros. Los índices de la teoría de la información, y otros, parecían ser maneras útiles de cuantificar la diversidad de especies que permitía usarla como una variable de respuesta. Muy pronto los índices se estaban usando ampliamente en la ecología de campo. Poco después, y debido a nuevas legislaciones, al final de los sesenta y principios de los setenta se generó un gran interés en la evaluación de los impactos ambientales de todo tipo. Los legisladores de las políticas ambientales, los ingenieros ambientales, los ecólogos aplicados y las empresas de consultoría ambiental tomaron prestados los índices de diversidad de especies de la ecología básica y los empezaron a aplicar a los grupos indicadores (vea el capítulo 8), como manera conveniente de representar la integridad ecológica y medir la severidad de los impactos ambientales. Hay incluso rumores de que los lineamientos ambientales en los Estados Unidos llegaron a especificar los valores numéricos de los índices de diversidad, aplicados a insectos bentónicos y otros invertebrados, que representaban el umbral entre “todo va bien” y “las cosas no van bien”, con respecto a la salud de los cuerpos de agua. Otros lineamientos especificaban que los protocolos industriales o de manejo deberían funcionar de manera que “se mantenga o aumente H' ”.

Puede ser que usted ya esté familiarizado con H' , el primero de los dos índices de diversidad que vamos a discutir. Ambos índices están basados en la proporción de los individuos en una comunidad o una muestra, que pertenecen a la especie i :

$$p_i = n_i/N \quad (9.1)$$

donde por definición $\sum p_i = 1$. El índice de Shannon-Weaver H' se calcula como:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log p_i \quad (9.2)$$

En teoría los logaritmos podrían estar en cualquier base. Por razones prácticas, o matemáticas, o por ningún motivo, los diferentes investigadores deciden usar logaritmos en base 10, en base 2, o en base e (logaritmos naturales). Los valores de H' empiezan en 0 (para una muestra con una sola especie) y aumentan de una manera no intuitiva. En la tabla 9.1 se muestra los valores de H' usando \log_{10} y \log_e . Note que los valores en \log_e son más altos. También observe que estos índices logran lo que queríamos: los valores reflejan la distribución de individuos entre las especies comunes y moderadamente raras, en lugar de reflejar la influencia de las especies raras que pueden estar o no en las muestras por puro azar. A pesar de la diferencia en S , los sitios 1 y 2 tienen valores casi idénticos de H' , mientras que el sitio 3, que tiene mayor igualdad entre las abundancias de las distintas especies, muestra un valor considerablemente más alto.

Es fácil calcular H' con una calculadora de bolsillo, y aún más fácil es calcular el segundo índice que discutimos, el “índice inverso de Simpson” o C_{inv} (también llamado el índice recíproco de Simpson o el índice N_2 de Hill):

$$C_{inv} = \frac{1}{\sum_{i=1}^S \left[\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right]} \quad (9.3)$$

La siguiente es una forma más sencilla:

$$C_{inv} = \frac{1}{\sum_{i=1}^S (p_i^2)} \quad (9.4)$$

Con un tamaño de muestra razonable, digamos $N > 50$, la diferencia entre las ecuaciones 9.3 y 9.4 es trivial, de modo que esta última es preferible por ser más sencilla. C_{inv} varía entre 1.0, para una muestra con una sola especie, y S cuando todas las especies tienen exactamente el mismo número de individuos. Regrese a la tabla 9.1. De nuevo, según C_{inv} los sitios 1 y 2 tienen más o menos la misma diversidad, mientras que el sitio 3 es mucho más diverso.

Estos dos índices, H' y C_{inv} , no responden precisamente de la misma forma a los cambios en S o en igualdad. Como lo sugiere la tabla 9.1, C_{inv} es un poco más sensible a los cambios en igualdad, mientras que H' es un poco más sensible a los cambios en S . Debido a la tradición y a algunos ingeniosos trucos matemáticos, H' es el más usado. Sin embargo, por casi tres décadas muchos ecólogos y matemáticos han señalado que C_{inv} es una mejor elección. En términos prácticos, C_{inv} no sólo es más rápido de calcular que H' , sino también es más fácil de interpretar. Por ejemplo, los valores de C_{inv} en la tabla 9.1 nos indican que la distribución de individuos entre especies es casi tan diversa como si hubiera unas cuatro especies igualmente comunes en los sitios 1 y 2, o casi nueve especies igualmente comunes en el sitio 3.

Por supuesto, los índices de diversidad no se limitan a los presentados aquí. Desde 1950, los ecólogos y los matemáticos han propuesto numerosos índices, cada uno con propiedades o propósitos ligeramente diferentes. En lo que debería ser un artículo clásico, Hurlbert (1971) cuestionó esta práctica y propuso unas medidas más sensatas, basadas en la biología en lugar de la teoría de la información, la teoría de sistemas o el ingenio matemático. Sin embargo, este llamado cayó en oídos sordos. La mayoría de los ecólogos se contentaron con citar sus memorables comentarios (como he hecho más atrás) y continuaron usando H' y otros índices como si nada.

Cómo tergiversar la diversidad con índices

Es comprensible que los ecólogos y los profesionales de la conservación deseen un estadístico sencillo para representar la diversidad de especies. Los índices parecen ser la respuesta a esta necesidad, de manera que hemos tendido a ignorar sus desventajas. Sin embargo, cuando se aplican en asuntos de conservación, estas desventajas son muy serias. *El uso de los índices de diversidad para evaluar los grupos indicadores y la integridad ecológica puede llevar a graves errores en las decisiones de manejo.*

Un índice es sólo un estadístico de la muestra

Uno casi siempre trabaja con datos tomados en una unidad de evaluación que es más pequeña que la unidad de respuesta cuya diversidad de especies se desea caracterizar. El valor que se calcula, sea H' , C_{inv} u otra medida, es una estimación del valor verdadero de la unidad de respuesta, así como \bar{x} es una estimación de μ . La estimación puede ser precisa o no. Magurran (1988) y otras fuentes discuten las técnicas para calcular el error estándar y el intervalo de confianza de la mayoría de los índices de diversidad. Sin embargo, en la práctica muchos investigadores ignoran estos detalles y concluyen, por ejemplo, que la diferencia entre un índice de 0.84 para una muestra y uno de 0.79 para otra, tiene significado biológico. ¿Está Ud. de acuerdo? Espero que no. Desafortunadamente, esto es especialmente cierto en estudios relacionados con la conservación. Para que se dé cuenta cuán errada puede ser esa conclusión, vaya a la tienda, cómprese unas golosinas y haga el ejercicio del recuadro 9.1.

Recuadro 9.1. Practique a cuantificar la diversidad de especies comestibles

Compre una mezcla de varios centenares de golosinas, todas de la misma marca (misma forma y textura de la envoltura) pero de seis diferentes sabores o colores de la envoltura. Eche en un recipiente el siguiente "conjunto de especies":

100 golosinas de sabor (color) A

70 de B

30 de C

5 de D

1 de E

1 de F

Mezcle bien las golosinas. El recipiente ahora representa la unidad de respuesta cuya diversidad de especies usted desea caracterizar. Para esto, va a tomar una muestra. La verdadera diversidad de especies de la unidad, la cual usted "desconoce", es: $S = 6$, $C_{inv} = 2.71$ y H' (en \log_{10}) = 0.495.

Ahora cierre los ojos y tome al azar dos golosinas del recipiente. ¿De qué colores son? ¿Cuál es el S de esta muestra? ¿Es este valor una buena estimación del verdadero S ? Si uno sacara sólo dos, o tres, o cinco golosinas del recipiente, ¿cuál sería el valor máximo posible de S en cada caso? Aun si cada golosina fuera de un sabor diferente, lo cual es poco probable, ¿se podría estimar el S verdadero con precisión? Devuelva las golosinas al recipiente. Cierre sus ojos de nuevo y saque seis. ¿Obtuvo el verdadero S de 6? Casi seguro que no. ¿Qué le dice esto sobre la validez de las medidas de riqueza de especies (S) basadas en muestras pequeñas?

Cierre los ojos y revuelva las 207 golosinas de nuevo, pero esta vez saque una muestra de 20. Abra los ojos. Para esta muestra, calcule S , C_{inv} (con la ecuación 9.3 ó con la aproximación de la

Recuadro 9.1. Continuación

9.4) y H' con \log_{10} (ecuación 9.2). Registre estos estadísticos y devuelva las golosinas al recipiente. Repita este muestreo de 20 golosinas al menos tres veces, siempre devolviéndolas al recipiente para mantener la comunidad original de 207 individuos. ¿Se ajustan los valores de estos estadísticos de la muestra (los índices) a los verdaderos valores de la unidad de respuesta entera? ¿Qué tan similares son entre ellos? ¿Es la golosina A, la cual es numéricamente dominante en la unidad de respuesta, numéricamente dominante en cada una de las muestras tomadas al azar? ¿Qué pasaría si ésta hubiera sido una indagación verdadera, en la cual hubiéramos muestreado en tres sitios que sospechábamos que tenían diferentes diversidades, y hubiéramos obtenido tres valores tan diferentes como los que hemos obtenido sacando tres muestras de la misma comunidad de especies? ¿Les habría atribuido algún significado biológico a estas diferencias? ¿Sería esto errado, y en ese caso cuáles serían las consecuencias de aplicar estos resultados a las decisiones de manejo?

Si tiene tiempo, repita el procedimiento con muestras de 40 en lugar de 20. ¿Estiman estos nuevos estadísticos los verdaderos valores, mejor que los anteriores? ¿Son los índices basados en muestras de 40 individuos menos variables entre ellos que los basados en 20 individuos? ¿Está ya convencido de que los índices de diversidad son simples estadísticos de la muestra y que es poco probable que reflejen con precisión la comunidad de especies subyacente, debido a los azares del muestreo? Pero, la situación es peor todavía. En este ejercicio cualquier golosina, independientemente de su sabor, tiene la misma probabilidad de ser extraída que cualquier otra. ¿Seguiría siendo cierto esto si las golosinas de uno de los sabores fueran más pequeñas, o más resbalosas, o más pesadas de manera que tendieran a “hundirse”? ¿Sería más difícil “capturar” a estas golosinas que a las más grandes y menos resbalosas, que están en la parte superior de la mezcla? En este caso, ¿no serían las muestras y los índices no sólo variables sino también sesgados? Usted podría tratar de responder esta pregunta mezclando las golosinas con otras de distintas marcas. Como se señala en los pasos 10-12 en el capítulo 4, ¿hay en la vida real una probabilidad igual de muestrear cualquier individuo en el grupo de especies de interés (la población objetivo), independientemente de su especie, sexo o edad? Si su respuesta es no, como debería serlo, ¿cuánta confianza tiene en la precisión de sus medidas cuantitativas de la diversidad de especies?

Aun si estas reflexiones lo dejan deprimido, NO SE COMA LAS GOLOSINAS TODAVÍA.

H' puede desfigurar la diversidad de especies

Nuevamente, como se muestra en la tabla 9.1, el valor de H' para una muestra depende de la base de logaritmos que usted seleccione (ecuación 9.2). Inicialmente, muchos investigadores presentaban los valores de este estadístico sin especificar qué base utilizaron. A menos que se presentaran los datos crudos, no había manera de comparar los valores entre estudios. Por ejemplo, digamos que un investigador muestrea el sitio 1 de la tabla 9.1 e informa un valor de H' de 0.711, mientras que un segundo investigador examina el sitio 2 y encuentra un de H' de 1.60. ¿Se podría pensar inmediatamente que el sitio 2 es mucho

más diverso que el 1? Naturalmente que sí. ¿Basaría usted una decisión de manejo en este pensamiento? Confío en que primero revisará qué base de logaritmo se usó en cada caso.

Todavía persisten muchas historias (y no dudo que muchas son reales) de la época en que por ley se empezaron a requerir las evaluaciones de impacto ambiental en los Estados Unidos. Según estas historias, algunas empresas de consultores de pocos escrúpulos que fueron contratadas por las industrias contaminadoras, explotaban esta infortunada propiedad de H' . Por ejemplo, para demostrar que las descargas tóxicas de una fábrica de agroquímicos no tienen impacto negativo en la cuenca, uno simplemente tiene que calcular H' para los insectos bentónicos río arriba de la planta con logaritmos en base 10, y río abajo en logaritmos naturales (base e) – si es que algún insecto sobrevive río abajo. ¿Es posible que esto ocurra hoy, en su propio paisaje? ¿Qué pasa si las industrias contratan empresas consultoras sin escrúpulos, o simplemente ingenuas, para evaluar los efectos ambientales de la tala comercial, la minería, la construcción de carreteras o la descarga de desperdicios en los ríos? Esta posibilidad nos da un motivo más para preferir C_{inv} sobre H' . Es difícil hacer trampa con C_{inv} , pues no hay logaritmos involucrados.

Lo más importante: ¿cuántas especies, o cuáles son?

El resumen de los valores de los n_i en un solo estadístico, al igual que el resumen de un juego de datos en un valor promedio, pierde una tremenda cantidad de información. Si usted considera que todas las especies involucradas son entidades intercambiables, esta pérdida de información no necesariamente es muy grave. Por ejemplo, un ecólogo de ecosistemas que está investigando la relación entre la diversidad de especies y los flujos de energía, puede justificar su tratamiento de todas las especies dentro de un nivel trófico como equivalentes. O, en un estudio básico de la diversidad de ranas con respecto a la estructura del bosque, el uso de H' o (mejor) C_{inv} puede ser adecuado (pero vea más adelante). Sin embargo, si usted es profesional de la conservación, muchas de sus inquietudes relacionadas con la diversidad de especies involucran el concepto de la integridad ecológica o la “salud” de la biota nativa. Probablemente, en un grupo de especies algunas son más cruciales que otras para la salud o la integridad de la biota. Presumiblemente, una comunidad de plantas o peces que está compuesta por especies nativas es más saludable y tiene mayor integridad ecológica que una comunidad igualmente diversa pero compuesta por especies exóticas invasoras y agresivas. El uso de una medida de diversidad sin tener en cuenta la identidad de las especies puede ser un grave error.

Reexamine la tabla 9.1. Las especies que más contribuyen a los altos valores de los índices de diversidad en el sitio 3 son exóticas. En este sitio hay menos especies nativas, y ellas tienen densidades menores que en los sitios 1 y 2. Parece que el sitio 3 está siendo, o ha sido, alterado y esta situación ha sido aprovechada por un conjunto de plantas oportunistas. En este caso, así como puede ocurrir en la vida real, la diversidad de especies – medida por H' o C_{inv} – puede de hecho aumentar cuando se trastorna la integridad ecológica, lo cual muestra que el supuesto fundamental presentado al principio del capítulo es falso. Por ejemplo, si usted me pidiera que les aumente la H' o C_{inv} de plantas herbáceas o lombrices de tierra de un fragmento de bosque, yo simplemente permitiría que lo invadan las especies exóticas o pioneras que rodean sus bordes. ¿Va usted a continuar usando solamente H' o C_{inv} para diagnosticar la integridad ecológica? Espero fervientemente que no.

Finalmente, al combinar los datos de la muestra en un solo índice, también se puede perder información crucial sobre las especies nativas en sí. Los sitios 1 y 2 presentan valores casi idénticos en los índices de

diversidad, pero la abundancia relativa de las especies difiere ampliamente entre los dos sitios. Si algunas de estas especies fueran de interés especial, esta diferencia podría ser importante. Ahora, ¿no sería bueno si se pudiera condensar toda la información en un solo formato que representara todos los aspectos de la diversidad de especies, pero también le dijera algo sobre las especies mismas?

Representación de la diversidad por medio de gráficos de abundancias relativas

De hecho, existe una alternativa a los índices de diversidad que es simple y casi ideal. No se trata de un simple valor numérico sino de un *gráfico de abundancias relativas* (también conocido como un gráfico de dominancia-diversidad, gráfico de rango-abundancia o “curva de Whittaker”)³. Para hacer un gráfico de rango-abundancia para una muestra de S especies, cada una con n_i individuos, primero calcule los valores de p_i según la ecuación 9.1. Luego, calcule el logaritmo en base 10, de cada valor de p_i . Puesto que los valores de p_i son todos ≤ 1.0 , los valores de $\log_{10} p_i \leq 0.0$. Luego, consiga una hoja de papel milimetrado y dibuje los dos ejes. La abscisa (eje x) es el “orden de las especies de la más a la menos abundante” (del mayor al menor valor de p_i o $\log_{10} p_i$). La ordenada (eje y) es “ $\log_{10} p_i$ ”. A continuación grafique el valor de $\log_{10} p_i$ para cada una de las S especies, comenzando con la más abundante (cuyo rango = 1) y terminando con la menos abundante (cuyo rango = S). Esta última a menudo tiene un $n_i = 1$. Puesto que los puntos en la abscisa no indican valores absolutos, sino simplemente el orden en la muestra, se puede graficar dos o más muestras que uno desea comparar en el mismo sistema de ejes. En la figura 9.1, se ha graficado los datos de los tres sitios de la tabla 9.1. El paso final puede parecer trivial pero es críticamente importante: *identifique cada punto en el gráfico con el nombre o un código para la especie que representa*. Para practicar, vaya al recuadro 9.2.

Recuadro 9.2. Cómo graficar las curvas de abundancias relativas

Practique dibujar las gráficas de abundancias relativas, bien sea usando los datos de la primera muestra de 20 golosinas del ejercicio del recuadro 9.1, o usando los valores de una nueva muestra de 20 golosinas. Siga el procedimiento de la sección “Representación de la diversidad por medio de gráficos de abundancias relativas”, el cual se ilustra en la figura 9.1. Haga un gráfico de $\log_{10} p_i$ para cada “especie” de golosina, ordenando las especies de la más a la menos abundante. Los puntos deben estar separados por una distancia fija en el eje x . Escriba el valor “0.0” en el extremo superior del eje y . Procediendo hacia abajo, marque los puntos -1.0 y -2.0 en la escala, este último cerca del origen (en este caso no necesita valores menores). *Asegúrese de que marca cada punto con el sabor de la golosina correspondiente (es decir, el nombre de la especie)*. Interprete este gráfico de acuerdo a la guía dada en el texto.

A continuación, repita todo el proceso con una nueva muestra de 50 golosinas extraídas al azar del recipiente. Dibuje la nueva gráfica en el mismo par de ejes, como en la figura 9.1.

¿Cambia la forma de la curva? ¿Es diferente la “cola”? ¿Ha cambiado el orden de las especies?

Ahora, prepare un segundo recipiente (unidad de respuesta) de caramelos con la siguiente composición:

Recuadro 9.2. Continuación

70 golosinas del sabor (color) A

100 del B

1 del C

1 del D

5 del E

30 del F

Saque 50 golosinas y grafique la curva de abundancias relativas sobre el mismo par de ejes. Compare las tres gráficas. ¿Ha cambiado la forma de las curvas? Probablemente no mucho. ¿Es la “cola” diferente? Probablemente no mucho, al menos en su forma. ¿Ha cambiado el orden de las especies? Reflexione sobre esto. Tenga paciencia y **NO SE COMA LAS GOLOSINAS TODAVÍA.**

Note que en lugar de los valores de $\log_{10} p_i$, uno podría graficar los valores de $\log_{10} n_i$. Los gráficos con $\log_{10} n_i$ destacan las disparidades en N (tamaño de la muestra) entre muestras, lo cual es una característica que podría ser útil en su interpretación. Las “colas” de todas las muestras, conformadas por las especies con $n_i = 1$, se alinean horizontalmente. Por otra parte, los gráficos con $\log_{10} p_i$ destacan más la forma de las diferentes curvas, los cambios en el orden de abundancia de las diferentes especies y la variación entre muestras en la dominancia numérica. A menudo, pero no siempre, son preferibles los gráficos de $\log_{10} p_i$. Si le gustaría comparar las dos aproximaciones, refiérase a la tabla 9.1, construya los tres gráficos con $\log_{10} n_i$ en lugar de $\log_{10} p_i$ y compare los resultados con los ilustrados en la figura 9.1.

Interpretación de los gráficos de abundancias relativas

Con los gráficos de abundancias relativas se puede comparar entre muestras todos los aspectos biológicamente importantes de la diversidad de especies. El ancho del gráfico sobre el eje x refleja el número de puntos que contiene, es decir, S . En la figura 9.1 se ve de inmediato que la curva que representa el sitio 1 abarca un ancho mayor, y por lo tanto tiene un S mayor, que la que representa el sitio 2. Sin embargo, también se nota que esta diferencia es causada por la diferencia en la longitud de las “colas”, o la parte horizontal de la curva que representa las especies con $n_i = 1$, cuya presencia o ausencia puede ser un azar del muestreo. Por otra parte, excepto por las colas, las formas de las dos curvas son idénticas, lo que significa que la igualdad, o su inverso, la dominancia numérica, es la misma en los dos sitios. Pero espere: la secuencia de especies es diferente. Claramente, las tres especies más comunes están en orden puesto. Si las especies A y/o C son de interés especial, esta información puede ser muy importante.

Sin embargo, el mayor contraste visual se nota entre los sitios 1 y 2, por una parte, y el 3, por otra parte. La pendiente más plana del sitio 3 indica la mayor igualdad entre las especies, con varias especies

de abundancia intermedia y ninguna con una dominancia numérica tan pronunciada como la A en el sitio 1, o la C en el 2.

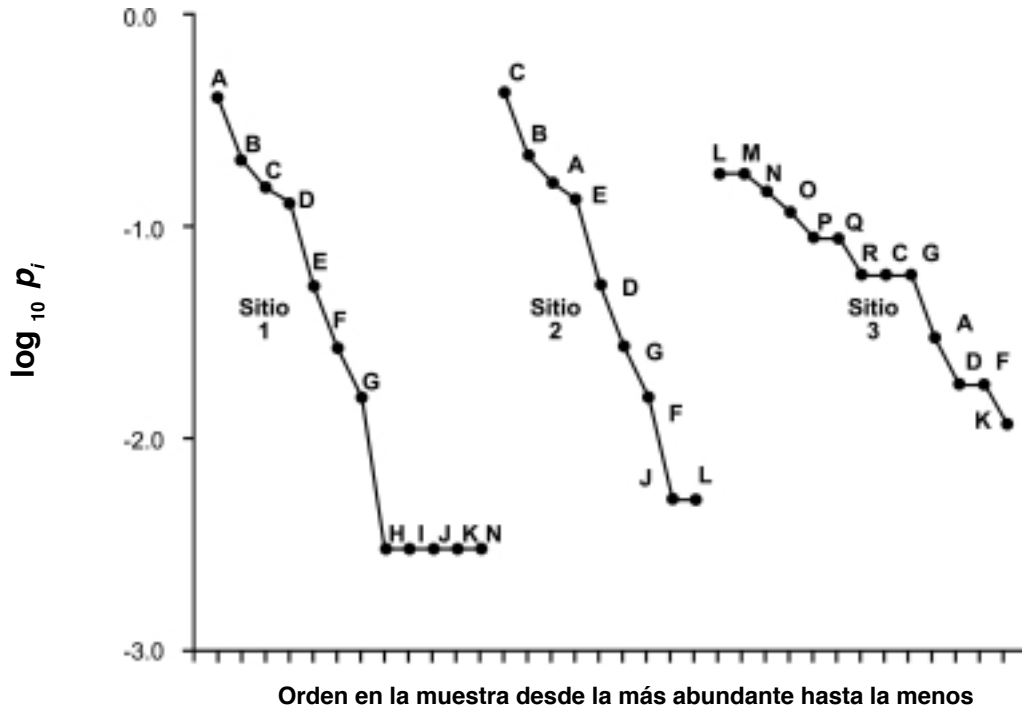


Figura 9.1.

Gráficas de abundancias relativas (dominancia - diversidad, rango-abundancia) de los datos de la tabla 9.1. Note que la ordenada (eje y) está en escala logarítmica. Las especies de cada muestra están graficadas de mayor a menor abundancia (del p_i más alto al más bajo), dentro de esa muestra. Se puede incluir varias muestras por gráfica. Con sólo identificar los puntos se muestra la posición de cada especie en cada línea, lo cual es tal vez la característica más útil de estas gráficas.

Pero, ¿qué especies componen la comunidad tan diversa del sitio 3? Una rápida mirada a los nombres revela que el sitio 3 está dominado por las especies exóticas. De hecho, los gráficos señalan que las especies nativas que dominan en los sitios 1 y 2, son relativamente raras o están ausentes (como la especie B). Por supuesto, uno podría obtener la misma información después de un prolongado escrutinio de la tabla 9.1. Sin embargo, los gráficos presentan esta información de una manera más accesible e impactante.

Complementando los gráficos con índices

Los gráficos de abundancias relativas pueden satisfacer su deseo de tener a la mano, y en un solo paquete, toda la información relevante para muchos problemas de conservación y de ecología básica. Sin embargo, quizás esto no satisfaga sus ansias de tener una medida numérica. Usted podría decidir que quiere complementar los gráficos con índices de diversidad, que son calculados después de haber sometido los datos en la tabla original o en el gráfico a un examen cuidadoso. Por ejemplo, podría

calcular C_{inv} para las especies nativas (en este caso, N sería la suma de los n_i de las especies nativas y habría que recalcular los p_i), o para un cierto gremio de interés. No hay nada intrínsecamente malo con los índices de diversidad, siempre y cuando usted no dependa exclusivamente de ellos. Sin embargo, le sugiero enfáticamente que use los gráficos de abundancias relativas como la principal herramienta para la evaluación de la diversidad de especies de un grupo objetivo o indicador, bien sea para propósitos de conservación, de manejo o para estudios ecológicos básicos. Más adelante enfatizaré este punto con aún más fuerza.

Las escalas de la diversidad de especies

La representación de la diversidad de especies, sea por medio de índices o de gráficos, sólo se aplica a la escala espacial y temporal de la unidad de evaluación que se ha utilizado. Si se expande el tamaño de la unidad de evaluación en el tiempo o el espacio, se incluirán especies adicionales (Halffter 1998). Tal como lo sugieren los capítulos 4 y 6, si se mueve la unidad de evaluación a otro lugar dentro de la misma unidad de respuesta, o se evalúa en otro momento, probablemente se encontrarán diferentes especies o al menos cambiarán las p_i de las encontradas previamente.

Esta característica, o sea, la heterogeneidad en la composición de especies de punto a punto, provee una manera diferente y muy útil de ver la diversidad de especies. Hasta ahora hemos considerado la diversidad dentro de una cierta región, que puede ser pequeña o grande. Las diversidades en estas dos escalas, pequeña y grande, se denominan *diversidad intra-hábitat* y *diversidad regional*, también llamadas diversidad α y γ (gamma), respectivamente. Regrese una vez más a la figura 4.1. La diversidad de especies de ranas del sotobosque dentro de una parcela TS o ST sería la diversidad intra-hábitat, mientras que la diversidad en toda la reserva, incluyendo los tres tipos de vegetación, sería en este caso la diversidad regional. ¿Cómo llegamos de la una a la otra y por qué debería importarnos?

Definamos la *diversidad entre hábitats*, o diversidad β , para un grupo dado como el cambio en la composición de especies de una parte del paisaje a otra (por ejemplo, vea Halffter 1998). Un paisaje que tiene exactamente la misma composición de especies en todas partes tiene, por definición, una diversidad β de cero. Las diversidades local (α) y regional (γ) serán idénticas entre sí. Un paisaje en el cual la composición de especies cambia rápidamente, tiene una alta diversidad β . En este caso, el paisaje en total tiene muchas más especies (diversidad γ) que cualquier hábitat dentro de él (diversidad α). [Note que estos usos de las letras griegas α y β no tienen absolutamente nada que ver con el uso en la inferencia estadística (capítulo 5).]

Por muchas décadas los ecólogos y conservacionistas han enfocado su atención sobre las diversidades intra-hábitat (α) y regional (γ). Existen pocos índices para representar la diversidad entre hábitats – lo cual deberíamos agradecer. Una medida muy simple podría ser la tasa de cambio en la composición de especies por unidad de distancia. Por ejemplo, uno podría ir de un extremo al otro de la reserva de la figura 4.2, parando cada 1000 m para recorrer transectos de ranas por tres noches consecutivas. La comparación de la similitud relativa, o la disimilitud, en composición de especies entre cada par sucesivo de muestras (recuadro 9.3), revelaría dónde ocurren los mayores cambios; éstos serían los sitios de mayor diversidad β . Desde el punto de vista de las ranas, éstos son los sitios donde hay más tipos diferentes de hábitats concentrados, donde las fuentes y los sumideros están entremezclados.

Recuadro 9.3. Cálculo de la similitud entre muestras

Existen muchas técnicas numéricas para cuantificar la similitud, o la diferencia, en la composición de especies entre muestras. Muchas de las variedades de la estadística multivariable (capítulo 5) son simplemente formas sofisticadas de comparar muchas muestras a la vez, según su composición de especies. Sin embargo, para comparar sólo dos muestras, muchos ecólogos usan una medida extraordinariamente simple y directa: la similitud proporcional o *SP*. Para calcular la *SP*, examine los valores crudos (no los logaritmos) de p_i para las especies en cada una de las dos muestras, 1 y 2. Para cada especie i que está presente en una o ambas muestras, anote el menor de los dos valores de p_i , es decir, p_{i1} o p_{i2} . Si una especie está ausente de una de las muestras, el menor valor es obviamente cero. Sume los valores que ha registrado. En otras palabras,

$$SP = \sum_{i=1}^S \min(p_{i1}, p_{i2}) \quad (9.5)$$

Los valores de *SP* varían entre 0 (ninguna especie en común) y 1.0 (ambas muestras son idénticas en composición y proporciones de especies). Por ejemplo, la *SP* entre los sitios 1 y 2 (tabla 9.1) es 0.154 (especie A) + 0.205 (B) + 0.153 (C) + 0.051 (D) + 0.051 (E) + 0.015 (F) + 0.015 (G) + 0 (H) + 0.003 (I) + 0 (K) + 0 (L) = 0.647. En otras palabras, los sitios 1 y 2, o mejor dicho, las dos muestras de los sitios 1 y 2, son 64.7% similares. Igualmente, la *SP* entre los sitios 1 y 3 es 0.139 y entre los sitios 2 y 3 es 0.146. Compruebe mis cálculos.

Ahora, de vuelta a las golosinas. (1) Calcule la *SP* verdadera entre los dos recipientes completos de 207 golosinas cada uno (unidades de respuesta), de acuerdo a las mezclas especificadas en los recuadros 9.1 y 9.2. Por supuesto, si ésta fuera una investigación de campo no podríamos hacer esto. (2) Ahora calcule la *SP* entre las dos muestras de 50 golosinas de cada uno de los recipientes, que se usaron para construir la segunda y tercera curva en el recuadro 9.2. ¿Se ajusta la *SP* de la muestra al valor verdadero? ¿Es mayor o menor? (3) Finalmente, extraiga cuatro muestras aleatorias de 15 golosinas cada una, de la siguiente manera: las muestras 1 y 2 del primer recipiente, devolviendo las golosinas después de cada extracción, y las muestras 3 y 4 del segundo. Calcule la *SP* para cada uno de los seis posibles pares: 1-2, 1-3, 1-4, 2-3, 2-4 y 3-4. Si sus muestras reflejaran perfectamente el conjunto de golosinas subyacente, la *SP* entre cualquier par de muestras obtenidas de la misma unidad de respuesta – como entre las muestras 1-2 ó 3-4 – sería siempre 1.0, ¿correcto? ¿Qué valores realmente obtuvo de las comparaciones 1-2 y 3-4? Y si las muestras de 15 golosinas reflejaran perfectamente la composición de especies de las unidades de respuesta (recipientes) de las que fueron extraídas, ¿cuál sería la *SP* entre las muestras 1-3 ó 2-4 ó 2-3 ó 1-4? ¿Qué valores realmente obtuvo para estas comparaciones? ¿Es la *SP* una medida exacta y “verdadera” en la que puede tener confianza absoluta, o es simplemente otro estadístico de la muestra, de exactitud variable? ¿Cómo aplicará esta nueva sabiduría al diseño e interpretación de indagaciones en la vida real, para comparar muestras basado en su composición de especies?

Recuadro 9.3. Continuación

Note que por definición la diversidad β (vea el texto) aumenta con la disimilitud, no con la similitud, entre muestras sucesivas a lo largo de un gradiente. Si desea aplicar esta técnica a problemas sobre diversidad β , simplemente calcule la *disimilitud proporcional*, o *DP*:

$$DP = 1 - SP \quad (9.6)$$

Es decir, mientras mayor sea la diferencia entre conjuntos de especies a lo largo del gradiente, mayor es la diversidad β . Note que Colwell y Coddington (1994) usan el término “complementariedad” en lugar de disimilitud.

AHORA SÍ, se puede comer las golosinas. Buen provecho.

¿Por qué preocuparse por la diversidad β ? ¿No es algo más bien esotérico? Considere la definición de conservación presentada en el capítulo 1, y las sugerencias al final del 6. Si tuviera que seleccionar sitios para conservación, ¿dónde concentraría sus esfuerzos: en los sitios de alta, o de baja diversidad β ? ¿Cuáles sitios les darían a las especies nativas las mejores opciones para sobrevivir los episodios de cambio climático? ¿En cuáles sitios es probable que la fauna sea más sensible a las perturbaciones? Al menos una organización internacional de conservación está actualmente seleccionando los sitios de concentración de biodiversidad (“hotspots”) basándose en la diversidad β , en lugar de las tradicionales α ó γ (vea también Poiani et al. 2000).

¿Qué hacer?

De nuevo, lo ideal es aproximarse al problema de la conservación de la biodiversidad desde varios niveles (Noss 1990), desde la diversidad genética dentro de las poblaciones hasta la diversidad de procesos ecológicos. Sin embargo, en la práctica es más fácil contar especies que genes o procesos ecológicos. De cualquier manera, cuando esté trabajando con el concepto de diversidad de especies:

1. Enfóquese en la diversidad α . Seleccione las unidades de evaluación y de respuesta con gran cuidado. ¿Tiene usted confianza en que está muestreando una proporción razonable de la comunidad de especies subyacente, o es su muestreo tan débil que es apenas mejor que extraer dos golosinas de un recipiente con 207 golosinas (recuadro 9.1)? Después del muestreo, construya y estudie con cuidado los gráficos de abundancias relativas. Si usted insiste, complemente los gráficos con índices de diversidad o simplemente S , pero mire con cuidado cuáles especies incluye en el análisis (vea más arriba). En teoría, los mejores índices serían aquéllos propuestos por Hurlbert (1971). Desafortunadamente, si usted usara estos índices, pocos de sus colegas entenderían de qué está hablando. Si es necesario usar índices, use la mejor de las alternativas, es decir, C_{inv} . Nunca aplique H' , a menos que tenga una muy buena razón para preferirlo sobre C_{inv} . Si usted es muy obstinado(a) e insiste en usar H' , siempre indique en qué base de logaritmo lo calculó.

Por supuesto, uno también puede usar una aproximación similar (gráficos de abundancias relativas, complementadas si es necesario con índices) para estudiar los otros niveles de la biodiversidad. Por ejemplo, se podría hacer el gráfico usando el número de individuos por género, o por gremio trófico. Se podría examinar la diversidad de hábitats en un paisaje, en cuyo caso p_i representaría la proporción del área total ocupada por el hábitat i . Se podría examinar la diversidad de genotipos dentro de una población de una planta o un animal, en donde p_i sería la proporción de individuos que tienen el genotipo i . O se podría presentar la dieta o el uso de hábitats de una población de animales.

En Latinoamérica en particular, el uso de índices numéricos de diversidad entre los ecólogos y los conservacionistas está en aumento exponencial. No puedo evitar expresar mi opinión de una manera enfática: con respecto a la conservación de la biodiversidad, *quienes usan los índices de diversidad deben justificar explícita e inequívocamente por qué los índices son apropiados y necesarios para los fines de la indagación o su posterior aplicación*. En realidad, no puedo mencionar ni un solo caso en que los índices de diversidad sean necesarios, apropiados o útiles para la conservación de la biodiversidad. Además, reflexionando sobre mi propio uso de los índices de diversidad en mi trabajo desde 1970, soy muy escéptico sobre su valor aun en los estudios de ecología básica, excepto, quizás, para propósitos muy específicos tales como expresar la diversidad de recursos alimenticios de un grupo particular de animales. En su uso general, los índices sencillamente pierden mucha información que es biológicamente significativa. Es muy fácil que sean mal usados y mal interpretados. El valor numérico que provee un índice no dice nada que sea biológicamente significativo, a menos que esté tratando de demostrar en el campo la relación entre diversidad biológica y estabilidad del ecosistema; y esto fue desacreditado al final de los años 70.

2. Considere la diversidad β . ¿Le llama la atención el uso de la tasa de cambio en composición de especies en escala amplia, como una medida de la biodiversidad que tiene importantes implicaciones para la conservación? Si es así, considere realizar algunas indagaciones sobre la diversidad β . Podría empezar usando la simple técnica presentada en el recuadro 9.3, para examinar muestras tomadas en transectos a lo largo de gradientes climáticos, o altitudinales, o perpendiculares a algún rasgo topográfico importante. Sin embargo, al igual que cuando se investiga la diversidad α (tabla 9.1), tenga cuidado cuáles especies incluye en la medida. Es mucho más importante aplicar el sentido común y su conocimiento de la historia natural a los problemas relacionados con diversidad de especies, que aplicar técnicas matemáticas sofisticadas. Tenga en mente que las especies no son simples números.



CAPÍTULO 10

Cómo extender el alcance de la indagación

La América [latina] no debe imitar servilmente, sino ser original.

– Simón Rodríguez (1851)¹

¿Son los profesionales de la conservación y los biólogos de campo los únicos capaces de entender y aplicar la indagación científica a las preguntas que les intrigan y les preocupan? El ejemplo del campesino en el capítulo 2 sugiere lo contrario. Los biólogos y otros profesionales de la conservación definitivamente no tenemos el monopolio de la conservación. La conservación a largo plazo está en las manos, corazones y mentes de las personas que van a estar allí, aun después de que hayan desaparecido de la memoria el último administrador o profesional de la conservación y el último tramo de cerco de alambre de púas alrededor de la reserva. Por lo tanto, las estrategias de conservación modernas deben incluir planes para facultar a una variedad de personas para tomar decisiones sensatas sobre las alternativas que tienen para manejar su entorno natural – aun si esas decisiones no son las que necesariamente tomaríamos nosotros. Buena parte de este libro ha estado dedicado a discutir el proceso de indagación, el sentido común y la historia natural como medios críticamente importantes para capacitarlo, como profesional de la conservación o ecólogo de campo, para que pueda tomar las mejores decisiones posibles. ¿Podrían esas herramientas capacitar también a otras personas?

Este capítulo sugiere unas cuantas formas en las que la indagación científica se puede extender a varios grupos de personas, todas las cuales están involucradas en el destino de las áreas protegidas o paisajes más grandes, aunque es poco probable que se conviertan en profesionales de la conservación certificados o ecólogos con título. Por ejemplo, las comunidades locales de la matriz seminatural que rodea el área protegida incluyen adultos, o sea, los que hoy en día están tomando decisiones que afectan la conservación en esa área; y niños, o sea, los que estarán tomando esas decisiones en esa misma área en una o más décadas. También están los guardaparques, que por lo general provienen

de comunidades locales, y que en su patrulla del área protegida pasan buena parte del tiempo en el campo aguzando su capacidad de observación. Finalmente, están los visitantes de todas las edades que vienen de paisajes cercanos o lejanos para recorrer el “centro de visitantes” del área protegida o los senderos, antes de regresar a casa y continuar tomando decisiones que afectan la conservación a diario en sus alrededores. ¿Son capaces de indagar, todas estas personas? Sí. ¿Tienen el derecho de indagar, o es la indagación el derecho exclusivo de la élite de los “indagadores aprobados”? Espero que usted ya conozca la respuesta.

Probablemente, usted ha sido testigo de muchos esfuerzos para sensibilizar a estos variados grupos en cuestiones de conservación. Por ejemplo, las iniciativas de manejo participativo o de conservación basadas en las comunidades ya están involucrando a gente de la comunidad local de algunas áreas². Los programas de educación ambiental se enfocan en los niños, tanto de las ciudades como del campo. Los guardaparques a menudo asisten a talleres sobre principios de biología y ecología. Los programas de “interpretación de la naturaleza” introducen a los visitantes a la biota y los procesos ecológicos locales. ¿Podría usted mismo(a) contribuir con algo novedoso a estos esfuerzos? Por supuesto, y es crítico que usted o sus asociados lo hagan. Muy pocos esquemas retan a los miembros de la comunidad, escolares, guardaparques o visitantes a que hagan preguntas acerca de su entorno, y menos aún les exigen que contesten sus propias preguntas a través de una experiencia de primera mano y a que reflexionen sobre las respuestas que se encuentran. Ahora que usted ha adquirido habilidad en la indagación científica, considere compartir – pero sin imponer – su experiencia.

Las comunidades locales y la indagación científica: la verdadera conservación participativa

Idealmente, cualquier estrategia de conservación involucraría la colaboración con la gente local en cada etapa del ciclo de manejo (vea Margoluis y Salafsky 1998), bien sea que la inquietud que inicia el ciclo (figura 2.4) sea identificada por los mismos miembros de la comunidad, o por ellos junto con usted. La gente local puede consistir en colonos recién llegados, comunidades indígenas con siglos de historia en la región, o una mezcla de ambos. Estas personas tienen sentimientos naturales de pertenencia no sólo sobre la matriz seminatural en la que viven y trabajan, sino también hacia el área protegida cercana, la cual probablemente conocen por lo menos tan bien como usted. Tales sentimientos de pertenencia, que con frecuencia frustran los esfuerzos de conservación, pueden transformarse en beneficio de la conservación si los miembros de la comunidad ven cómo la indagación completa incorpora las inquietudes y preguntas que ellos generan. ¿Cómo puede usted facilitar esto? No es suficiente hacer una reunión con la comunidad, consultarles sus inquietudes y preguntas y prometerles que las va a considerar. Usted debe proveer un contexto para esas preguntas y continuar a partir de ahí. ¿Cuál es el contexto? El ciclo de indagación... y el siguiente es un posible escenario.

Sugerencias para realizar un taller que inicie la “indagación comunitaria”

Colabore con los líderes comunitarios para organizar un taller de dos o tres días (mínimo absoluto de uno), como una actividad conjunta. Si lo permiten las costumbres locales, sugiera que se invite a todos los adolescentes y adultos de la comunidad, tanto hombres como mujeres. Programe el taller para todo el día, empezando desde tan temprano en la mañana como sea posible hasta la hora de las tareas domésticas vespertinas. Ofrezca subsidiar el almuerzo (comida y bebida), así como los refrigerios de los recesos de

la mañana y la tarde. Provea una libreta y un lápiz para cada participante. Pida que el taller se lleve a cabo en la escuela u otro centro comunitario.

Los participantes en el taller pueden ser no sólo los miembros de la comunidad interesados, sino también un pequeño número de “facilitadores” incluyéndolo a usted. Los facilitadores pueden incluir a guardaparques o biólogos que ya hayan practicado el proceso de indagación (vea abajo). Es imprescindible que todos los facilitadores tengan personalidad humilde y transparente, y un buen sentido del humor. El taller podría llevarse a cabo de la siguiente manera:

1. En su calidad de facilitador, presente las metas del taller. La meta fundamental es capacitar a los participantes en una manera de articular las inquietudes acerca del destino del entorno que les rodea; plantear preguntas reales e importantes sobre estas inquietudes; responderlas ellos mismos de primera mano y finalmente, aplicar los hallazgos al manejo propio del entorno. El entorno local incluye no sólo el pueblo y la matriz semi-natural en la que ellos residen, sino también el área protegida cercana (si es que existe alguna).
2. Pídale a todos los participantes que se presenten.
3. Como facilitador, presente el tema de fondo: el uso sostenible a largo plazo del paisaje local y sus recursos naturales. Empiece planteando a los participantes dos preguntas provocativas: “¿quisieran ustedes que sus hijos, nietos y biznietos pudieran vivir en el mismo paisaje que nos rodea hoy en día? ¿Quisieran que ellos tuvieran acceso a los mismos recursos que ustedes usan hoy en día – suelos fértiles, animales de monte para cazar, peces en los ríos, plantas medicinales y de otros usos en el bosque, agua limpia?” Muy seguramente, los participantes van a contestar ambas preguntas con un sí enfático. Señale que lo que ellos están diciendo es que les gustaría *conservar* el paisaje local y sus elementos importantes. Brevemente, enfatice que la conservación no es de ningún modo cuestión de declarar desde arriba la protección de áreas y prohibir su uso. Más bien, es un medio para asegurarse que el paisaje y sus recursos naturales estén disponibles para las generaciones futuras. Pregunte, “si esto es así, entonces, ¿cómo podemos lograr la conservación?”. *Presente el esquema de la figura 1.1*, modificado según sea necesario, para justificar la necesidad de la indagación (investigación) para lograr las metas de conservación.
4. Discuta “cómo convertirse en un indagador científico”. *Presente el ciclo de indagación y el ciclo de indagación aplicada (figuras 2.2a y 2.2b, respectivamente)*. Ilustre los dos ciclos de indagación con ejemplos de la vida cotidiana de los participantes, tal como el ejemplo del campesino en el capítulo 2 u otro que sea más apropiado para las condiciones locales. Enfatice que el primer paso, y el más importante, en el proceso de indagación es hacer preguntas.
5. Practique hacer preguntas. Todos salen del edificio y *repiten lo que hizo usted en el recuadro 2.1*. Asigne a cada participante un parche distinto y particular de terreno, de más o menos 50 x 50 cm, que presente algún grado de heterogeneidad en pequeña escala. Todos deben dibujar croquis sencillos de sus paisajes en miniatura y generar, por lo menos, tres preguntas acerca de lo que observan dentro de los linderos de su parcela (figura 10.1). Enfatice que ninguna pregunta es estúpida, siempre y cuando esté encerrada entre signos de interrogación. Dependiendo de la



Figura 10.1.

Práctica de formulación de preguntas. Los miembros de la comunidad de San Antonio de Cuellaje, Ecuador (provincia de Imbabura) están planteando preguntas acerca de los mini-paisajes que se les ha asignado. [Fotografía de Marty Crump.]

dinámica social y el grado de alfabetización, los participantes pueden trabajar en pares, en lugar de independientemente, o en grupos dentro de los cuales debe haberse seleccionado un relator. Los facilitadores deben tener cuidado tanto aquí como en otros momentos, de no imponer sus propias perspectivas.

6. Vuelvan a juntarse. Recuérdele a todos que ninguna pregunta es estúpida, y luego pídale a cada participante o a cada grupo que lea en voz alta sus preguntas. Usted se va a impresionar por las habilidades de observación que se evidencia en las preguntas. Sea positivo y alentador – no haga críticas, por constructivas que sean, a las preguntas.
7. Regrese a los cuatro pasos del ciclo de indagación aplicada (figura 2.2b). Señale que la pregunta es el primero y el más importante de estos pasos, pero que los demás pasos también deben darse si se quiere obtener una respuesta útil. Ahora diga, “sí, todas las preguntas son valiosas, pero algunas lo son más que otras en cuanto a su capacidad para llevarnos fácilmente por los pasos de la acción, la reflexión y la aplicación”. Presente, uno por uno, los cuatro criterios para las preguntas (en el capítulo 3), más las preguntas claves “¿qué están comparando?” y “¿qué están midiendo?”. Para las preguntas que no se conformen a los criterios, presente e ilustre las formas de modificarlas para que sí lo hagan.
8. Agrupe a los participantes en equipos conformados por unos cinco miembros de la comunidad y un(a) facilitador(a). Si el taller es de dos o tres días, estos equipos practican formulando preguntas que cumplan con los cuatro criterios. Los miembros de cada equipo se dispersan sobre un radio de 50 m a partir de un punto central. Ellos observan el entorno, producen preguntas cuya escala espacial tenga como máximo un círculo de 100 m de diámetro, negocian entre ellos, eligen una pregunta y luego la refinan hasta que crean que ésta cumple completamente con todos los criterios. Una vez que todos los equipos han terminado, cada uno presenta su pregunta oralmente. En cada caso, el público debe preguntarse: “¿cumple esta pregunta con los cuatro criterios? Y si no, ¿cómo se puede reformular para que sí lo haga?” Guíe esta fase de crítica constructiva tanto como sea apropiado. Si el taller es de dos o más días y si el tiempo lo permite, haga otra sesión de práctica, pero cambie los equipos. Por otro lado, si el taller sólo



Figura 10.2.

Formulación de preguntas de la vida real. Los residentes de la zona de amortiguación del Parque Nacional Impenetrable Bwindi, Uganda (Rutugunda Parish) están discutiendo preguntas sobre el uso sostenible, en la periferia del parque, de las plantas medicinales y aquéllas usadas en cestería.

dura un día, va a tener que saltarse esta fase de práctica completamente – aunque no la primera práctica con las parcelas de 50 x 50 cm – y proceder directamente al siguiente paso.

9. Forme nuevos grupos con un(a) facilitador(a) por grupo. Pida a cada equipo que elija a uno de los miembros de la comunidad como su presentador. La tarea de cada equipo es enunciar una pregunta de la vida real que se derive de las inquietudes de manejo local o de conservación – o inquietudes similares, como las de la agroecología, el ganado o el agua – y que pueda ser contestada a través de la indagación científica, teniendo en cuenta el cuarto criterio de las preguntas: ningún instrumento sofisticado. Haga que los equipos deambulen independientemente, observen el paisaje cercano y lejano, piensen, discutan las inquietudes que pudieran ser resueltas con una indagación, propongan preguntas que cumplan con los cuatro criterios (capítulo 3), negocien y luego propongan y refinen una pregunta por equipo (figura 10.2) - *básicamente haciendo lo que usted hizo en el recuadro 3.2*. Si la idea del taller es trabajar una inquietud de conservación y manejo que la comunidad y usted ya habían propuesto (figura 2.4), entonces pídale a los participantes que dirijan sus preguntas hacia ese tema. Algunos ejemplos de tales temas pueden ser: la cosecha de productos forestales no maderables, cacería, tala selectiva, minería en pequeña escala, efectos de borde, manejo del pastoreo o protección de una cuenca. Si la idea del taller es trabajar inquietudes de conservación y manejo sin ninguna restricción (lo que generalmente es preferible ¿no?), señale que los miembros de cada grupo tienen que estar de acuerdo con la inquietud que van a trabajar antes de estructurar la pregunta. De todas maneras es imprescindible que los facilitadores *no* dirijan el proceso, sino que se queden calladitos y que sólo: a) le brinden el respaldo al proceso de cumplir con los cuatro criterios y b) se aseguren de que el equipo no se desvíe demasiado.
10. Júntense de nuevo para que cada equipo presente su pregunta. Ahora estimule un ejercicio completo de crítica constructiva, discusión y debate de todos los aspectos de la pregunta propuesta.
11. Haga una votación (sólo con los miembros de la comunidad; los facilitadores no votan) para clasificar las preguntas por nivel de popularidad.

12. Ahora introduzca la siguiente fase crítica, la flecha que conecta la pregunta con el paso de la acción – esto es, la vía para diseñar la indagación que mejor contestará la pregunta. Si tiene dos o más días disponibles, primero pase por al menos el primer acto del apéndice D; es decir, familiarice a los participantes con los fundamentos del diseño, y quizás la estadística. No les presente el esquema de los 18 pasos (capítulo 4), sino una versión más sencilla que destaque los puntos más importantes. [Para este fin hemos desarrollado un proceso de diseño de 8 pasos.]
13. Guíe al grupo entero en el proceso de bosquejar un diseño de un estudio para la pregunta con la calificación más alta. Discuta la naturaleza de los resultados que podrían salir del estudio y cómo luego de la etapa de reflexión, éstos podrían aplicarse para resolver la inquietud original.
14. Si hay suficiente tiempo, repita el proceso para la segunda pregunta de la lista. Sin embargo, asegúrese que ha dejado suficiente tiempo para los últimos pasos.
15. Discuta los mecanismos de colaboración que usarían para el resto del proceso de indagación. Decida, en grupo, cuáles serían las responsabilidades y los compromisos de las personas locales que están interesadas, de usted, de otros biólogos o profesionales de la conservación y de otras instituciones. Tenga especial cuidado de que gradualmente no le vaya quedando a usted y a otros profesionales la responsabilidad de completar el diseño, hacer el trabajo de campo, analizar los datos y hacer la reflexión. Más bien, tome medidas para asegurar que los miembros interesados de la comunidad van a continuar participando completamente tanto en los aspectos intelectuales como prácticos de la indagación.
16. Elija un comité compuesto por partes iguales de gente local y facilitadores. Inclúyase, si la pregunta que ha seleccionado la comunidad está dentro de su área de competencia. Si es claro que la indagación se beneficiaría de la asesoría de personas externas, la primera tarea del comité sería la de contactarlas. No obstante, recalque que tales personas externas se contactarán sólo en caso de que sea necesario, sólo en caso de que ya hayan participado en un taller u otro de la indagación de primera mano (figuras 2.2a o 2.2b) y sólo en caso de que tengan personalidades agradables y humildes.
17. Cierre el taller con una nota positiva. Vuelva a destacar la naturaleza lógica del proceso de indagación del diseño y de su aplicación a la vida real; la naturaleza colectiva del proyecto; y la importancia fundamental del sentido común y la historia natural (y la cultural).
18. ¡Manos a la obra! Pero primero, festejen el éxito del proceso.

¿Es “la indagación comunitaria” un idealismo?

Usted se quedará asombrado/a, como me ha sucedido a mí, de la velocidad con que algunas comunidades absorben los temas fundamentales de este libro y los aplican en formas novedosas. Al final de un taller, con algún respaldo (nunca la dirección) de parte de los facilitadores, la comunidad habrá propuesto, debatido, refinado y calificado varias preguntas, todas las cuales cumplen con los criterios del capítulo 3 y tratan inquietudes de la vida real. Idealmente usted y ellos también habrán empezado a bosquejar el diseño para contestar esas mismas preguntas y habrán asignado responsabilidades para los varios pasos. Aun si participan pocas personas locales en el estudio subsiguiente, se puede seguir involucrando a toda la comunidad. Programen un taller vespertino una vez al mes, para que todos los involucrados en el estudio discutan su

progreso, describan sus descubrimientos y reveses, presenten resultados preliminares y pidan consejo. Una vez que se termina de tomar los datos, involucren de nuevo a la comunidad entera para que participe en evaluar los resultados, reflexionar, proponer pautas de manejo y conservación, aplicarlas y si es posible, hacer un seguimiento a las consecuencias (el monitoreo). Si tiene éxito en esta asociación intelectual y práctica con la gente local de principio a fin, como mínimo algunos sentirán “orgullo de pertenencia” hacia cualquier pauta que resulte y se asegurarán de hacerla funcionar. ¿Y como máximo? No hay límites.

Siendo realistas, ¿puede tener éxito la indagación comunitaria? A menudo, pero no siempre. Lastimosamente, algunos biólogos u otros profesionales de la conservación están convencidos de que son una élite y no estarán dispuestos a delegar tanta responsabilidad intelectual a la comunidad local o a permitir que las preguntas de los locales les dicten la naturaleza de su investigación. De manera similar, los “profesionales” podrían cambiar sutilmente la pregunta hacia una que encaje mejor con sus intereses propios. El lado de la comunidad tampoco es siempre armonioso. La “noble comunidad” es un mito del mismo calibre que el del “noble salvaje”. Cada comunidad tiene sus trazas de problemas internos, pleitos dentro y entre familias y manipulaciones políticas. El área protegida, su manejo y sus administradores pueden causar resentimiento, particularmente entre los colonos más recientes quienes, al contrario de ciertos grupos indígenas, no tienen derecho a utilizar los recursos del área protegida. Sin embargo, actualmente la “indagación comunitaria” se está llevando a cabo con gran éxito en varios paisajes sudamericanos, especialmente en Bolivia, Ecuador y Guyana. Si sus relaciones con la comunidad son buenas, haga el ensayo. La indagación comunitaria puede ser una de las actividades más útiles y duraderas que usted haya estimulado. Ensáyela.

Los niños locales y la indagación científica

Los niños de hoy serán los tomadores de decisiones de mañana. Sería ideal que la nueva generación ya estuviera adquiriendo experiencia sobre cómo hacer y contestar preguntas acerca de su entorno diario, y cómo reflexionar después. Así, para cuando sean adultos ya serán pensadores objetivos, indagadores hábiles y tomarán decisiones sensatas sobre cómo conservar y utilizar la biodiversidad local de la mejor forma. ¿Está esta noble meta distante de sus responsabilidades y capacidad? De ninguna manera. Considere presentar el proceso de indagación (figura 2.2a) a las escuelas locales como parte de su educación en ciencias naturales y los “ejes transversales” de las reformas educativas. Encontrará que muchos maestros rurales adoptan con entusiasmo un concepto de indagación científica que sea intelectualmente retador y económicamente barato y que se pueda hacer en los patios de sus escuelas, especialmente si se dan cuenta de que este método puede cubrir una parte considerable de su currículum obligatorio. En breve, piense en las maneras de estimular el desarrollo de programas locales de “la enseñanza de ecología en el patio de la escuela”, o “la EEPE” (Feinsinger, Margutti y Oviedo 1997; Rozzi, Feinsinger y Riveros 1997; Arango, Chaves y Feinsinger 2002).

El primer paso podría ser un taller de capacitación para maestros de primaria de manera que ellos, y más tarde sus estudiantes, adquieran la habilidad para realizar indagaciones científicas concisas, pero completas, que involucren los animales, las plantas, las interacciones y las consecuencias de las actividades humanas en los terrenos de la escuela. Las indagaciones en el patio de la escuela como las que usted realiza, no sólo involucran los pasos de la pregunta y la acción del ciclo de indagación, sino también el de la reflexión. En los grados superiores de la escuela primaria al menos, los niños aprenderán a reflexionar sobre sus hallazgos en pequeña escala a partir de experiencias de primera mano en el

patio de la escuela y a relacionarlos con fenómenos a mayor escala en el campo a su alrededor, que es la escala en la cual estarán tomando decisiones más adelante en la vida. El apéndice C indica algunos recursos para buscar información sobre “la EEPE” y los otros acercamientos discutidos en este capítulo.

Por otro lado, si usted trabaja en un área protegida, los niños vendrán a visitarlo a *usted*. Cuando lleguen los escolares al área protegida, no se limite a darles una charla y mandarlos a deambular sin rumbo por el centro de visitantes y por los senderos. Más bien, guíe personalmente a los niños y sus maestros a través de indagaciones que usted haya diseñado previamente (idealmente en colaboración con los maestros) y que sean prácticas, rápidas pero completas y apropiadas para la edad. Para esto puede enfocarse en insectos y arañas, plantas, microhábitats, procesos ecológicos y las distintas “huellas de los seres humanos”. Guíe las reflexiones que siguen hacia una discusión libre de jerga de las ventajas y las desventajas de las distintas alternativas de conservación, de usos de la tierra y de las clases y niveles de protección. Invite a los niños a que discutan las preocupaciones de manejo que usted enfrenta, basados en la experiencia de primera mano que recién tuvieron. A medida que los guía por el proceso de reflexión, por lo menos los más grandes empezarán a comprender la lógica del área protegida, la complejidad de su manejo, su relación con la matriz seminatural y las diferentes perspectivas de los distintos grupos de interés – todo basado en su experiencia de primera mano puntual (la acción) que acaban de terminar. Una pequeña inversión de su tiempo podría producir un gran retorno en el futuro.

En la actualidad, mucha gente local visionaria y entusiasta – ecólogos(as), estudiantes universitarios, profesionales de la conservación, educadores profesionales – ha instituido la ecología del patio de la escuela en distintos sitios de México, Cuba, Costa Rica, Guyana, Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Uruguay, Paraguay, Argentina, Chile y Brasil. Aunque estos sitios incluyen ciudades grandes, muchas de las comunidades en las cuales ya se practica “la EEPE” residen en las zonas de amortiguación o dentro de las áreas protegidas. ¿Le interesa? Si es así, regrese al apéndice C.

Los guardaparques y la indagación científica

Muchos guardas en parques nacionales u otras áreas protegidas tienen una, y sólo una tarea: patrullar para proteger el área de intrusos y de contravenciones a las políticas del parque. Esta tarea rara vez es intelectualmente estimulante, pero sí es frecuentemente peligrosa y siempre extenuante. Considere, además, que los guardaparques casi siempre provienen de las comunidades rurales, por lo general de los alrededores del parque. Mientras patrullan, ellos están constantemente en el campo, observando lo que está pasando a su alrededor con respecto no sólo a intrusos sino también a la historia natural de las plantas y los animales, a las interacciones entre especies y otros procesos ecológicos, así como a las amenazas potenciales contra la integridad del parque. La mayoría de los guardaparques tiene curiosidad sobre lo que ven y ya están haciéndose preguntas al respecto (figura 10.3).

Si usted es guardaparque y ha llegado a esta parte del libro, no tengo que decirle más. Si usted no es guardaparque pero trabaja con ellos, considere estimularlos y así capacitar a este recurso humano tan importante. Primero, incite a los guardaparques a involucrarse en talleres de indagación comunitaria (ver arriba), talleres de ecología en el patio de la escuela e iniciativas que idealmente seguirían a cualquiera de estas actividades. En segundo lugar, si es posible, estímúelos a emprender su propia investigación de campo. Usted puede fácilmente darles las herramientas: el ciclo de manejo (figura 2.4), el ciclo de investigación de campo (figura 2.4) y los fundamentos de diseño (capítulo 4, apéndice D).

Muchos colegas sudamericanos y yo, estamos actualmente ensayando métodos para darles estas herramientas a los guardaparques. Por ejemplo, se invita a los guardas para que sean facilitadores en talleres de cuatro o cinco días sobre ecología en el patio de la escuela, para que al mismo tiempo se familiaricen con el ciclo de indagación y con los cuatro criterios de las preguntas de investigación. Luego, los guardaparques se quedan para un segundo taller que dura entre dos y cuatro días. En este taller se presentan las versiones más completas del ciclo de indagación (figuras 2.4 y 2.5) y los principios de diseño y de la inferencia estadística (apéndice D). Trabajamos con el ejemplo de la tala selectiva (capítulo 4). A continuación hacemos una discusión, usando un lenguaje sencillo, de unos ocho o doce de los pasos más críticos en el proceso del diseño (capítulo 4). Enseguida, los grupos practican enmarcar las preguntas de interés para ellos y a diseñar estudios para contestarlas, en los alrededores del sitio del taller. Finalmente, viene el gran evento. Cada participante, o grupo de participantes de un mismo puesto de trabajo, desarrolla una pregunta y un diseño preliminar para un estudio que ellos estén verdaderamente interesados en realizar, una vez que regresen a sus cargos.

Dada la extensión de las áreas que ellos recorren durante sus patrullas y las visitas repetidas que deben hacer a cada sitio durante el transcurso de un año o más, los guardaparques están en una posición única para llevar a cabo indagaciones muy sólidas – bien diseñadas, a largo plazo y a nivel del paisaje – sobre preguntas de conservación de la biodiversidad o sobre historia natural básica. No se necesita invertir nada, o casi nada, de tiempo adicional: ellos pueden tomar datos mientras patrullan. Además de estimular el crecimiento intelectual y la confianza en sí mismos, estas indagaciones pueden ser de un valor inmenso para el manejo del área protegida, y en general para la ciencia de la conservación o la ecología básica de campo. Por ejemplo, unos guardaparques bolivianos ya están presentando estudios rigurosos y netamente propios, en congresos internacionales.



Figura 10.3.

Los profesionales de la conservación (guardas y otro personal de los parques nacionales del sur de Argentina) están observando el paisaje y formulando preguntas (San Carlos de Bariloche, provincia de Río Negro).

Los visitantes y la indagación científica

El tema central de este libro es el papel que puede jugar la indagación científica en la toma de decisiones relacionadas de alguna forma con la conservación de la biodiversidad. Hay otro grupo de personas que toman esas decisiones: los visitantes a las áreas protegidas. Por supuesto, tales visitantes rara vez toman decisiones que tengan que ver con la conservación del área protegida en sí. Más bien, su papel en la conservación de la biodiversidad, bien sea positivo, negativo o neutro, se juega en sus paisajes de la vida cotidiana. Es decir, al regresar a casa, ellos continuarán tomando decisiones sobre asuntos que pueden afectar, directa o indirectamente, la biodiversidad de sus propios alrededores. Tal vez la experiencia de los visitantes en su paisaje pueda influir en las decisiones de ellos. Con esto en mente, ¿cómo podría usted mejorar esas experiencias? Pues exponiendo a los visitantes a indagaciones prácticas, cortas y rápidas que los haga reflexionar sobre lo que pasa, día a día, en sus diferentes ambientes (vea el recuadro 10.1).

Usted puede presentarle a los visitantes una aproximación a la indagación en tres formas, por lo menos (Feinsinger, Margutti y Oviedo 1997). (1) A veces, el personal de los parques lleva grupos de visitantes en recorridos guiados. De vez en cuando, el guía podría detenerse y realizar con el grupo un ejercicio de indagación, ahí mismo. El recuadro 10.1 presenta un ejemplo de una indagación en particular que toca un cierto número de temas del capítulo 6. (2) Muchas áreas protegidas tienen centros de visitantes o están diseñando uno. En lugar de darles a los visitantes información en forma pasiva, algunas exhibiciones en el centro podrían entusiasmar a los visitantes a realizar una indagación completa pero muy sencilla basada, por ejemplo, en una comparación de dos fotos diferentes. Mejor aún, las zonas aledañas al centro – aun el césped o un estacionamiento sin pavimento – podrían tener carteles que inciten al visitante a hacer una indagación completa de primera mano (figura 2.2a). (3) Casi todas las áreas protegidas tienen senderos para visitantes. En algunos casos, hay por lo menos uno cercano al centro de visitantes que funciona como un “sendero natural auto-guiado” con letreros. Estos letreros podrían transformarse en carteles que guíen al visitante a través de una indagación completa ahí mismo, en lugar de simplemente proveer una información que va a recibir pasivamente, si es que la recibe. Cada cartel, o serie de carteles, podría presentar una pregunta con un resumen de su contexto y sugerir cómo el visitante podría contestar la pregunta si observa, escucha, huele o toca algo, y finalmente, hacer un llamado a la reflexión. Este llamado a la reflexión podría llevar al visitante a reflexionar sobre su propio entorno en casa, como en el recuadro 10.1 pero por supuesto, de manera mucho más breve.

Recuadro 10.1. Puntos de vista: una indagación para visitantes

Esta indagación normalmente requiere seis personas además de un(a) facilitador(a), pero se puede adaptar a un grupo de cualquier tamaño. Aunque este ejercicio es más apropiado para un grupo guiado, también se puede adaptar (luego de cortarse) a un grupo auto-guiado de visitantes mediante carteles que se pone a lo largo de un sendero. La indagación es un poco inusual pues no involucra contacto directo con los organismos correspondientes. Por otra parte, funciona en cualquier parte desde donde haya una buena vista del paisaje circundante, y no perturba en absoluto el paisaje.

Recuadro 10.1. Continuación

Pregunta: ¿perciben los distintos organismos el paisaje en distintas formas?

Lógica: nuestro propio punto de vista, como seres humanos, está entre 1.3 y 1.8 m por encima del suelo y tiene un radio de 50 m, aproximadamente. ¿Tendrían los animales de otros tamaños, formas y modos de locomoción otros puntos de vista, y si es así, cuáles serían las consecuencias?

Metodología: para un grupo de seis, el líder clava una ramita o un palillo de dientes en el suelo, en un punto que represente algo de heterogeneidad a muy pequeña escala, como por ejemplo, hojarasca en el suelo, tallos secos de pasto, granos de arena, piedrecillas y plántulas. Cada participante adopta el punto de vista de un animal distinto, como se especifica abajo y bosqueja un croquis de la forma como luce el paisaje a la escala de ese punto de vista.

Los animales y sus escalas son: un pulgón de plantas (áfido) o ácaro cuyo paisaje total es un cuadrado de 2 x 2 cm, centrado en la ramita; una hormiga, 20 x 20 cm; un ratón, 2 x 2 m; un gorrión, 20 x 20 m; una paloma, urraca, chimango, tiuque u otra ave moderadamente grande y de vuelo rápido, 200 x 200 m; un cóndor o águila, 2 x 2 km. El líder reitera las reglas: (1) todos los croquis se deben dibujar del mismo tamaño (aproximadamente 20 x 20 cm en una hoja de papel); (2) la ramita es el centro del paisaje de cada animal; y (3) todos los croquis deben ser dibujados desde arriba, mirando hacia abajo, como si fueran mapas en un atlas.

Después de emplear diez minutos dibujando sus mapas, los participantes los exhiben y los describen, uno por uno, hasta que todos queden en una fila, desde el pulgón hasta el cóndor. El facilitador guía la discusión y la reflexión.

Algunas ayudas para la reflexión: ¿en qué forma cambian las características predominantes del paisaje de un animal a otro? ¿Percibe el pulgón alguno de los elementos que dominan el paisaje de los otros animales? ¿Cuáles? Y el cóndor, ¿el de cuáles animales percibe? ¿Cuál es la naturaleza de los distintos elementos del paisaje en cada una de las escalas? ¿Qué forma geométrica presentan, formas sencillas (cuadrados, círculos, líneas rectas) o complejas? ¿Estas formas representan elementos creados por los humanos o elementos no creados por los humanos?

Empezando con la pulga y ascendiendo, ¿a qué escala empiezan los elementos atribuibles a los humanos a aparecer como elementos predominantes del paisaje? ¿Se relaciona esa escala con la escala horizontal de nuestro punto de vista (50 m de radio)? Mirando solamente los mapas, ¿hay alguna forma particular que esté típicamente asociada con estos elementos? Subiendo en la escala, ¿se llega a algún punto en el que los elementos no creados por los humanos empiezan a aparecer en el paisaje, e incluso dominarlo? ¿Qué clase de elementos son? ¿Los geológicos?

¿Cómo habrá cambiado la naturaleza básica de cada uno de esos mapas durante los últimos cien años? ¿Se asemeja el paisaje actual de la pulga al que percibía su tataratarabuela en 1904? ¿Qué hay del gorrión de hoy versus su ancestro de 1904? ¿Y del cóndor de hoy con respecto a su ancestro en 1904? ¿Cómo determinaría esto? ¿Tal vez consultando mapas y archivos antiguos?

Recuadro 10.1. Continuación

¿O entrevistando ancianos residentes en la zona? ¿Cómo continúan afectando el paisaje en cada una de las escalas, las actividades de la gente actualmente?

Ahora piense en el paisaje donde usted vive la mayor parte del tiempo. A cada una de las seis escalas espaciales, ¿cuáles serían las similitudes y las diferencias entre su paisaje hogareño y en el que está ahora? ¿Cuál paisaje muestra más las “huellas” de los seres humanos? ¿Cuál de los dos paisajes le gusta más estéticamente? ¿Cuál de los dos es más cómodo para vivir y trabajar? En general, honestamente, ¿dónde preferiría vivir: en un paisaje silvestre “prístino”, en uno que tiene una mezcla de elementos “naturales” y humanos en varias escalas, o en uno dominado por elementos construidos en cada escala? ¿Cómo le gustaría que fuera el futuro de su propio paisaje, a cada una de las escalas o por lo menos a la del gorrión, la paloma y el cóndor? ¿Qué decisiones que usted, su familia o sus amigos, toman comúnmente podrían influir en ese futuro? ¿Cómo podría usted modificar esas decisiones, de manera que haya una mayor probabilidad de que su paisaje tenga el futuro que a usted más le gustaría?

No es realista esperar que todos los visitantes se tomen el tiempo de hacer todas las indagaciones, por más cortas que sean. Después de todo, y a diferencia de los escolares, los visitantes no tienen ninguna obligación de aprender. De todas formas, con que sus esfuerzos alcancen sólo el 5% de los visitantes, y si sólo el 5% de ellos terminan reflexionando y tomando decisiones más concienzudamente al regresar a casa, sus esfuerzos se habrán pagado. Si usted está interesado en las posibilidades de aplicar el método de la indagación a un público de visitantes, regrese una vez más al apéndice C.

Los biólogos de campo y los profesionales de la conservación como educadores.

La iniciativa de fomentar la indagación científica en las comunidades, las escuelas locales y entre los visitantes es la forma más amplia de educación pública. Probablemente usted no tiene entrenamiento formal como educador. Pero, ¿eso significa que no tiene permiso de enseñar, y facultar a otros para indagar y tomar decisiones propias con base en las reflexiones cuidadosas? Definitivamente no. La conservación, la indagación científica y la educación están estrechamente ligadas. Las estrategias de conservación y aquellos biólogos de campo y profesionales de la conservación con visión, reconocerán estos vínculos y se darán cuenta de que la educación de distintos públicos es la mejor esperanza para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, la verdadera educación – mejor dicho, el aprendizaje – no consiste en sermonear. Un ecólogo de campo o un profesional de la conservación que actúa como un Experto, diciéndole a la gente qué está Bien y qué está Mal, qué Deberían y No Deberían hacer para “Salvar el Planeta” y ser “Ecológico”, no está enseñando o capacitando; está intentando adoctrinar. Ésta es una aproximación que podría tener el efecto opuesto al que se pretende (Sobel 1995). En cambio, enseñar es capacitar a las personas para que observen, cuestionen, busquen las respuestas, reflexionen – en resumen, que piensen por sí mismas. ¿Podría extenderse esta forma de educación, y el método mismo de la indagación, a otros grupos de personas que ejercen una influencia tremenda en la conservación de la biodiversidad? Tal vez. Le dejo a usted que piense en las formas de hacerlo.

La idea de capacitar grupos de personas fuera de los círculos profesionales de la biología y la conservación, de descubrirles las herramientas intelectuales que ya poseen, no sólo es una forma de extender el “alcance de la indagación” sino de abrirnos hacia nuevas ideas. Las inquietudes de conservación y los temas de indagación que la gente nos va a presentar, necesariamente van a fortalecer nuestras propias perspectivas, indagaciones y estrategias de conservación (vea también a Margoluis y Salafsky 1998). No nos debemos tomar muy en serio. Los profesionales de la conservación, solos, no tenemos todas las respuestas. Tampoco tenemos todas las preguntas.

APÉNDICE A

Cómo calcular los límites de confianza para la media de la población

El propósito de calcular los *límites de confianza* es inferir, o estimar, el valor de un determinado parámetro para aquella población estadística de la cual se ha tomado la muestra. Consideremos los límites de confianza para la media desconocida μ de la población. Uno nunca puede dar el valor exacto de μ con el 100% de confianza, a menos que haya examinado toda la población estadística. Sin embargo, con unos datos de la muestra y algunos supuestos básicos, uno puede calcular un rango de valores o un *intervalo de confianza* tal que, según la definición operativa, contendría el valor desconocido de μ un P por ciento de las veces. La definición completa es algo más compleja (capítulo 5, nota 6), pero para ser pragmáticos, P estima la probabilidad de que el límite inferior del intervalo que uno calcula sea menor que μ , y que el límite superior sea mayor que μ . Por ejemplo, la expresión matemática para los límites de confianza del 90% es:

$$P\{\text{valor inferior} \leq \mu \leq \text{valor superior}\} = 0.90$$

Esto supone que: (a) uno ha hecho un muestreo aleatorio de la población estadística en cuyo valor de μ está interesado; (b) cada observación es independiente de las demás y (c) los valores de la población estadística muestran lo que se llama una "distribución normal".

Antes de entrar en los detalles prácticos, consideremos los conceptos complementarios de la precisión de la estimación y su confianza en ella. Mientras más estrecho sea el intervalo de confianza, por definición la estimación será más precisa (vea Zar 1999), y mientras más alto sea el valor de P , por definición la confianza será mayor (es decir, el riesgo de equivocarse al decir que el intervalo realmente incluye a μ será más bajo). Idealmente, usted querría ser preciso y tener confianza al mismo tiempo. Como verá, sin embargo, con un tamaño de muestra limitado usted debe escoger entre dos opciones: mayor precisión con menor confianza, o mayor confianza con menor precisión. La elección de una u otra opción depende del problema de conservación o el objetivo del estudio, de su pregunta y de los costos (hablando en términos generales) de ser impreciso por un lado, o de estar equivocado por el otro.

Para una muestra de tamaño n , usted necesita lo siguiente para calcular los límites de confianza de μ : \bar{x} , $SE_{\bar{x}}$ (ecuación 5.8), su nivel deseado de confianza P , y la tabla A.1. La tabla A.1 presenta los valores de un estadístico llamado t , para cada combinación de otras dos variables estadísticas cuyas definiciones no nos conciernen aún: α y *grados de libertad* (frecuentemente abreviados como *g.l.*, como aparece en la tabla A.1 de este libro, p v , como aparece en otros textos). Vaya a la tabla A.1, y busque la intersección entre la columna encabezada por un valor de α que corresponde a la cantidad $(1 - P)$, y la fila para aquel valor de *g.l.* (grados de libertad) que corresponde a la cantidad $n - 1$. El valor de t que usted ve en la intersección se simboliza como $t_{1-P, n-1}$. Calcule su límite de confianza inferior como $\bar{x} - (SE_{\bar{x}} t_{1-P, n-1})$, y su límite de confianza superior como $\bar{x} + (SE_{\bar{x}} t_{1-P, n-1})$. Todo el intervalo del 90% de confianza se presenta formalmente así:

$$P\{\bar{x} - (SE_{\bar{x}} t_{0.10, n-1}) \leq \mu \leq \bar{x} + (SE_{\bar{x}} t_{0.10, n-1})\} = 0.90$$

El intervalo de 95% de confianza se presenta como:

$$P\{\bar{x} - (SE_{\bar{x}} t_{0.05, n-1}) \leq \mu \leq \bar{x} + (SE_{\bar{x}} t_{0.05, n-1})\} = 0.95$$

y el intervalo de 99% de confianza se presenta como:

$$P\{\bar{x} - (SE_{\bar{x}} t_{0.01, n-1}) \leq \mu \leq \bar{x} + (SE_{\bar{x}} t_{0.01, n-1})\} = 0.99$$

Por ejemplo, remítase al diseño 10 en el capítulo 4. Supongamos que su supervisora tiene que escribir un informe, y le pide que haga una estimación del número promedio de aves de bosque por unidad de evaluación por parche de bosque sin tala (ST), entre todos los posibles parches de bosque ST del hábitat de bosque nublado. Usted decide basar la estimación en la muestra de los seis sitios replicados ST que acaba de examinar aquí. Ha calculado los estadísticos de la muestra como $\bar{x} = 73$ especies y $s^2 = 28$. Por lo tanto, de acuerdo con la ecuación 5.8, $SE_{\bar{x}}$ es 2.2. Dado que $n = 6$, usted busca en la tabla A.1, sobre la fila de *g.l.* = 5, el valor t correspondiente a cada una de las tres columnas encabezadas por $\alpha = 0.10$, $\alpha = 0.05$ y $\alpha = 0.01$, para los intervalos de confianza de 90, 95 y 99%, respectivamente. El valor de t en esas tres intersecciones es 2.015, 2.571 y 4.032, respectivamente. Por lo tanto, los tres intervalos de confianza son:

$$P\{[73 - 2.2 (2.015)] \leq \mu \leq [73 + 2.2 (2.015)]\} = P\{69 \leq \mu \leq 77\} = 0.90$$

$$P\{[73 - 2.2 (2.571)] \leq \mu \leq [73 + 2.2 (2.571)]\} = P\{67 \leq \mu \leq 79\} = 0.95$$

$$P\{[73 - 2.2 (4.032)] \leq \mu \leq [73 + 2.2 (4.032)]\} = P\{64 \leq \mu \leq 82\} = 0.99$$

La interpretación práctica es, por ejemplo, que el intervalo de 67 a 79 tiene una probabilidad aproximada del 95% de incluir el verdadero valor promedio del número de especies de aves que se encontraría en cada posible parche de bosque nublado ST en la reserva. Si este balance particular entre precisión y confianza no es satisfactorio, sus alternativas son: incrementar la precisión y reducir la confianza (por ejemplo al intervalo del 90%), o incrementar la confianza pero sacrificar la precisión (por ejemplo, al intervalo del 99%). Por supuesto que usted podría calcular los límites de confianza para cualquier valor de P , pero es más fácil calcularlo para algunos de los valores de P para los cuales el valor $(1 - P)$ aparece en el encabezado de una de las columnas en la tabla A.1. No hay nada mágico en seleccionar el valor tradicional intermedio de $P = 0.95$.

Los procedimientos para calcular los límites de confianza para otros parámetros o estadísticos de la población (Sokal y Rohlf 1995; Berenson y Levine 1996; Zar 1999) son análogos, pero no idénticos.

Tabla A.I Valores del estadístico de la prueba t . Para calcular los límites de confianza para la media de la población, μ , use el valor de la intersección entre la columna correspondiente a $\alpha = (1 - P)$ y la fila para $g.l.$ (grados de libertad) = $n - 1$. Para estimar el tamaño mínimo de muestra, siga el procedimiento especificado en la sección apropiada del apéndice B. Esta tabla ha sido reproducida con modificaciones menores, con permiso de Pearson Education, de la tabla III de Fisher y Yates (1963).

$g.l.$	α												
	0.9	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.05	0.02	0.01	0.001
1	0.158	0.325	0.510	0.727	1.000	1.376	1.963	3.078	6.314	12.706	31.821	63.657	636.62
2	0.142	0.289	0.445	0.617	0.816	1.061	1.386	1.886	2.920	4.303	6.965	9.925	31.598
3	0.137	0.277	0.424	0.584	0.765	0.978	1.250	1.638	2.353	3.182	4.541	5.841	12.924
4	0.134	0.271	0.414	0.569	0.741	0.941	1.190	1.533	2.132	2.776	3.747	4.604	8.610
5	0.132	0.267	0.408	0.559	0.727	0.920	1.156	1.476	2.015	2.571	3.365	4.032	6.869
6	0.131	0.265	0.404	0.553	0.718	0.906	1.134	1.440	1.943	2.447	3.143	3.707	5.959
7	0.130	0.263	0.402	0.549	0.711	0.896	1.119	1.415	1.895	2.365	2.998	3.499	5.408
8	0.130	0.262	0.399	0.546	0.706	0.889	1.108	1.397	1.860	2.306	2.896	3.355	5.041
9	0.129	0.261	0.398	0.543	0.703	0.883	1.100	1.383	1.833	2.262	2.821	3.250	4.781
10	0.129	0.260	0.397	0.542	0.700	0.879	1.093	1.372	1.812	2.228	2.764	3.169	4.587
11	0.129	0.260	0.396	0.540	0.697	0.876	1.088	1.363	1.796	2.201	2.718	3.106	4.437
12	0.128	0.259	0.395	0.539	0.695	0.873	1.083	1.356	1.782	2.179	2.681	3.055	4.318
13	0.128	0.259	0.394	0.538	0.694	0.870	1.079	1.350	1.771	2.160	2.650	3.012	4.221
14	0.128	0.258	0.393	0.537	0.692	0.868	1.076	1.345	1.761	2.145	2.624	2.977	4.140
15	0.128	0.258	0.393	0.536	0.691	0.866	1.074	1.341	1.753	2.131	2.602	2.947	4.073
16	0.128	0.258	0.392	0.535	0.690	0.865	1.071	1.337	1.746	2.120	2.583	2.921	4.015
17	0.128	0.257	0.392	0.534	0.689	0.863	1.069	1.333	1.740	2.110	2.567	2.898	3.965
18	0.127	0.257	0.392	0.534	0.688	0.862	1.067	1.330	1.734	2.101	2.552	2.878	3.922
19	0.127	0.257	0.391	0.533	0.688	0.861	1.066	1.328	1.729	2.093	2.539	2.861	3.883
20	0.127	0.257	0.391	0.533	0.687	0.860	1.064	1.325	1.725	2.086	2.528	2.845	3.850
21	0.127	0.257	0.391	0.532	0.686	0.859	1.063	1.323	1.721	2.080	2.518	2.831	3.819
22	0.127	0.256	0.390	0.532	0.686	0.858	1.061	1.321	1.717	2.074	2.508	2.819	3.792
23	0.127	0.256	0.390	0.532	0.685	0.858	1.060	1.319	1.714	2.069	2.500	2.807	3.767
24	0.127	0.256	0.390	0.531	0.685	0.857	1.059	1.318	1.711	2.064	2.492	2.797	3.745
25	0.127	0.256	0.390	0.531	0.684	0.856	1.058	1.316	1.708	2.060	2.485	2.787	3.725
26	0.127	0.256	0.390	0.531	0.684	0.856	1.058	1.315	1.706	2.056	2.479	2.779	3.707
27	0.127	0.256	0.389	0.531	0.684	0.855	1.057	1.314	1.703	2.052	2.473	2.771	3.690
28	0.127	0.256	0.389	0.530	0.683	0.855	1.056	1.313	1.701	2.048	2.467	2.763	3.674
29	0.127	0.256	0.389	0.530	0.683	0.854	1.055	1.311	1.699	2.045	2.462	2.756	3.659
30	0.127	0.256	0.389	0.530	0.683	0.854	1.055	1.310	1.697	2.042	2.457	2.750	3.646
40	0.126	0.255	0.388	0.529	0.681	0.851	1.050	1.303	1.684	2.021	2.423	2.704	3.551
60	0.126	0.254	0.387	0.527	0.679	0.848	1.046	1.296	1.671	2.000	2.390	2.660	3.460
120	0.126	0.254	0.386	0.526	0.677	0.845	1.041	1.289	1.658	1.980	2.358	2.617	3.373
∞	0.126	0.253	0.385	0.524	0.674	0.842	1.036	1.282	1.645	1.960	2.326	2.576	3.291

APÉNDICE B

Cómo determinar el tamaño de muestra (o el número de réplicas)

Bien sea que usted esté formulando una pregunta comparativa o no comparativa, el primer paso que hay que dar es obtener un juego de *datos preliminares* que permitan una estimación de μ y de σ^2 para la población estadística de interés. En el caso de una pregunta comparativa, estos datos deberían provenir de un nivel de “control” del factor de diseño. Con estas dos estimaciones (\bar{x}_{est} , s^2_{est}) uno puede estimar de forma aproximada el tamaño mínimo de la muestra, o el número mínimo de réplicas por nivel en el caso de una pregunta comparativa con niveles discontinuos del factor de diseño, que necesitaría para alcanzar el nivel deseado de confianza y precisión en las inferencias que desee hacer en un estudio completo.

¿Cómo puede obtener estos valores de \bar{x}_{est} y s^2_{est} ? La mejor manera es tomar una muestra preliminar en las mismas condiciones en las que realizaría el estudio formal. Si esto no es posible, use datos de estudios realizados por otros, que sean lo más semejantes posible al suyo. Si no existen tales datos, entonces haga la mejor conjetura posible. Si está tratando con medidas morfológicas de animales, tales como la longitud de caimanes adultos, su conjetura puede estar basada en la regla cruda que sugiere que, con frecuencia, $s \approx \bar{x}$ o $s \approx \bar{x} / 10$ (vea Sokal y Rohlf 1995). Si está tratando con una variable de respuesta ecológica, como el número de aves por unidad de evaluación, usted podría empezar con una regla aun más cruda que dice que (observación personal). Claramente, sería mucho mejor si tomara sus propios datos preliminares.

Tamaño de muestra para una pregunta no comparativa

Digamos que usted necesita estimar el número de muestras que debe tomar con una red de arrastre (“kicknet” en inglés) en una quebrada, para estimar adecuadamente la densidad de población de las ninfas de cierta especie de insecto bentónico (Ephemeroptera) en un punto (vea el capítulo 8).

Para estimar el tamaño mínimo de muestra requerido para éste o cualquier otro estudio no comparativo, hay dos alternativas. Note que en el primer caso se usa s^2_{est} y en el segundo s_{est} , que no es más que

$$\sqrt{s^2_{est}}.$$

El método de la “precisión relativa”

La meta en este caso es estimar el número mínimo de réplicas que se necesita para disminuir el *error estándar de la media* ($SE_{\bar{x}}$) hasta un valor relativo (relativo a la media) que es aceptable. Una posibilidad podría ser la de estimar el número mínimo de muestras que se necesita para disminuir $SE_{\bar{x}}$ a 5% de la media de la muestra, ó $0.05 \bar{x}$ (Krebs 1989), aunque como verá, esto puede ser excesivamente riguroso si las observaciones varían mucho. Dado que:

$$SE_{\bar{x}} = \sqrt{s^2/n} \quad (\text{B.1})$$

en este caso sustituimos ($0.05 \bar{x}$) por $SE_{\bar{x}}$:

$$0.05 \bar{x} = \sqrt{s^2/n} \quad (\text{B.2})$$

y luego resolvemos la ecuación para n y así obtenemos el tamaño mínimo de muestra. En este caso es:

$$n \geq \left[\frac{s_{est}^2}{0.0025 \bar{x}_{est}^2} \right] \quad (\text{B.3})$$

Ejercicios

- Usando la ecuación B.3, calcule el número de réplicas necesarias para hacer un muestreo adecuado, con un error relativo del 5%, como se definió arriba, de la densidad de la población de ninfas de efemeróptera mencionada, donde $\bar{x}_{est} = 17$ individuos por unidad de evaluación por unidad de respuesta y $s_{est}^2 = 37$.
- Usted decide que no tiene el tiempo para obtener tantas muestras, de manera que decide relajar el “error relativo” a 25% en lugar del 5%. ¿Qué cambios debe hacer en las ecuaciones anteriores? ¿Qué tan grande es n ahora? [Note que en la vida real éste puede ser un caso en el que sería preferible convertir los datos crudos a logaritmos antes de hacer cualquier cálculo (vea la nota 4 del capítulo 5).]

El método de la “precisión absoluta”

Aquí la meta es calcular el tamaño de muestra que va a generar una estimación de la media de la población μ con un nivel de precisión deseado (amplitud del intervalo de confianza) y con una confianza de $P = 1 - \alpha$. Este procedimiento es un poco más complejo que el anterior.

- Elija un valor para q , donde $2q$ es la amplitud aceptable del intervalo de confianza. Esto es, q es igual al nivel aceptable de imprecisión en su estimación de μ e igual a la mitad de la distancia entre los dos límites de confianza. La selección de q debería estar basada en argumentos biológicos, lógicos, de manejo o pragmáticos.

2. Elija un valor de P , el nivel de confianza deseado. Como es usual, P podría ser 95%, ó 0.95, pero usted puede elegir otro valor.
3. Consulte la tabla B.I de este apéndice y sin preocuparse por la definición del estadístico z (por lo menos para los propósitos de este libro), encuentre el valor z que corresponde a $\alpha = 1 - P$, es decir $z_\alpha = z_{1-P}$.
4. Resuelva la siguiente ecuación que es provisional y aproximada:

$$n_{prov} \geq (z_\alpha s_{est} / q)^2 \tag{B.4}$$

5. Ahora vaya a la tabla A.I, la tabla de valores de t que se usó en el apéndice A. Usando el valor provisional de n que se produjo con la ecuación B.4, resuelva la ecuación final:

$$n \geq (t_{\alpha, n_{prov}} s_{est} / q)^2 \tag{B.5}$$

donde $t_{\alpha, n_{prov}}$ es el valor de la tabla en la intersección de la columna correspondiente a α y la fila correspondiente a n grados de libertad.

6. Si los dos valores consecutivos de n (el primer valor es el provisional resultante de la ecuación B.4 y el segundo valor es el resultante de la ecuación B.5) son idénticos después de redondearlos, entonces ya terminó. Si no son idénticos, debe regresar a la tabla A.I, para obtener un nuevo valor de t que corresponda a la n que resultó de la primera aplicación de la ecuación B.5. Sustituya el nuevo valor de t por el viejo en la ecuación B.5, haga de nuevo los cálculos, y si es necesario, continúe con este proceso iterativo (repetitivo) hasta que el valor de n que usted utilice en la ecuación (empleando su valor correspondiente de t), y el valor de n que obtenga, sean iguales al redondearlos.

Tabla B.I. Valores de z correspondientes a diferentes valores de α (o, en el procedimiento para las preguntas comparativas, de 2β).

α	z
0.001	3.30
0.002	3.10
0.0025	3.03
0.005	2.81
0.01	2.58
0.02	2.33
0.025	2.25
0.05	1.96
0.10	1.65
0.15	1.44
0.20	1.28
0.25	1.16
0.30	1.04
0.35	0.93
0.40	0.84
0.45	0.76
0.50	0.67
0.60	0.52
0.70	0.39
0.80	0.25
0.90	0.13
0.95	0.06
0.975	0.03

Ejemplo

Los datos preliminares de la masa corporal de los caimanes son $\bar{x}_{est} = 29.6$ kg y $s_{est} = 2.7$, y usted desea estimar el tamaño mínimo de muestra que se necesitaría, en un estudio formal, para generar una estimación de μ que tenga unos límites de confianza del 95% de ± 1.2 kg (es decir, un intervalo de confianza de una amplitud de 2.4 kg). El primer paso es aplicar la ecuación B.4. Dado que la tabla B.I dice que $z_{1-P} = z_{0.05} = 1.96$,

$$n_{prov} \geq (1.96 \cdot 2.7/1.2)^2 = 19.4 \text{ caimanes (redondear a 19).}$$

Ahora usted va a la tabla A.1 y encuentra que $t_{0.05,19} = 2.093$. Aplicando la ecuación B.5 encuentra que:

$$n \geq (2.093 \cdot 2.7/1.2)^2 = 22.2 \text{ caimanes (redondear a 22).}$$

¡Diablos! Aún no ha terminado, porque los dos valores para n , 19 y 22, no son iguales. Por lo tanto debe seguir un proceso de iteración. Empiece de nuevo, pero esta vez use 22 en lugar de 19. Esto es, vaya de nuevo a la tabla A.1 y mire el valor tabulado de $t_{0.05,22}$, el cual es 2.074. Ahora resuelva la ecuación B.5 de nuevo, pero esta vez use el nuevo valor. El resultado es:

$$n \geq (2.074 \cdot 2.7/1.2)^2 = 21.8 \text{ caimanes (redondear a 22)}$$

Bien, *ahora sí*, terminó: 21.8 se aproxima a 22, que es el mismo valor que usó para obtener el valor de t para la segunda iteración de la ecuación. El proceso de iteración ya acabó. ¿Qué puede concluir? En el estudio que sigue a este paso preliminar, si, y sólo si se hace *en exactamente las mismas condiciones en las que se tomó la muestra preliminar*, una muestra de 22 caimanes debería dar una media de la muestra que, con una probabilidad del 95%, estará dentro de ± 1.2 kg de μ – según la definición práctica de intervalos de confianza (vea la nota 6 del capítulo 5).

Ejercicios

Los datos preliminares de la masa corporal de los machos adultos de una población amenazada de zorros dan lo siguiente: $\bar{x}_{est} = 4.7$ kg y $s_{est} = 1.2$. Usted quisiera determinar el tamaño mínimo de muestra que se requiere para obtener, en el estudio formal, una media de la muestra que esté dentro de ± 0.5 kg de μ con un 99% de confianza. ¿Cuál debe ser el n mínimo? ¿Cómo cambia el n mínimo si disminuye el nivel de confianza a 95%? ¿Y si lo disminuye a 90%? ¿Cómo cambia el n mínimo si está dispuesto a aceptar una estimación más imprecisa de ± 1.0 kg? ¿Cuál debería ser el mínimo n si trata de alcanzar una estimación más precisa de ± 0.25 kg?

Tamaño de muestra por cada nivel en una pregunta comparativa

Para estimar el número mínimo de réplicas de la unidad de respuesta por nivel que se requiere en *un estudio con dos niveles categóricos* del factor de diseño, he aquí una receta comprobada y eficaz:

1. Elija el riesgo aceptable de cometer un error de Tipo I, si decidiera rechazar la H_0 , o sea, α_{rech} . Como de costumbre, el valor tradicional de α_{rech} es 0.05, pero usted podría tener una buena razón para escoger 0.001, 0.01, 0.1, 0.20, 0.30, ó algún otro valor. [Note que en las siguientes ecuaciones, se usa simplemente el símbolo α en vez de α_{rech} .]
2. Elija el riesgo aceptable de cometer un error de Tipo II, si decidiera no rechazar H_0 , o sea β . Usted podría, por ejemplo, escoger un β de 0.30, 0.20 ó 0.10 (esto es, una potencia de la prueba de 70%, 80% ó 90%, respectivamente).
3. Elija δ , la diferencia que espera poder detectar, con una potencia = $1 - \beta$, entre los promedios de la variable de respuesta correspondientes a los distintos niveles del factor de diseño, o sea, la diferencia biológicamente significativa.

4. Usando la tabla B.I, resuelva la siguiente ecuación preliminar para n_{prov} :

$$n_{prov} \geq [2(z_{\alpha} + z_{2\beta})^2 s_{est}^2] / \delta^2 \quad (B.6)$$

donde n_{prov} es la primera aproximación al número mínimo de unidades de respuesta que se requiere por nivel de factor de diseño; de nuevo, s^2 es la estimación que está usando para la varianza; δ es el valor absoluto de la diferencia entre las medias μ de las poblaciones estadísticas que quisiera poder detectar; z_{α} es el valor tabulado en la segunda columna de la tabla B.I, el que corresponde al α seleccionado en la primera columna; y $z_{2\beta}$ es el valor tabulado en la segunda columna de la tabla B.I que corresponde al valor en la primera columna que es igual a 2β .

5. ¿Ya terminó? No. Vaya a la tabla A.I, para resolver la ecuación “verdadera”, empezando con el n_{prov} que acaba de obtener:

$$n \geq \left[2 \left(t_{\alpha, (n_{prov}-1)} + t_{2\beta, (n_{prov}-1)} \right)^2 s_{est}^2 \right] / \delta^2 \quad (B.7)$$

donde $t_{\alpha, (n_{prov}-1)}$ es el valor tabulado para la columna cuyo encabezamiento corresponda al valor α escogido y la fila que corresponda a $n_{prov} - 1$ grados de libertad, y $t_{2\beta, (n_{prov}-1)}$ es el valor tabulado en la intersección entre la columna cuyo encabezamiento corresponda a 2β y la fila que corresponde a $n_{prov} - 1$ grados de libertad.

6. Si los dos valores aproximados de n (aquellos que resultan de las ecuaciones B.6 y B.7) son idénticos, entonces ha terminado. Si no, entonces debe trabajar de nuevo la ecuación B.7 usando nuevos valores de t , donde n es ahora el número que acaba de obtener por la ecuación B.7. Al igual que en el proceso iterativo descrito con anterioridad, debe continuar con las iteraciones hasta que el valor de n que ingrese a la ecuación sea el mismo que sale. Esto puede tomar dos o más iteraciones.

¿Qué es lo que ha hecho con este procedimiento? Suponiendo que los datos preliminares reflejan sin sesgo la naturaleza de las poblaciones estadísticas que va a muestrear durante la indagación formal, usted acaba de estimar los n mínimo para el estudio verdadero. O sea, en este caso n será el número mínimo de réplicas de la unidad de respuesta *por cada nivel*, que se necesitará para detectar, con una potencia de $(1-\beta)$, una diferencia real desconocida de δ entre las medias de las poblaciones que corresponden a los distintos niveles del factor de diseño, con una probabilidad α de cometer un error de Tipo I si llegará a rechazar la hipótesis nula. ¿Está completamente confundido? Si no lo está, tiene ahora una poderosa herramienta para completar el ciclo de manejo de la figura 2.4. Si está confundido, por favor regrese al principio del capítulo 4 y empiece de nuevo.

Ejercicios

Supongamos que usted está preocupado porque las hembras adultas de una especie amenazada de lagartija, que habita en un sitio que está contaminado con mercurio proveniente de operaciones mineras, pueden ser más pequeñas comparadas con las lagartijas de un sitio cercano no contaminado. La variable de respuesta es la masa corporal. Note que está comparando dos sitios, uno que está contaminado con mercurio y otro que no lo está; este diseño es claramente inapropiado para evaluar el efecto de la

contaminación por mercurio como un factor de diseño. Unos datos preliminares que se tomaron de lagartijas de otro sitio distinto no contaminado, arrojaron los siguientes valores: $\bar{x}_{est} = 53.2$ y $s^2 = 29$ (note que usted no necesita realmente \bar{x}_{est} para los cálculos que va a realizar). Usted quiere tener un diseño suficientemente poderoso para poder detectar una diferencia δ de 5 g – el efecto que usted considera que es biológicamente significativo basado en su conocimiento de la historia natural de las lagartijas – entre las medias μ de las dos poblaciones estadísticas correspondientes a los dos niveles (sitios), con un $\alpha = 0.05$ y $\beta = 0.20$. ¿Aproximadamente cuántas lagartijas, como mínimo, va a tener que capturar y pesar para cada sitio?

Repita el ejercicio, pero cada vez con una de las siguientes variaciones: (a) $\beta = 0.30$ (usted está dispuesto a correr un riesgo más grande de cometer un error de Tipo II); (b) $\beta = 0.05$ (usted quisiera disminuir el riesgo de cometer un error de Tipo II); (c) $\alpha = 0.01$ (usted quiere ser lo más cauto posible antes de rechazar la hipótesis nula); (d) $\alpha = 0.10$ (usted está dispuesto a correr un riesgo más grande de cometer un error de Tipo I); (e) $\delta = 10$ g (usted cree que un cambio de tal magnitud es biológicamente significativo, mientras que uno de 5 g no lo es).

Si tiene el tiempo y la inclinación, repita este ejercicio para una gama más amplia de valores de α , β y δ . ¿Cómo cambia el tamaño mínimo de muestra a medida que cambia cada una?

Notas importantes

Note que la validez de todo el proceso, bien sea para una pregunta comparativa o una no comparativa, depende de obtener unos valores razonables de \bar{x}_{est} y s^2_{est} . Recuerde que usted está estimando el tamaño de muestra *mínimo* requerido. En el caso no comparativo, un n mayor que el mínimo incrementaría la calidad de su estimación. En el caso comparativo, unos tamaños de muestra más grandes que el mínimo incrementarían la potencia de la prueba estadística (aunque unos tamaños de muestra muy grandes también pueden llevarlo a detectar con un alto significado estadístico, una diferencia δ biológicamente trivial). De hecho, siempre es mejor errar a favor de la cautela – por ejemplo, con el uso de un valor liberal de s^2_{est} . Si usted tiene un tamaño fijo de muestra n y desea detectar una determinada diferencia δ mientras que mantiene α en un valor razonable, por ejemplo 0.05, usted puede resolver las ecuaciones B.6 y B.7 para β , con el fin de predecir la potencia que tendría su prueba estadística de detectar un valor determinado de δ bajo esas condiciones particulares. *Si esas ecuaciones le producen valores negativos para y y t , o un valor ilógico para β , esto significa que β es precisamente 1.0 y que la potencia de su prueba es 0.* Es decir, si una diferencia de tamaño δ realmente existiera entre las medias de las poblaciones estadísticas, con tamaños de muestra n usted sería incapaz de detectarlas con el α_{rech} que ha escogido. Este escenario puede suceder más frecuentemente de lo que usted quisiera creer. En tal caso, es posible que pueda obtener una β inferior a 1.0 si permite que α_{rech} aumente, o si hace el esfuerzo adicional de aumentar n , si es posible, o si se conforma con un valor de δ más grande que el que le gustaría detectar. Sin embargo, si los valores de la variable de respuesta varían ampliamente entre ellos, también es posible que ninguna de estas tácticas le funcione, a menos que se vaya a extremos ridículos tal como obtener un n de varios miles.

Note que usted puede realizar todos los cálculos fácilmente, con una calculadora barata o aun con lápiz y papel, siempre y cuando tenga las tablas A.1 y B.1 a la mano. Por otro lado, puede elegir entre una diversidad cada vez mayor de programas de computadora escritos específicamente para hacer análisis de

potencia. Estos programas no son siempre correctos, sin embargo, y le pueden sugerir procedimientos que, con frecuencia, son inapropiados – tales como el análisis de potencia *a posteriori* (Steidl, Hayes y Schaubert 1997; Gerard, Smith y Weerakkody 1998; Johnson 1999).

Como de costumbre, he presentado sólo el caso muy particular de cómo escoger el n mínimo para un estudio sencillo cuyo factor de diseño tiene niveles categóricos, que en este caso son sólo dos. Este procedimiento es una adaptación de aquéllos presentados por Steel y Torrie (1960) y Sokal y Rohlf (1995). Krebs (1989) y Zar (1999) presentan métodos algo distintos pero paralelos. Note, sin embargo, que existen procedimientos para seleccionar el tamaño de muestra para muchos otros diseños o tipos de datos, empezando con diseños con tres o más niveles categóricos del factor de diseño o diseños con niveles continuos. También existen técnicas para datos ordinales o nominales, en lugar de datos de intervalo (vea el capítulo 5). Borenstein y Cohen (1988) y Cohen (1988) son las referencias disponibles más completas que hay. Para muchas personas son pesados de usar porque cada diseño requiere de un procedimiento distinto. Sin embargo, los intentos de producir metodologías universales y sencillas (Kraemer y Thiemann 1987; Murphy y Myers 1998) no han sido enteramente satisfactorios, aun sin tener en cuenta el hecho desafortunado de que la segunda referencia enfatiza un análisis de potencia *a posteriori*, lo cual no es legítimo (Steidl, Hayes y Schaubert 1997; Gerard, Smith y Weerakkody 1998). Si usted no puede obtener una copia de Cohen (1988) o de Borenstein y Cohen (1988), consulte el libro de Zar (1999), que presenta estos procedimientos para varios diseños de estudios y pruebas estadísticas comunes.

APÉNDICE C

Recursos para los lectores latinoamericanos

Recursos bibliográficos

Los esenciales

Como lo implican el texto y las notas, usted debería comprar, o conseguir regalados o prestados los siguientes libros, sin dilación. No están presentados en ningún orden particular.

- Margoluis y Salafsky (1998) [escriba a la siguiente dirección para pedir una copia electrónica en español: info@FOSONline.org]
- Meffe y Carroll (1997)
- Sutherland (1996)
- Por lo menos uno de los textos listados en la nota 12, capítulo 8, especialmente Carrera y Fierro (2001); Hernández y Domínguez (2001) y uno o ambos textos de Roldán Pérez (1992, 1996).

Para obtener el de Carrera y Fierro (2001) escriba a: EcoCiencia, Casilla 17-12-257, Quito, Ecuador, correo electrónico <monitoreo@ecociencia.org>, página web: <http://www.ecociencia.org>.

Para conseguir el de Hernández y Domínguez (2001) escriba a: Dr. Eduardo Domínguez, Instituto Miguel Lillo, Miguel Lillo 205, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina, correo electrónico: <mayfly@unt.edu.ar>.

- Celi y Dávalos (2001). Éste puede solicitarlo a la misma dirección de EcoCiencia que aparece arriba.
- Siegel y Castellan en inglés (1988) o en español (1995), o Conover (1999).
- Cualquiera de los libros de estadística mencionados en la nota 1 del capítulo 5: Steel y Torrie (1980, 1988), Sokal y Rohlf (1995) más Rohlf y Sokal (1995), Berenson y Levine (1996) o Zar (1999).

- Una suscripción a la revista *Conservation Biology*, que en lo posible incluya números anteriores. La revista es publicada por la Sociedad de Biología de la Conservación. Para obtener más información sobre afiliación a la sociedad y suscripciones, envíe un mensaje por correo electrónico a <membership@conbio.org>, o a Jon Paul Rodríguez <jonpaul@ivic.ve>, o escriba a Society for Conservation Biology, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, VA 22203, USA.
- Una suscripción a la revista *Ecological Applications*, publicada por la Sociedad Ecológica de América. La sociedad también publica dos revistas claves en ecología básica, *Ecology* y *Ecological Monographs*. Aunque en éstas aparecen menos artículos relevantes para los problemas de conservación de Latinoamérica que en *Conservation Biology*, esos pocos pueden ser muy útiles. Los profesionales y estudiantes de Latinoamérica pueden afiliarse a la sociedad a precios reducidos, con la posibilidad de recibir las tres revistas a precios muy rebajados. Escriba a Member and Subscriber Services, Ecological Society of America, 1707 H Street, N.W., Suite 400, Washington D.C., 20006, USA, o envíe un mensaje por correo electrónico a esaHQ@esa.org.

Lo que sería bueno tener a la mano

En lo posible, usted debería tener acceso a, si no adquirir de una vez, los siguientes materiales. Por limitaciones de espacio no voy a incluir la información para suscribirse a las revistas.

- *Journal of Wildlife Management*
- *Biological Conservation*
- *Biotropica*
- *Annual Review of Ecology and Systematics*
- Krebs (1989)
- Southwood (1978)
- Laurance y Bierregaard (1997)
- Schelhas y Greenberg (1996)
- Primack et al. (2001) . . . siendo uno de los autores, me habría dado vergüenza poner este libro en la categoría de “los esenciales”
- Forman (1997)
- Adquiera una muestra de los numerosos libros que están saliendo en conservación, manejo, desarrollo sostenible y comunidades rurales de la latitud donde usted vive; estos libros, muchos de los cuales son muy buenos, salen a tal velocidad que si los presentara aquí, esta lista estaría desactualizada cuando usted lea esto.

Por supuesto, estas dos listas están lejos de ser comprensivas. Por ejemplo, puede haber decenas de artículos relevantes para sus inquietudes de conservación o ideas de investigación en muchas otras revistas no mencionadas aquí. Como lo sugieren las notas de los capítulos, existen numerosos libros en los temas desarrollados aquí y en temas relacionados que le puedan interesar. Sin embargo, con sólo

los materiales esenciales de la primera lista usted tendrá el apoyo bibliográfico que necesita para llevar a cabo indagaciones objetivas y completas.

Recursos técnicos

Los esenciales

Para ser un profesional de la conservación o un ecólogo de campo, usted necesita tener lo siguiente:

- Una calculadora barata, operada por baterías o celdas solares, que sea razonablemente impermeable. Las calculadoras Casio® tienden a ser más resistentes que las de otras marcas. Búsquese un modelo que calcule los estadísticos básicos de la muestra; puede fácilmente comprarse dos por menos de \$40 dólares.
- Una máquina de escribir decente con una cinta nueva.

Lo que sería bueno tener a la mano

Por obvias razones, las siguientes cosas pueden ser útiles, pero ninguna es suficiente o indispensable para calificar a persona alguna como profesional de la conservación o biólogo de campo:

- Una computadora razonablemente moderna (de escritorio o portátil) que sea compatible con otras computadoras razonablemente modernas. Recuerde que esto es sólo una herramienta, que no es inherentemente más útil que una máquina de escribir o una calculadora. La computadora no le va a ayudar a pensar, juzgar, concluir o decidir.
- Una impresora con una cinta nueva (si es de matriz de punto), o con un cartucho con suficiente tinta (si es láser o de inyección).
- Acceso a correo electrónico o, por lo menos, a una conexión de fax, para mantenerse en contacto con los recursos humanos (ver abajo). El acceso a Internet es bueno, pero es menos importante.

Recursos humanos

Para buscar ayuda en general

Si usted no pertenece a una, las universidades e institutos de investigación deberían ser su primera parada en busca de recursos humanos. Allí, usted puede encontrar una buena gama de profesionales como estadísticos, expertos en varios grupos de animales y plantas, expertos en procesos ecológicos claves, biólogos aplicados y científicos sociales de toda índole. No crea que tiene que ir necesariamente a las más prestigiosas universidades de la capital para conseguir ayuda de los expertos. Las instituciones provinciales también tienen colegas expertos excelentes. Sin embargo, los museos de historia natural y los herbarios sí tienden a estar concentrados en las capitales. El personal de estos museos siempre incluye expertos en varios grupos taxonómicos, pero a veces también tienen expertos en áreas conceptuales, como ecología del paisaje. Los institutos de investigación nacionales

e internacionales en campos aplicados como ciencias forestales o agricultura, a veces están (aunque no siempre) adscritos a universidades, y por lo general cuentan con un gran número de profesionales de talla internacional que pueden ser de gran ayuda. Unos pocos ejemplos son INTA en Argentina, CIAT en Colombia y otros lugares, CATIE en Costa Rica, Instituto de Ecología A.C. en Xalapa, México e INPA en Manaus, Brasil.

Para buscar ayuda con los indicadores ecológicos

Si necesita la asesoría de expertos en la metodología para trabajar con un grupo en particular, las sugerencias anteriores le deberían dar una idea inicial. Por ejemplo, puede contactar las universidades locales, museos o herbarios, para localizar expertos en grupos que comúnmente se usan como objetivos tales como mamíferos, aves, ranas, serpientes, mariposas y plantas. Los aficionados serios también pueden ser extraordinariamente útiles; por ejemplo, en la mayoría de los países encontrará grupos formales o informales que se dedican a las aves, orquídeas o mariposas.

Al principio puede ser difícil encontrar ayuda en Latinoamérica y el Caribe para trabajar con los mejores grupos indicadores, o con procesos ecológicos indicadores. Por lo tanto voy a presentar los nombres de algunas instituciones e individuos que están dispuestos a dar consejo, bien sea directa o indirectamente, proveyéndole de nombres de expertos en su propia región. Siéntase en libertad de contactarlos, pero por favor no abuse de su nobleza. También, por favor entienda que los nombres listados abajo representan una pequeñísima muestra de la gran cantidad de personas altamente calificadas en cada tema. Por ejemplo, no he presentado expertos para Brasil o el Caribe simplemente porque en el momento no hay nadie en esa zona trabajando en esas áreas particulares a quien yo conozca lo suficiente como para convencerlo/a de que se deje poner en esta lista.

Escarabajos coprófagos y afines:

Dr. Gonzalo Halffter: <halffter@ecologia.edu.mx>
 Dr. Mario Favila: <favila@ecologia.edu.mx>
 Biól. Lucrecia Arellano: <lucreci@ecologia.edu.mx>
 Biól. Federico Escobar: <escobar@ecologia.edu.mx>

Instituto de Ecología A.C.
 Km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec
 Apartado Postal 63
 91000 Xalapa, Veracruz, México

Lombrices de tierra:

Dr. Carlos Fragoso
 Instituto de Ecología (vea arriba)
 <fragoso@ecologia.edu.mx>

Insectos bentónicos y cómo desarrollar un Índice Bentónico De Integridad Biológica ("B-IBI"):

Dr. James R. Karr
 P.O.Box 352020
 222A Fishery Sciences
 University of Washington
 Seattle, WA 98195-5200, USA
 <jrkarr@u.washington.edu>

También hay varios grupos que están trabajando en insectos acuáticos en varias universidades e institutos de investigación latinoamericanos, por ejemplo: la Universidad de Antioquia, en Colombia; la Universidad del Azuay y la Fundación EcoCiencia, en Ecuador; la Universidad Mayor San Simón y la Universidad Mayor San Andrés, en Bolivia; y la Universidad Nacional de Tucumán (Instituto Miguel Lillo), en Argentina. Todos son excelentes y muy colaboradores.

Peces de agua dulce y cómo desarrollar un Índice "B-IBI" de peces:

Dr. James R. Karr (vea la dirección arriba)

Procesos ecológicos e interacciones:

Fundación EcoAndina
 AA 25527
 Cali, Colombia

Dr. Marcelo Aizen
 Departamento de Ecología
 Universidad Nacional del Comahue
 Centro Regional Universitario Bariloche
 8400 San Carlos de Bariloche, Argentina
 <marcito@crub.uncoma.edu.ar>

Dr. Peter Feinsinger
 Department of Biological Sciences
 Northern Arizona University
 Flagstaff, AZ 86011, USA
 <peter.feinsinger@nau.edu>

Para obtener ayuda con la extensión del alcance de la indagación

El capítulo 10 presenta una filosofía bastante particular que muchos colegas de toda América Latina y yo hemos desarrollado en la última década. Para obtener información sobre aquellas personas claves que en su país y región están trabajando en (1) la enseñanza de ecología en el patio de la escuela ("la EEPE"); (2) la indagación comunitaria; (3) el concepto de "senderos y recorridos de indagación" en áreas protegidas y parques urbanos y (4) la indagación profesional por guardaparques, comuníquese con una o más de las siguientes personas:

Samara Álvarez (ETAPA, Cuenca, Ecuador)
palvarez@emp.etapa.com.ec

Aylin Alegre, René Barba y Lainet García (Biokarst, La Habana, Cuba)
biokarst@ama.cu

[Aylin Alegre:] Calle La Rosa, No. 504, e/ Ayestarán y Ayuntamiento, apto. 3
Plaza de la Revolución, C.P. 10600
Ciudad de La Habana, Cuba
Teléfono (537) 8793226

[René Barba:] Calle Tulipán, No. 1010, e/ Loma y 47, apto. 193
Plaza de la Revolución, C.P. 10600
Ciudad de La Habana, Cuba
Teléfono (537) 8820839

Cristina Casavecchia (Córdoba, Argentina)
cristicasa@yahoo.com

Martiniano Chilabert 2384
Barrio Nueva Italia
(5012) Córdoba Capital, Argentina

Andrea Caselli (Tandil, Argentina)
acaselli@vet.unicen.edu.ar

Área de Recursos Naturales y Sostenibilidad
Facultad de Ciencias Veterinarias
Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
Campus Universitario
(7000) Tandil, Argentina

Geovana Carreño y Edmundo Rivera (REMA, Santa Cruz, Bolivia)
rema@rema-bo.org y gcarreno@rema-bo.org y erivera@rema-bo.org

REMA (Rescate en tus Manos)
Calle Elías Antelo #242 (Av. Busch 2^{do} y 3^{er} anillo)
Casilla de Correo 4681
Santa Cruz de la Sierra, Bolivia
www.rema-bo.org

Además, para conseguir los nombres de aquellas personas que están trabajando en su región con la EEPE en particular, e información sobre cómo obtener los materiales escritos de la EEPE, contacte a:

Ricardo Stanoss
rstanoss@audubon.org

Programa de Latinoamérica y el Caribe
National Audubon Society, USA
444 Brickell Avenue, Suite 850
Miami, FL 33131-2405, USA

APÉNDICE D

Diseño y estadística sin jerga: una obra de teatro en dos actos

Supongamos que usted está facilitando un taller de “indagación comunitaria” (vea el capítulo 10). Los participantes ya conocen el ciclo de indagación aplicada (figura 2.2b) y los cuatro criterios para las preguntas. Acaban de votar para decidir con cuál pregunta quieren trabajar y usted va a discutir formas de diseñar el estudio. Alternativamente, usted podría estar trabajando con los guardaparques de una reserva provincial. Ellos acaban de aprender las aplicaciones ligeramente distintas del ciclo de manejo (figura 2.4) y el ciclo de estudios de campo (figura 2.5), y usted podría estar a punto de empezar el tema vital del diseño conceptual. O, usted podría estar dictando un curso largo e intensivo de diseño de estudios, dirigido a los alumnos de postgrado, y está para presentarles los 16 diseños alternativos del ejemplo teórico de la tala de bosque (capítulo 4). En cualquier caso, es el momento de practicar el diseño y la estadística – con mucha risa.

Los materiales que se necesita para la obra de teatro son: (a) una pared y unas hojas grandes de papel periódico (papel de papelógrafo) en blanco para pegar a la pared; o, una vara de por lo menos dos metros de largo; (b) un rollo de cinta de enmascarar (tirro, “masking tape”); (c) marcadores (fibrones) indelebles de dos colores, preferiblemente azul y rojo; y (d) algo que indique que la persona es hombre o mujer, por ejemplo pelucas de paja o “minifaldas” fabricadas de periódicos.

A continuación se presenta el diseño y la estadística como una obra de teatro en dos actos. Si el tiempo es limitado, debería restringirse al primer acto, que es más fundamental. El guión que sigue ofrece sólo unas direcciones simples y generales del *escenario* (en cursiva), y sus diálogos. Estos últimos son un poco rígidos, pero supongo que usted improvisará y lo adaptará a su propio estilo. Claramente, usted tendrá que modificar su vocabulario de acuerdo con la naturaleza del grupo. Los otros participantes hablarán espontáneamente, por supuesto. A menudo ellos expresarán muchas dudas, descubrimientos y conclusiones que he incorporado a su diálogo, para simplificar lo siguiente. ¡Mantenga el ejercicio interactivo y divertido!

Acto I

Los participantes están sentados. Si éste es un taller comunitario usted estará al frente, señalando la flecha entre “pregunta” y “acción” en la figura 2.2b, y si es un taller con guardaparques estará señalando el recuadro “diseño conceptual” en una de las figuras 2.4 y 2.5. Usted está hablando.

–Y ahora, ¿cómo van a pasar de la pregunta a la respuesta? Ustedes no pueden simplemente salir a tomar datos. Primero, necesitan desarrollar un plan o el diseño de su estudio. Entonces, ¿qué quiere decir “diseño”? Diseño es el proceso de ajustar la toma de datos al ámbito de la pregunta o, si no puede hacerlo, es el proceso de ajustar las palabras de la pregunta al ámbito de la toma de datos. ¿Por qué es importante el diseño? Veamos.

Para dar un ejemplo, supongamos que soy un Científico Destacado en busca del Premio Nobel. Les voy a proponer una pregunta sencilla y luego voy a diseñar un estudio para contestarla. La pregunta será: “¿quiénes son más altos, los hombres o las mujeres?” A fin de contestarla, me voy al mítico continente de Lemuria. Lemuria tiene varias ciudades grandes. Dos de ellas son Aguacate y Palta, cuyos habitantes provienen de dos orígenes étnicos distintos. En promedio, los aguacateños son considerablemente más altos que los palteños. Ahora, todos ustedes se van a convertir en ciudadanos honorarios de Lemuria. La mitad serán de Aguacate y la mitad de Palta, y de cada grupo la mitad serán mujeres y la otra mitad varones.

[Pida a los participantes que hagan una fila ordenados por tamaño de menor a mayor. Asigne a los individuos más altos el gentilicio de aguacateños, y a los más bajos el de palteños de manera que queden repartidos mitad y mitad. Entre los aguacateños, la mitad de los individuos que corresponde a los más altos, independientemente de su verdadero género, serán “hombres”. La otra mitad, correspondiente a los más bajos, serán “mujeres” y deben ponerse las pelucas, minifaldas u otra marca. En cada uno de los grupos, los aguacateños y los palteños, habrá una excepción: una de las mujeres deberá ser más alta que el varón más bajo. Asigne el género de la misma forma a los palteños. Finalmente, pegue uno o dos papeles a la pared o pegue una tira de cinta de enmascarar limpia sobre la vara, que llegue hasta la punta.]

–Bueno, soy el científico absolutamente brillante que tiene la pregunta fascinante: ¿quiénes son más altos, los hombres o las mujeres? Noten la forma como está formulada la pregunta. Justo ahora, estoy en Aguacate y voy a contestar la pregunta seleccionando un solo individuo de cada género y comparando sus alturas.

Pida a todas las personas de Aguacate que formen dos grupos, hombres y mujeres, y con los ojos cerrados seleccione aleatoriamente a uno de cada grupo. Marque con un marcador la altura de cada persona en el papel o sobre la cinta de enmascarar en la vara, usando azul para el hombre y rojo para la mujer. Muéstrelas el resultado a todos.]

–¡Felicidades (para mí)! ¡Qué gran estudio científico he realizado! ¿Ven? El hombre es más alto que la mujer. Estos resultados encajan con mis preconcepciones y con la sabiduría convencional. Concluyo que *los hombres* son más altos que *las mujeres*. ¿Están de acuerdo con esa conclusión basada en los datos? Recuerden que he seleccionado a estos dos individuos aleatoriamente. Pero por casualidad pude haber seleccionado esas otras dos personas.

[Con los ojos medio cerrados, seleccione a la “mujer” más alta y al “hombre” más bajito entre los aguacateños y marque sus alturas en el papel o la vara.]

–¡Uy! Ahora *el* hombre es más bajito que *la* mujer. Estos resultados son contrarios a los que esperaba y a la sabiduría convencional. Me dan ganas de reevaluar los métodos que usé –debo haber hecho algo malo.

De cualquier forma, ¿he contestado verdaderamente la pregunta de *quiénes* son más altos, *los* hombres o *las* mujeres? ¿No? Entonces, ¿cuál es la pregunta que he contestado con este diseño? Podría ser: ¿quién es más alto, *este* hombre particular o *esta* mujer particular? ¿Hay alguna diferencia entre estas dos preguntas? ¿Puedo decir algo sobre las alturas relativas de *los* hombres (en plural) y *las* mujeres (en plural), si mido sólo uno de ellos?

Hay dos puntos bien distintos aquí. Primero, si la pregunta especifica “hombres” y “mujeres” en plural, entonces realmente deberíamos tomar una muestra representativa de cada género. Si sólo medimos uno de cada género, entonces, ¿no deberíamos cambiar la pregunta y las conclusiones que sacamos? Segundo, si el resultado de una indagación que está mal diseñada –aun de una que esté bien diseñada –no se ajusta a nuestras preconcepciones, entonces tendemos a escrutar el diseño y buscar errores que podríamos haber cometido, o factores que ni consideramos, que podrían explicar la naturaleza inesperada de los resultados. Sin embargo, si los resultados coinciden con nuestras expectativas y con la sabiduría convencional, ¿escrutamos en forma tan rigurosa el diseño y la investigación buscando errores que podríamos haber cometido, o factores que no considerábamos? Inconscientemente suponemos que todo está bien. Como en este caso, por ejemplo, ¿podría un estudio con un diseño seriamente errado generar con igual facilidad, resultados que se parezcan o no a los que esperamos? La moraleja es: siempre debemos escrutar nuestros estudios con rigor, independientemente de sus resultados (figura 2.2).

Bueno, como soy un investigador brillante, me doy cuenta de mi error, pero todavía necesito contestar la pregunta “¿quiénes son más altos, los hombres o las mujeres?”. Ya sé que debo muestrear varios de cada uno, de modo que me voy a Palta a hacerlo.

[Si está usando una vara, póngale cinta nueva; si está usando papel y marcadores, use una parte limpia. Cierre los ojos y seleccione aleatoriamente cuatro hombres y cuatro mujeres de los palteños (o menos, si no hay suficientes participantes). En el papel o la cinta marque sus alturas con azul y rojo respectivamente. Estime, a ojo, el promedio de las marcas azules y el de las rojas e indíquelo en el papel o la cinta.]

–Ahora ¡hasta yo mismo(a) estoy sorprendido(a) de mi brillantez! De hecho, en mi muestra el grupo de hombres es más alto que el de las mujeres. Puedo concluir con la conciencia tranquila que, por lo general, **LOS HOMBRES SON MÁS ALTOS QUE LAS MUJERES**. ¿Están de acuerdo?

Pero, ¿no deberían mis conclusiones aplicarse sólo al ámbito del muestreo, es decir a Palta? Por lo tanto, ¿cuál es la pregunta que he contestado realmente? Una mucho más limitada que la original: “¿quiénes son más altos *en Palta*, los hombres o las mujeres?” No he contestado la pregunta para todo el mundo, ni siquiera para Lemuria.

Sin embargo, me gustaría poder extender mis conclusiones más allá de los límites municipales de Palta. Entonces tendré que extender el ámbito de mi diseño, de manera que incluya tanto a Aguacate como a Palta. Voy a pensar en un plan simple que me permita simplificar el muestreo y reducir el “ruido” de los datos: voy a muestrear los hombres de Palta y las mujeres de Aguacate.

[Ponga una hoja fresca en la pared o una cinta fresca en la vara. Luego, con los ojos cerrados seleccione aleatoriamente a cuatro hombres entre los palteños y a cuatro mujeres aguacateñas. Registre sus alturas y estime el promedio a ojo, como antes.]

–Bueno, ¡esto sí es una sorpresa! En mi muestra las alturas de las mujeres ciertamente son distintas de las de los hombres, pero, ¿qué está pasando? Hay algo raro en el diseño de mi estudio. ¿Hay algún factor que esté influyendo sobre las alturas de las personas, que yo no haya considerado? Tal vez, ¿las diferencias en altura entre todos los palteños y todos los aguacateños? Entonces, es mi diseño apropiado para contestar la pregunta: “¿quiénes son más altos en la región Aguacate-Palta, los hombres o las mujeres?” ¿Qué dicen? ¿No? Entonces, ¿cuál es la pregunta que contesté realmente con mi diseño? Qué tal “¿quiénes son más altos, los hombres de Palta o las mujeres de Aguacate?” ¿No es ésta una pregunta distinta? ¿Tiene algún interés particular? ¿Qué tal si, en cambio, hubiera muestreado a las mujeres de Palta y a los hombres de Aguacate? En tal caso, los resultados se habrían conformado mejor con mis expectativas, pero, ¿qué pregunta contestaría en realidad?

Ahora sí soy un científico bien triste y humilde. Me doy cuenta de que debo muestrear equitativamente de Palta y Aguacate si quiero extender mis conclusiones más allá de los límites de una sola ciudad. Por lo tanto voy a muestrear hombres y mujeres de la región Palta-Aguacate independientemente de su ciudad de origen.

[Hágalo pues. Busque una parte limpia del papel o ponga cinta nueva en el palo. Pídale a todas las mujeres, palteñas y aguacateñas, que formen un solo grupo y a los hombres otro, pero adviértales que no se olviden de su ciudad de origen (ni de su género... o sea, las “mujeres” no deben quitarse las pelucas o minifaldas). Cierre los ojos y aleatoriamente seleccione una muestra de seis personas de cada género. Abra los ojos y marque las alturas de todos, como antes. Casi con seguridad, las alturas de todos estarán entremezcladas, de modo que estime a ojo sus promedios e indíquelos, como siempre.]

–Interesante, pero ¡qué enredo! En promedio sí parece que los hombres de la región Palta-Aguacate son más altos que las mujeres, pero hay un traslape tremendo y mucho “ruido” o variabilidad, dentro de cada género. El diseño era apropiado para la pregunta “¿quiénes son más altos en la región de Palta-Aguacate, los hombres o las mujeres?” pero todo ese ruido dificulta la obtención de una respuesta clara. ¿Hay algún diseño alternativo que nos permitiera quitar algo de este ruido? ¿Qué tal si muestreo igualmente de cada una de las dos ciudades?

[Separe a los palteños y aguacateños según su ciudad. Ponga un par de cintas nuevas sobre el palo, una a cada lado, o use dos partes limpias del papel. Márquelas “A” y “P”. Seleccione al azar cuatro hombres y cuatro mujeres de cada ciudad. Usando marcadores azul y rojo marque sus alturas en las cintas respectivas y estime, a ojo, los promedios para cada uno de los cuatro grupos.]

–¡Finalmente, puedo ver con claridad lo que está pasando! Mis datos muestran que el patrón, “los hombres son más altos que las mujeres”, es consistente para las dos ciudades. Aunque la altura promedio varía

considerablemente de una ciudad a otra, una diferencia *relativa* entre hombres y mujeres se mantiene en ambas. Este diseño, llamado “diseño en bloques”, me permite distinguir la diferencia en altura entre hombres y mujeres, de la diferencia en altura asociada con las ciudades. Aquí, las ciudades constituyen dos “bloques” distintos. Este diseño no sólo es adecuado, sino que es muy poderoso para contestar mis preguntas –dentro de ciertos límites. ¿Cuál era la pregunta? “¿Quiénes son más altos, los hombres o las mujeres?” ¿He contestado verdaderamente a esta pregunta, sí o no? ¿Cómo así?, ¡ahora me dicen ustedes que sólo he contestado una mucho más limitada: “¿Quiénes son más altos en *la región de Palta-Aguacate*, los hombres o las mujeres?”. ¿Cómo así que no puedo generalizar estos resultados, obtenidos con este diseño tan bonito que incluye dos ciudades diferentes, a todo el mundo, o aun a Lemuria en su totalidad? ¿Por qué no? ¿Cuál sería el peligro?

Para ilustrar el peligro, digamos que continúo con el diseño en bloques y muestreo hombres y mujeres de unas cuantas ciudades lemurias adicionales: Pomelo, Toronja, Maracuyá, Parchita, Fresa, Frutilla, Papaya, Fruta Bomba y más. La altura promedio de los habitantes continúa variando entre ciudades, pero la diferencia relativa entre las alturas de los hombres y las mujeres continúa siendo constante una y otra vez. Entonces, cada vez tengo más confianza en mi conclusión de que, en promedio, a través de Lemuria los hombres son más altos que las mujeres. Finalmente, muestreo la ciudad de Guanábana –donde encuentro el mismo patrón –y luego visito el suburbio elegante de Chirimoya, a poca distancia.

[Ponga cinta nueva en el palo o una hoja limpia en la pared.]

–Ahora todos ustedes ya no son palteños ni aguacateños sino chirimoyenses.

[De nuevo organice a todos en un grupo por alturas, del más alto al más bajo, independientemente de su género real. Divídalos en dos grupos iguales. Todos en el grupo más alto reciben una peluca, minifalda u otra señal del género femenino, y los del grupo más bajo pertenecen al género masculino –note el cambio.]

–Al entrar a Chirimoya y dar una mirada, esperaba encontrar el mismo patrón de siempre, pero, ¡esto sí es una sorpresa! ¡En Chirimoya todos los hombres parecen ser feos, gordos y bajitos –son puros hombres de negocios, abogados y burócratas ricachones! ¡Ésos son USTEDES!

[Señale a los individuos más bajos.]

–En cambio, todas sus esposas son damas elegantes más jóvenes, ex-modelos: bellas, delgadas, rubias y altas: ¡unos tremendos partidos! ¡Ésas son USTEDES!

[Señale a los individuos con pelucas etc.]

Con un creciente sentimiento de tristeza, tomo mi muestra como siempre.

[Aleatoriamente seleccione cuatro de las “damas elegantes” y cuatro de los “sapos”. Marque sus alturas individuales con rojo y azul, y estime y marque sus promedios como de costumbre.]

–Bueno, ahí quedó mi patrón. Para responder a mi pregunta anterior, parece que el hecho de que los hombres sean más altos que las mujeres *depende del lugar en que uno se encuentre*.

Ésta es la razón por la cual uno siempre debe tener mucho cuidado al extender sus conclusiones demasiado lejos del ámbito del muestreo. Siempre puede existir una Chirimoya a la vuelta de la esquina, o un paisaje o una comunidad silvestre o una población de la especie que usted estudia que, por alguna razón, no presenta los patrones que usted espera, o presenta el patrón opuesto. No importa cuál sea su indagación o el uso que piense dar a los resultados, siempre tenga cuidado de las Chirimoyas, no sólo en su diseño sino en su análisis, reflexión y aplicación posterior.

Ahora, ¿qué hemos hecho? Revisemos.

[Revise las lecciones aprendidas en cada punto, empezando con una muestra de sólo un hombre y una mujer aguacateños. Si éste es un taller de guardaparques, usted puede volver a la pregunta de la tala selectiva y a los varios diseños discutidos en el capítulo 4. Es conveniente, gracioso y a la vez fundamental, que se termine este acto memorizando y gritando las cinco frases que resumen casi todo diseño: "¡Depende!" "¡Por ahora!" "¡Cambia, todo cambia!" "¡Siempre habrá una Chirimoya!" y "Lo fundamental es la historia natural."]

Las personas sin ningún entrenamiento formal en ciencia, diseño o estadística, ¿realmente absorben y retienen todo esto? Sí. Después de todo, si despoja el diseño de su vocabulario (el cual es útil pero no siempre necesario), todo se reduce a sentido común. También sugiero que compare este ejercicio con los elementos del capítulo 4. ¿Puede hacer la equivalencia entre cualquiera de los diseños usados para contestar la pregunta sobre la altura de la gente con los diseños, algunos mejores y otros peores, del estudio sobre tala selectiva? Luego, vaya al glosario en el recuadro 4.1. En los estudios anteriores sobre la altura de la gente, ¿puede identificar el factor de diseño? ¿Puede identificar los niveles del factor de diseño? ¿Son los niveles categóricos o continuos? ¿Cuál es la variable de respuesta?

Acto II

Usted aún está midiendo alturas de hombres y mujeres, pero ahora las preguntas son distintas y sólo involucran una población. La población tiene números iguales de hombres y mujeres. Esta vez, usted asignará los géneros de modo que, en promedio, los hombres sean más altos que las mujeres pero de forma que las alturas individuales se traslapen considerablemente: las alturas de tres o cuatro de las mujeres más altas deben exceder las alturas de tres o cuatro de los hombres más bajos.

–Ahora, discutamos una perspectiva distinta sobre cómo desearía uno generalizar desde una muestra limitada a un universo mucho más grande. El nombre oficial de esta perspectiva es “la inferencia estadística”. Al igual que la filosofía del diseño, la filosofía de la inferencia estadística no es más que sentido común. En este caso, sin embargo, la filosofía tiene implicaciones tremendas sobre las decisiones de conservación de la biodiversidad, entre otras.

Bien, ahora ustedes representan la población de todas las personas del mundo. Por un segundo, supongamos que somos omnisapientes y que conocemos la verdadera altura promedio de un grupo numeroso de personas.

[Pegue otro papel a la pared o resucite la vara y ponga cinta nueva, para marcar la altura de cada persona en el grupo con los dos colores de costumbre. Calcule, a ojo: a) el promedio de altura de las mujeres, b) la altura promedio de los hombres y c) la altura promedio de todo el grupo, independientemente de su género.]

–Entonces, esta marca indica la verdadera altura de todas las personas. En la vida real, no hay manera de obtener este valor, simplemente porque es imposible medir la altura de todo el mundo, o inclusive de todos los habitantes de un pueblo. Si mi pregunta es sencillamente “¿cuál es la altura promedio de la gente?”, todo lo que puedo hacer es estimar la altura promedio basando mi estimación en una muestra aleatoria muchísimo más pequeña de gente. Empezaré con una muestra de una sola persona.

[Ponga un pedazo nuevo de cinta al lado opuesto de la cinta que tiene todas las alturas, o muévase a una parte limpia del papel al lado de las marcas ya hechas. Luego, con los ojos cerrados seleccione al azar a una persona del grupo. Registre la altura de esa persona en la cinta nueva o la parte limpia del papel.]

–Con una sola persona, ¿he obtenido una estimación de la altura promedio de toda la gente? Sí, claro. Después de todo, este individuo es uno de los que ha contribuido al promedio general –¿ven? ¡Aquí está su marca en el pedazo de cinta donde se calculó el promedio! Con una sola persona tengo una estimación del promedio. Por supuesto, mi estimación puede ser imprecisa. Por azar podría ser muy distante del verdadero valor promedio. Por otro lado, por azar también podría coincidir con el promedio. En la vida real no tengo forma de distinguir entre estas dos opciones. Sin embargo, por ser omnisapiente ahora mismo, podemos verificarlo.

[Compare la altura de la persona muestreada con el valor promedio de todo el grupo, que aparece indicado en la parte anteriormente usada.]

–Ahora, si aumento el número de personas en mi muestra, ¿se incrementa la calidad de mi estimación? Veamos.

[Si es posible, ponga dos pedazos más de cinta en la vara a noventa grados de los dos anteriores y sin taparlos; o, simplemente use otras partes limpias del papel. Seleccione un grupo aleatorio de tres personas y otro de seis. En una de las dos cintas o partes nuevas, registre las alturas de cada grupo, usando un color distinto por grupo y sin distinguir los géneros. Estime a ojo el promedio de cada grupo y márquelo. Compare estos dos valores promedio con el “verdadero” promedio, así como con la estimación basada en un solo individuo.]

–En efecto, parece que *en promedio*, mientras más grande es mi muestra, mejor es mi estimación, aunque por simple azar esto no sea cierto en cada caso. Ahora, ¿existe algún tamaño de muestra que me permita alguna vez estar *absolutamente seguro(a)* de que he obtenido el valor correcto de la altura promedio de todas las personas del mundo? ¿No? En teoría, ¿cuál sería la única forma que, sin lugar a dudas, me permita estar seguro? Pues si continúo hasta que haya medido a cada persona del mundo, ¿cierto? ¡Pero eso es imposible! Entonces estamos limitados a trabajar con una muestra que es mucho más pequeña que el universo.

¿Cuál es la moraleja? Que no importa qué tan grande sea su muestra, es sólo una muestra de un universo de posibilidades muchísimo más grande. Si usted pone fe absoluta en la exactitud de su estimación, siempre correrá el riesgo de estar equivocado.

Ahora cambiemos. Vamos a plantear una pregunta comparativa cuya respuesta me ayude a tomar una decisión importante. Ahora, en lugar de ser un científico, seré el dueño de una fábrica de ropa, y voy a empezar a

fabricar bluyines (blue jeans en inglés) para hombres y mujeres. Soy consciente de que, en promedio, los hombres y las mujeres tienen formas ligeramente distintas, de modo que voy a incorporar este hecho en el proceso de manufactura. Sin embargo, no sé si también debería incorporar una diferencia promedio de altura, porque no estoy seguro de que los hombres sean realmente más altos que las mujeres. De mi decisión dependerá la maquinaria que compre, el proceso de producción que monte y tal vez, las ventas. Si la decisión es errada, voy a sufrir consecuencias económicas. Por tanto, necesito contestar aquella familiar pregunta: ¿difiere la altura en promedio entre los dos géneros? Soy lo suficientemente listo para saber que debo muestrear un buen número de cada género, pero también soy lo suficientemente listo para saber que no puedo medir la altura de todas y cada una de las personas en el mundo que podrían interesarse en comprar un par de bluyines. De modo que, de nuevo, voy a muestrear a la población general y basar mis decisiones en los resultados de la muestra. Supongamos que estoy muestreando al azar.

Refiérase de nuevo a las alturas promedio de todos los hombres y todas las mujeres del mundo, que usted había marcado al principio del acto II. Ahora ponga un nuevo pedazo de cinta en el lado de la vara opuesto a esas marcas, o pegue una nueva hoja de papel a la pared. Seleccione una muestra de cinco hombres y cinco mujeres, pero no aleatoriamente. Esta vez, mantenga sus ojos abiertos, e intencionalmente seleccione a los individuos de modo que la altura de los dos quintetos sea idéntica. Sobre la cinta nueva, marque la altura de cada uno de los diez individuos en la muestra y luego un promedio a ojo (idéntico) de los dos grupos.

–Esta muestra manipulada, que fácilmente pudo haber salido de un muestreo genuinamente aleatorio de sus estaturas, sugiere que en promedio, los hombres y las mujeres tienen alturas idénticas. Por tanto, voy a usar este resultado como base de mi decisión de invertir en un sólo juego de máquinas y un sólo proceso de producción para bluyines de hombres y mujeres, haciendo sólo unas pequeñas modificaciones en la forma del cuerpo. Sin saberlo, esta muestra aleatoria no era representativa. En realidad, la población base tiene un promedio de altura distinto entre hombres y mujeres. Pero, no tengo forma de saberlo, ¿no es cierto? Resulta que he tomado lo que luego se sabrá que fue una mala decisión. Esta mala decisión me va a costar mucho dinero, pues he producido un exceso de bluyines para mujeres altas y un exceso para hombres bajos.

Ahora, invirtamos la situación. Imaginen que la altura promedio de hombres y mujeres es igual en la población base. Hago mi pregunta de nuevo y saco mi muestra.

[En la cinta o el papel que presenta las alturas de cada uno de los presentes en el cuarto (“en el mundo”), haga un círculo alrededor del promedio general de alturas de hombres y mujeres juntos. Señale que ahora el grupo de los hombres y el de las mujeres tienen ambos el mismo punto como altura promedio, e ignore las demás marcas en la cinta. Ponga un nuevo pedazo de cinta en la vara al lado opuesto, o al lado del papel pegado a la pared. Con los ojos abiertos, intencionalmente seleccione cinco hombres y cinco mujeres de modo que la altura promedio de los cinco hombres exceda la de las mujeres. Saque el promedio, a ojo, para cada una de las muestras y márquelas en la cinta o papel limpio.]

–Aquí están los resultados de mi muestreo. Hay un fuerte patrón aparente: en la muestra los hombres son más altos en promedio que las mujeres. Yo uso esto como base para tomar la decisión de invertir en dos juegos de máquinas, una para bluyines de hombres y otra para los de mujeres, e inicio dos procesos de producción distintos. Sin que yo lo sepa, sin embargo, por azar mi muestra no era representativa y he

tomado lo que más tarde se verá que fue una decisión errada. He invertido dinero cuando no debía, puesto que la población en general no presenta diferencias en promedio entre hombres y mujeres, de modo que habría podido invertir en un solo juego de máquinas.

¿Cuál es la moraleja? Que somos esclavos de nuestras muestras. Cada vez que yo uso una muestra para ayudarme a tomar una decisión sobre un universo más grande, corro el riesgo de equivocarme. Esto es, si hay un patrón en la muestra, y acepto que este patrón es cierto también para el universo, corro el riesgo de estar equivocado y que tal patrón realmente no exista en el universo más grande. Si *no* hay un patrón aparente en la muestra, y acepto que esto también es cierto para el universo, corro el riesgo de estar equivocado y que en realidad, sí exista un patrón en el universo. En cada caso, puede haber un costo asociado al hecho de estar equivocado. Si soy un empresario de los bluyines, el costo será meramente financiero.

Sí, yo sé, yo sé, que fue un muestreo manipulado e irrelevante. Pero, entendieron el punto, ¿no? En tal caso, cambiemos a un tema de mayor relevancia para nosotros. Pensemos en las formas en que usamos los resultados de los estudios para guiarnos en la toma de decisiones sobre asuntos de conservación o para proponer pautas de conservación. No importa qué tan bien hayamos diseñado los estudios, ni cuántos datos hayamos tomado, casi siempre los resultados son sólo una muestra de todos aquéllos que sería posible obtener si pudiéramos ampliar el estudio a un paisaje más extenso y por más tiempo, ¿verdad? Todo lo que tenemos a mano es la muestra. O bien hay un patrón en la muestra, o no lo hay.

[Modifique esta última frase según sea necesario. Por ejemplo, en un taller comunitario usted puede hablar de decisiones sobre manejo de cosechas en lugar de pautas de conservación. De cualquier forma, en este momento presente un diagrama de la figura 5.4, modificada según sea necesario y sin los términos "Error de tipo I" y "Error de tipo II", aunque eso es precisamente lo que usted está discutiendo.]

–Si hay un patrón aparente y claro en los resultados de un estudio que hemos terminado, si concluimos que algo está pasando cuando sin que lo sepamos en realidad no pasa nada, y si tomamos decisiones de acuerdo con esto, ¿cuáles son las consecuencias para la conservación [o para cualquier otro tema pertinente]? Si hay muy poco patrón aparente en los resultados, y si concluimos que nada está pasando cuando en realidad, sin que lo sepamos sí está pasando, y si tomamos decisiones según estas conclusiones –o decidimos no tomarlas –¿cuáles son las consecuencias? ¿Cuáles consecuencias serían más graves a largo plazo? ¿Entonces cuál riesgo deberíamos tratar de minimizar a toda costa? ¿Cómo podemos hacer esto?

Una parte del método conocido como *inferencia estadística* nos permite juzgar qué tan buena puede ser nuestra estimación –la cual está basada en una muestra limitada de la altura media de la gente del mundo en general. Otra parte, sin embargo, nos permite minimizar las probabilidades de cometer uno de los errores anteriormente descritos, o por lo menos, estimar el *riesgo* de cometer estos errores según las características de la muestra particular de datos que hemos tomado. Existen muchas técnicas específicas en esta rama de la inferencia estadística que se llaman “pruebas estadísticas”. Tradicionalmente, la mayoría de estas pruebas nos ayudan a estimar el riesgo de estar equivocados si, basados en nuestros resultados, concluimos que hay un patrón en el universo más amplio que está representado por nuestra muestra. Es mucho más difícil, y mucho menos tradicional, estimar el otro riesgo, el de estar equivocado si concluimos que *no* hay un patrón en el universo amplio que representa nuestra muestra. En cualquier caso, *ninguna*

prueba estadística o técnica matemática servirá para evaluar las consecuencias en la vida real si cometemos un error u otro, bien sea que las consecuencias sean financieras para el empresario de los bluyines o pérdidas de biodiversidad para el profesional de la conservación.

A menos que usted tenga algún entrenamiento para usar apropiadamente las pruebas estadísticas, no se preocupe por ellas. Sólo use su sentido común. Cualquiera que sea su indagación, primero asegúrese, tanto como le sea posible, de que su diseño es el más apropiado para su pregunta y viceversa. Repita las cinco frases que aprendió al final del primer acto. Luego, trate de obtener un tamaño de muestra tan grande como le sea posible. Recuerde que cualquier patrón, o ausencia de él, que aparezca en sus datos podría ser sólo producto del azar. Reconozca que cualquier conclusión que saque basada en sus resultados y cualquier decisión que tome después de la reflexión, siempre tiene un riesgo de estar errada. Considere que las equivocaciones tienen consecuencias, algunas más graves que otras.

Esto es todo sobre la filosofía de la inferencia estadística, especialmente la filosofía de los errores de tipo I y II, y de sus consecuencias para la conservación. De nuevo, ¿puede la gente sin ningún entrenamiento formal en ciencia, diseño o estadística realmente absorber y aplicar todo esto? Sí, tal vez con la excepción de este último discurso no tan necesario, sobre el significado de la inferencia estadística y las pruebas estadísticas.

Literatura citada

- Agosti, D., J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Schultz. 2000. *Ants: standards for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA
- Agresti, A. 1990. *Categorical data analysis*. Wiley-Interscience, New York, NY USA.
- Aizen, M. A. y P. Feinsinger. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Allan, J. D. y A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43: 32-43.
- Alpert, P. 1995. Applying ecological research at integrated conservation and development projects. *Ecological Applications* 5: 857-860.
- Andersen, A. N. 1997. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Biology* [online] 1(1): 8. Disponible en el Internet. URL: <http://www.consecol.org/voll/iss1/rt8>.
- Andrade, G. I. y H. Rubio-Torgler. 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology* 8: 545-554.
- Arango, N., M. E. Chaves y P. Feinsinger. 2002. *Guía metodológica para la enseñanza de ecología en el patio de la escuela*. National Audubon Society, Programa para América Latina y el Caribe. Miami, FL USA.
- Arnqvist, G. y D. Wooster. 1995. Meta analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 236-240.
- Bawa, K. S. y A. Markham. 1995. Climate change and tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 348-349.
- Bawa, K. S. y R. Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12: 46-55.
- Beier, P. y R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Berenson, M. L. y D. M. Levine. 1996. *Estadística básica en administración*. 6^{ta} edición. Prentice Hall Hispanoamericana, S.A., México D.F., México.

- Bierregaard, R. O. Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy y Rita Mesquita, editores. 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, CT USA.
- Binford, M. W., A. L. Kolata, M. Brenner, J. W. Janusek, M. T. Seddon, M. Abbott y J. H. Curtis. 1997. Climate variation and the rise and fall of an Andean civilization. *Quaternary Research* 47: 235-248.
- Bongers, T. y H. Ferris. 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 224-228.
- Borenstein, M. y J. Cohen. 1988. *Statistical power analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ USA.
- Bright, C. 1998. *Life out of bounds: bioinvasion in a borderless world*. W. W. Norton, New York, NY USA.
- Brower, L. P. 1997. A new paradigm in biodiversity conservation: endangered biological phenomena. Páginas 115 - 118 en G. K. Meffey y C. R. Carroll. *Principles of conservation biology*. 2^{da} edición. Sinauer Associates, Sunderland, MA USA.
- Brown, J. H. y A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Brown, J. H., C. G. Curtin y R. W. Braithwaite. 2001. Management of the semi-natural matrix. En G. A. Bradshaw, P. A. Marquet y H. A. Mooney, editores. *How landscapes change: human disturbance and ecosystem disruptions in the Americas*. Springer-Verlag, New York, NY USA. En prensa.
- Bucher, E. H. 1987. Herbivory in arid and semi-arid regions of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 265-273.
- Buchmann, S. L. y G. P. Nabhan. 1996. *The forgotten pollinators*. Island Press, Covelo, CA USA.
- Bush, M. B. y P. A. Colinvaux. 1994. Tropical forest disturbance: paleoecological records from Darien, Panama. *Ecology* 75: 1761-1768.
- Camus, P. A. y M. Lima. 1995. El uso de la experimentación en ecología: fuentes de error y limitaciones. *Revista Chilena de Historia Natural* 68: 19-42.
- Carillo, E., G. Wong y A. D. Cuáron. 2000. Monitoring animal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14: 1580-1591.
- Caro, T. M. y G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13: 805-814.
- Carrera, C. y K. Fierro. 2001. *Manual de monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia, Quito, Ecuador.
- Castillo, A. y V. M. Toledo. 2000. Applying ecology in the third world: the case of Mexico. *BioScience* 50: 66-76.
- Celi, J. y A. Dávalos. 2001. *Manual de monitoreo: Los escarabajos peloteros como indicadores de la calidad ambiental*. EcoCiencia, Quito, Ecuador.
- Chapman, C. A., S. R. Balcomb, T. R. Gillespie, J. P. Skorupay T. T. Struhsaker. 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 14: 207-217.
- Coblentz, B. E. 1990. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Conservation Biology* 4: 261-265.
- Cohen, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2^{da} edición. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ USA.
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345: 101-118.
- Conover, W. J. 1999. *Practical nonparametric statistics*. 3^{ra} edición. Wiley, New York, NY USA.

- Cook, T. D. y D. T. Campbell. 1979. *Quasi-experimentation: design and analysis issues for field settings*. Houghton Mifflin, Boston, MA USA.
- Cooperrider, A. Y. 1996. Science as a model for ecosystem management—panacea or problem? *Ecological Applications* 6: 736-737.
- Crome, F. H. J. 1997. Researching tropical forest fragmentation: shall we keep on doing what we're doing? Páginas 485-501 en W. F. Laurance y R. O. Bierregaard Jr. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL USA.
- Crome, F. H. J., M. R. Thomas y L. A. Moore. 1996. A novel Bayesian approach to assessing impacts of rain forest logging. *Ecological Applications* 6: 1104-1123.
- Cronk, Q. C. B. y J. L. Fuller. 1995. Plant invaders: the threat to natural ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 508-509.
- Crowley, P. H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 405-447.
- Dafni, A. 1992. *Pollination ecology: a practical approach*. Oxford University Press, Oxford UK.
- Dale, V. H., S. Brown, R. A. Haeuber, N. T. Hobbs, N. T. Huntly, R. J. Naiman, W. E. Riebsame, M. G. Turner y T. J. Valone. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10: 639-670.
- Dale, V. H. y R. A. Haeuber, editores. 2000. Forum: perspectives on land use. *Ecological Applications* 10: 671-688.
- Damascos, M. A. y G. G. Gallopin. 1992. Ecología de un arbusto introducido (*Rosa rubiginosa* L. = *Rosa eglanteria* L.): riesgo de invasión y efectos en las comunidades vegetales de la región andino-patagónica de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 395-407.
- Daniel, W. W. 1990. *Applied nonparametric statistics*. PWS-KENT, Boston, MA USA.
- Darwin, C. 1881. *The formation of vegetable mould through the action of worms: with observations on their habits*. J. Murray, London UK.
- Davis, M. B., editora. 1990. Special issue: biology and palaeobiology of global climate change. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 269-322.
- de Lima, M. G. y C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- DeLuca, T. H., W. A. Patterson IV, W. A. Freimund y D. N. Cole. 1998. Influence of llamas, horses and hikers on soil erosion from established recreation trails in western Montana, USA. *Environmental Management* 22: 255-262.
- Denevan, W. M. 1992. The pristine myth: the landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* 82: 369-385.
- Denslow, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 431-452.
- Devine, R. 1998. *Alien invasion: America's battle with non-native animals and plants*. National Geographic Society, Washington, D.C. USA.
- Dias, P. C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 326-330.
- Didham, R. K., J. Ghazoul, N. E. Stork y A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 255-260.
- Digby, P. G. N. y R. A. Kempton. 1987. *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman and Hall, London UK.

- Dirzo, R. y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. Páginas 273-287 en P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes y W. W. Benson, editores. *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley, New York, NY USA.
- Dixon, P. y A. M. Ellison, editores. 1996. Bayesian inference. *Ecological Applications* 6: 1034-1123.
- Dutilleul, P. 1993. Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. *Ecology* 74: 1646-1658.
- Eberhardt, L. L. y J. M. Thomas. 1991. Designing environmental field studies. *Ecological Monographs* 61: 57-73.
- Estades, C. F. y S. A. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- Farnsworth, E. J. y J. Rosovsky. 1993. The ethics of ecological field experimentation. *Conservation Biology* 7: 463-472.
- Favila, M. E. y G. Halffter. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 72: 1-25.
- Feinsinger, P. 1976. Organization of a tropical guild of nectarivorous birds. *Ecological Monographs* 46: 257-291.
- _____. 1997. Habitat "shredding". Páginas 270-271 en G. K. Meffe y C. R. Carroll. *Principles of conservation biology*. 2^{da} edición. Sinauer Associates, Sunderland, MA USA.
- Feinsinger, P. y R. K. Colwell. 1978. Community organization among Neotropical nectar-feeding birds. *American Zoologist* 18: 779-795.
- Feinsinger, P., K. G. Murray, S. Kinsman y W. H. Busby. 1986. Floral neighborhood and pollination success in four hummingbird-pollinated Costa Rican plant species. *Ecology* 67: 449-464.
- Feinsinger, P., J. H. Beach, Y. B. Linhart, W. H. Busby y K. G. Murray. 1988. Mixed support for spatial heterogeneity in species interactions: hummingbirds in a tropical disturbance mosaic. *American Naturalist* 131: 33-47.
- Feinsinger, P., H. M. Tiebout III y B. E. Young. 1991. Do tropical bird-pollinated plants exhibit density dependent interactions? Field experiments. *Ecology* 72: 1953-1963.
- Feinsinger, P., L. Margutti y R. D. Oviedo. 1997. School yards and nature trails: ecology education outside the university. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 115-120.
- Fernández, H. R. y E. Domínguez, editores. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Editorial Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Fernández-Duque, E. y C. Valeggia. 1994. Meta-analysis: a valuable tool in conservation research. *Conservation Biology* 8: 555-561.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya y O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- Fimbel, R. A., A. Grajal y J. G. Robinson, editores. 2001. *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Colombia University Press, New York, NY USA.
- Fisher, R. A. y F. Yates. 1963. *Statistical tables for biological, agricultural and medical research*. Hafner Publishing Company, New York, NY USA.
- Flecker, A. S. y C. R. Townsend. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecological Applications* 4: 798-807.
- Fore, L. S., J. R. Karr y R. W. Wisseman. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 212-231.

- Forman, R. T. T. 1997. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Forman, R. T. T. y L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-232.
- Forman, R. T. T. y M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Wiley, New York, NY USA.
- Foster, D. R., P. K. Schoonmaker y S. T. A. Pickett. 1990. Insights from paleoecology to community ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 119-122.
- Fragoso, C. 1989. Las lombrices de tierra de la reserva "El Cielo": aspectos ecológicos y sistemáticos. *BOTAM* 1: 38-44.
- _____. 1992. Las lombrices terrestres de la Selva Lacandona: sistemática, ecología y potencial práctica. Páginas 101-118 en M. A. Vásquez-Sánchez y M. A. Ramos, editores. *Reserva de la Biósfera Montes Azules, Selva Lacandona: investigación para su conservación. Publicaciones Especiales Ecosfera I*. Centro de Estudios para la Conservación de Recursos Naturales, A. C. México D.F., México.
- Fragoso, C., I. Barois, C. González, C. Arteaga y J. C. Patrón. 1993. Relationship between earthworms and soil organic matter levels in natural and managed ecosystems in the Mexican tropics. Páginas 231-239 en K. Mulongoy y R. Merckx, editores. *Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture*. Wiley-Sayce, London UK.
- Fretwell, S. D. 1972. *Populations in a seasonal environment*. Princeton University Press, Princeton, NJ USA.
- Fritts, T. H. y G. H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 113-140.
- Frumhoff, P. C. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *BioScience* 45: 456-464.
- _____. 1996. *Monitoring the environmental impacts of USAID-funded activities to conserve biological diversity*. U.S. Agency for International Development, ENRIC (Environment and Natural Resources Information Center), Washington, D.C. USA.
- Gaines, S. D. y M. W. Denny. 1993. The largest, smallest, highest, lowest, longesty shortest: extremes in ecology. *Ecology* 74: 1677-1692.
- Galeano, E. 1984. *Memoria del fuego (II): las caras y las máscaras*. Catálogos, Buenos Aires, Argentina.
- García-Montiel, D.C. 2002. El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos. Páginas 97-116 en M. R. Guariguata y G. H. Kattan, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional, San José, Costa Rica.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard Jr., J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gauch, H. G. Jr. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Gerard, P. D., D. R. Smith y G. Weerakkody. 1998. Limits of retrospective power analysis. *Journal of Wildlife Management* 62: 801-807.
- Gerrodette, T. 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364-1372.
- Gibbons, A. 1990. New view of early Amazonia. *Science* 248: 1488-1490.
- Gómez-Pompa, A. y A. Kaus. 1992. Taming the wilderness myth. *BioScience* 42: 271-279.
- Gonick, L. y W. Smith. 1999. *La estadística en comic*. Editorial Zendrera Zariquiey, Barcelona, España.
- González, G., X. Zou y S. Borges. 1996. Earthworm abundance and species composition in abandoned tropical croplands: comparisons of tree plantations and secondary forests. *Pedobiologia* 40: 385-391.

- Gotelli, N. J. y G. R. Graves. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. USA.
- Graber, D. M. 1995. Resolute biocentrism: the dilemma of wilderness in national parks. Páginas 123-135 en M. E. Soulé y G. Lease. 1995. *Reinventing nature?* Island Press, Covelo, CA USA.
- Graham, R. W. 1986. Response of mammalian communities to environmental changes during the late Quaternary. Páginas 300-313 en Diamond, J. M. y T. J. Case, editores. *Community ecology*. Harper and Row, New York, NY USA.
- _____. 1988. The role of climatic change in the design of biological reserves: the paleoecological perspective for conservation biology. *Conservation Biology* 2: 391-394.
- Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. 3^{ra} edición. University of California Press, Berkeley, CA USA.
- Griffith, D. M. 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14: 325-326.
- Guariguata, M. R. 1990. Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Journal of Ecology* 78: 814-832.
- Gurevitch, J. y L. V. Hedges. 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology* 80: 1142-1149.
- Hackel, J. D. 1999. Community conservation and the future of Africa's wildlife. *Conservation Biology* 13: 726-734.
- Haemig, P. D. 1978. Aztec emperor Auitzotl and the great-tailed grackle. *Biotropica* 10: 11-17.
- _____. 1979. Secret of the painted jay. *Biotropica* 11: 81-87.
- Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International* 36: 3-17.
- Halffter, G. y L. Arellano. 2002. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica* 34: 144-154.
- Halffter, G. y M. E. Favila. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera), an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International* 27: 15-21.
- Halffter, G., M. E. Favila y V. Halffter. 1992. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forests and derived ecosystems. *Folia Entomológica Mexicana* 82: 195-238.
- Halpin, P. N. 1997. Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications* 6: 828-843.
- Hamburg, S. P. y R. L. Sanford Jr. 1986. Disturbance, *Homo sapiens* and ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 67: 169-170.
- Hamilton, A., A. Cunningham, D. Byarugaba y F. Kayanja. 2000. Conservation in a region of political instability: Bwindi Impenetrable Forest, Uganda. *Conservation Biology* 14: 1722-1725.
- Hanski, I. y Y. Cambefort, editores. 1991. *Dung beetle ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ USA.
- Hargrove, W. W. y J. Pickering. 1992. Pseudoreplication: a *sine qua non* for regional ecology. *Landscape Ecology* 6: 251-258.
- Hartshorn, G. S. 1995. Ecological basis for sustainable development in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 155-176.
- Haslett, J. R. 1990. Geographic Information Systems: a new approach to habitat definition and the study of distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 214-218.
- Heinz, D. 1995. Continued grazing, a presupposition. *Conservation Biology* 9: 708-709.

- Hendrix, P. D., editor. 1995. *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL USA.
- Herrera, C. M. 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: a 12-year study. *Ecological Monographs* 68: 511-538.
- Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek y M. S. Foster, editores. 1994. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. USA.
- Hill, K., J. Padwe, C. Bejyvagi, A. Bepurangi, F. Jakugi, R. Tykuarangi y T. Tykuarangi. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 11: 1339-1353.
- Hilty, J. y A. Merenlender. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley, New York, NY USA.
- Hourdequin, M. 2000. Introduction to Special Section: ecological effects of roads. *Conservation Biology* 14: 16-17.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 56-61.
- Hunter Jr., M. 1996. Benchmarks for managing ecosystems: are human activities natural? *Conservation Biology* 10: 695-697.
- Hunter, J. L., G. L. Jacobson Jr. y T. Webb III. 1988. Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2: 375-385.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- _____, editor. 1981. *Aquatic biota of tropical South America. Volumes I and II*. San Diego State University Press, San Diego, CA USA.
- _____. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- James, F. C. y C. E. McCullough. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 129-166.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41: 402-410.
- _____. 1986a. Chihuahuan desert nopaleras: defaunated big mammal vegetation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 595-630.
- _____. 1986b. Lost plants. *Oikos* 46: 129-131.
- _____. 1995. Neotropical restoration biology. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 3-9.
- Janzen, D. H. y P. S. Martin. 1982. Neotropical anachronisms: the fruits the gomphotheres ate. *Science* 215: 19-27.
- Johnson, D. H. 1995. Statistical sirens: the allure of nonparametrics. *Ecology* 76: 1998-2000.
- _____. 1999. The insignificance of statistical hypothesis testing. *Journal of Wildlife Management* 63: 763-772.
- Jongman, R. H., C. J. F. ter Braak y O. F. R. van Tongeren, editores. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge UK.

- Kareiva, P. M., J. G. Kingsolver y R. B. Huey, editores. 1993. *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Sunderland, MA USA.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- _____. 1992. Measuring biological integrity: lessons from streams. Páginas 83-104 en S. Woodley, J. Kay y G. Francis, editores. *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press, Delray Beach, FL USA.
- _____. 1996. Ecological integrity and ecological health are not the same. Páginas 97-109 en P. C. Schulze, editor. *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press, Washington, D.C. USA.
- _____. 1998. Biological integrity: a long-neglected aspect of environmental program evaluation. Páginas 148-175 en G. J. Knapp y T. J. Kim, editores. *Environmental program evaluation: a primer*. University of Illinois Press, Urbana, IL USA.
- Karr, J. R. y E. W. Chu. 1997. *Biological monitoring and assessment: using multimetric indices effectively*. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle, WA USA.
- _____. 1998. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Covelo, CA USA.
- Kearns, C. A. y D. W. Inouye. 1993. *Techniques for pollination biologists*. University Press of Colorado, Niwot, CO USA.
- Kearns, C. A., D. W. Inouye y N. M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-animal interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- Kerans, B. L. y J. R. Karr. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785.
- Khan, A., M. Polak, D. Raaimakers y R. Zagt. 1995. Basic and applied research for sound rain forest management in Guyana. *Ecological Applications* 5: 904-910.
- Kiester, A. R., J. M. Scott, B. Csuti, R. F. Noss, B. Butterfield, K. Sahr y D. White. 1996. Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology* 10: 1332-1342.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Kotliar, N. B. 2000. Applications of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? *Conservation Biology* 14: 1715-1721.
- Kraemer, H. Ch. y S. Thiemann. 1987. *How many subjects? Statistical power analysis in research*. Sage Publications, Newbury Park, CA USA.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins, New York, NY USA.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- _____. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4: 407-422.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss y M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 8: 388-397.
- Kremen, C., A. M. Merenlender y D. D. Murphy. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388-397.
- Lagos, N. A. y J. C. Castilla. 1997. Inferencia estadística bayesiana en ecología: un ejemplo del uso en una reserva marina chilena. *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 565-575.

- Landres, P. B. 1983. Use of the guild concept in environmental impact assessment. *Environmental Management* 7: 393-398.
- Landres, P. B., J. Verner y J. W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- Laurance, W. F. 1997. Effects of logging on wildlife in the tropics. *Conservation Biology* 11: 311-312.
- Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management y conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL USA.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holt, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. S. Srivastava y A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Levey, D. J. y F. G. Stiles. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *American Naturalist* 140: 447-476.
- Lewis, D. M. 1995. Importance of GIS to community-based management of wildlife: lessons from Zambia. *Ecological Applications* 5: 861-871.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, N. M. Johnson, D. W. Fisher y R. S. Pierce. 1977. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York, NY USA.
- Lindenmayer, D. B., C. R. Margules y D. B. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- Lodge, D. M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.
- Ludwig, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. Wiley, New York, NY USA.
- Lugo, A. E. 1990. Removal of exotic organisms. *Conservation Biology* 4: 345.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. A. Cochran, E. Santana C. y M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Mabberley, D. J. 1988. The living past: time state of the tropical rain forest. Páginas 6-15 en E. R. C. Reynolds y F. B. Thompson, editores. *Forests, climate and hydrology: regional impacts*. The United Nations University, Tokyo, Japan.
- _____. 1992. *Tropical rain forest ecology*. 2^{da} edición. Chapman and Hall, New York, NY USA.
- MacFarland, C. 1991. Goats on Alcedo Volcano in the Galápagos Islands: help needed. *Conservation Biology* 5: 6-7.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clouty y F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences y control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ USA.
- Malcolm, J. R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445.
- Mangel, M. et al. 1996. Principles for the conservation of wild living resources. *Ecological Applications* 6: 338-362.
- Manly, B. F. J. 1986. *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman and Hall, London UK.
- _____. 1991. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London UK.
- _____. 1992. *The design and analysis of research studies*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mapstone, B. D. 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I and Type II errors. *Ecological Applications* 5: 401-410.
- Margoluis, R. y N. Salafsky. 1998. *Measures of success designing, managing, and monitoring conservation and development projects*. Island Press, Covelo, CA USA.

- Martin, P. S. y C. R. Szuter. 1999. War zones and game sinks in Lewis and Clark's West. *Conservation Biology* 13: 36-45.
- Mattoni, R., T. Longcore y V. Novotny. 2000. Arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management* 25: 445-452.
- Mauchamp, A. 1997. Threats from alien plant species in the Galápagos Islands. *Conservation Biology* 11: 522-530.
- McClanahan, T. R. y R. W. Wolfe. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7: 279-288.
- McCune, B. 1997. Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. *Ecology* 78: 2617-2623.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews (Cambridge Philosophical Society)* 73: 181-201.
- McIntyre, S. y R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13: 1282-1292.
- McKenzie, D. H., D. E. Hyatt y V. J. McDonald, editores. 1992. *Ecological indicators*. Elsevier Applied Science, London, UK.
- McNeely, J. A. 1994. Lessons from the past: forests and biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 3: 3-20.
- Mead, R. 1988. *The design of experiments: statistical principles for practical application*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Medellín, R. A., M. Equihua y M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rain forests. *Conservation Biology* 14: 1666-1675.
- Meffe, G. K. y C. R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. 2^{da} edición. Sinauer Associates, Sunderland, MA USA.
- Merritt, R. W. y K. W. Cummins, editores. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2^{da} edición. Kendall/Hunt, Dubuque, IA USA.
- Mesquita, R. C. G., P. Delamônica y W. F. Laurance. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Milesi, F. A., L. Marone, J. López de Casenave, V. R. Cueto y E. T. Mezquida. 2003. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12: 149-161.
- Miller, R. I., editor. 1994. *Mapping the diversity of nature*. Chapman and Hall, London UK.
- Miller, S. G., R. L. Knight y C. K. Miller. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8: 162-169.
- Mills, L. S., M. E. Soulé y D. I. Doak. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 43: 219-224.
- Mittermaier, R. A., N. Myers, J. B. Thomsen, G. A. B. Da Fonseca y S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.
- Mitton, J. B. y M. C. Grant. 1996. Genetic variation and the natural history of Quaking Aspen. *BioScience* 46: 25-31.
- Moguel, P. y V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13: 11-21.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad* M & T - Manuales y Tesis SEA, volumen I. Zaragoza, España.

- Murcia, C. A. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- _____. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. Páginas 19-36 en J. Schelhas y R. Greenberg, editores. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Covelo CA, USA.
- Murphy, D. D. 1990. Conservation biology and the scientific method. *Conservation Biology* 4: 203-204.
- Murphy, K. R. y B. Myers. 1998. *Statistical power analysis: a simple and general model for traditional and modern hypothesis tests*. Lawrence Erlbaum Associates, Mahwah, NJ USA.
- Naughton-Treves, L. 1998. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 12: 156-168.
- Newman, J. A., J. Bergelson y A. Grafen. 1997. Blocking factors and hypothesis tests in ecology: is your statistics text wrong? *Ecology* 78: 1312-1320.
- Nilsson, S. G., U. Arup, R. Baranowski y S. Ekman. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology* 9: 1208-1215.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- _____. 1991. Biodiversity: many scales and many concerns. *Proceedings of the Symposium on Biodiversity of northwestern California, October 28-31, 1991*, Santa Rosa, California USA: 17-22.
- _____. 1996. The naturalists are dying off. *Conservation Biology* 10: 1-3.
- Novaro, A. J., K. H. Redford y R. E. Bodmer. 2000. Effects of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14: 713-722.
- Osenberg, C. W., O. Sarnelle, S. D. Cooper y R. D. Holt. 1999. Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics and models. *Ecology* 80: 1105-1117.
- Osenberg, C. W., R. J. Schmitt, S. J. Holbrook, K. E. Abu-Saba y A. R. Flegal. 1994. Detection of environmental impacts: natural variability, effect size and power analysis. *Ecological Applications* 4: 16-30.
- Paoletti, M. G., editor. 1999. *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*. Elsevier, New York, NY USA.
- Parsons, D. J., T. W. Swetnam y N. L. Cristensen, editores. 1999. Uses and limitations of historical variability concepts in managing ecosystems. *Ecological Applications* 9: 1177-1277.
- Pearson, D. L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345: 75-79.
- Pearson, D. L. y F. Cassola. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6: 373-391.
- Perfecto, I., R. A. Rice, R. Greenberg y M. E. Van der Voort. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598-608.
- Peterman, R. M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2-15.
- Peters, R. H. 1991. *A critique for ecology*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Peters, R. L. y T. Lovejoy, editores. 1992. *Global warming and biological diversity*. Yale University Press New Haven, CT USA.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White, editores. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, NY USA.
- Pielou, E. C. 1984. *The interpretation of ecological data*. Wiley, New York, NY USA.

- Platt, W. J. y D. R. Strong Jr., editores. 1989. Gaps in forest ecology. *Ecology* 70: 535-576.
- Poiani, K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson y H. G. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50: 133-146.
- Potvin, C. y D. A. Roff. 1993. Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics? *Ecology* 74: 1617-1628.
- Powell, G. V. N. y R. Bjork. 1995. Implications of intratropical migration on reserve design: a case study using *Pharomachus moccino*. *Conservation Biology* 9: 354-362.
- Powell, G. V. N., J. Barborak y M. Rodríguez S. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41.
- Powell, J. R. y J. P. Gibbs. 1995. A report from Galápagos. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 260-263.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, D. E. Seaman y J. F. Gilliam. 1996. Demographic analyses of a hunted black bear population with access to a refuge. *Conservation Biology* 10: 224-234.
- Power, A. G. 1996. Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of tropical landscapes. Páginas 91-110 en J. Schelhas y R. Greenberg, editores. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Covelo CA, USA.
- Power, M. E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menge, W. J. Bond, L. Í. Mills, G. Daily, J. C. Castilla, J. Lubchenco y R. T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609-620.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México D.F. México.
- Putz, F. E. 1998. Halt the Homogeocene. *The Palmetto* 18: 7-9.
- Putz, F. E., K.H. Redford, J. G. Robinson, R. Fimbel y G. M. Blate. 2000. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. Environment Department Paper No. 75, Biodiversity series, Impact Studies. World Bank, Washington, D.C. USA.
- Ralph, C. J. y J. M. Scott, editores. 1981. *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology (Cooper Ornithological Society) No. 6.
- Ralph, C. J., J. R. Sauer y S. Droege, editores. 1995. *Monitoring bird populations by point counts. General Technical Report PSW-GTR-149*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, CA USA.
- Reckhow, K. H. 1990. Bayesian inference in non-replicated ecological studies. *Ecology* 71: 2053-2059.
- Redford, K. H. 1990. The ecologically noble savage. *Orion Nature Quarterly* 9(3): 24-29.
- _____. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412-422.
- Redford, K. H. y J. A. Mansour, editores. 1996. *Traditional peoples and biodiversity conservation in large tropical landscapes*. The Nature Conservancy, Arlington, VA USA.
- Reed, J. M. y A. R. Blaustein. 1995. Assessment of "nondeclining" amphibian populations using power analysis. *Conservation Biology* 9: 1299-1300.
- Reid, R. S. y J. E. Ellis. 1995. Impacts of pastoralists on woodlands in South Turkana, Kenya: livestock-mediated tree recruitment. *Ecological Applications* 5: 978-992.
- Rice, R. E., R. E. Gullison y J. W. Reid. 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American*, April: 44-49.
- Richardson, D. M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D. M. Olson y C. Loucks. 1999. Who's where in North America? *BioScience* 49: 369-381.

- Riffell, S. K., K. J. Gutzwiller y S. H. Anderson. 1996. Does repeated human intrusion cause cumulative declines in avian richness and abundance? *Ecological Applications* 6: 492-505.
- Roberts, L. 1989. Disease and death in the New World. *Science* 246: 1245-1247.
- Robinson, J.G. y E. L. Bennett. 1999. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York, NY USA.
- Rodríguez, J. P., D. L. Pearson y R. Barrera R. 1998. A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? *Biological Conservation* 83: 69-76.
- Rohlf, F. J. y R. R. Sokal. 1995. *Statistical tables*. 3^{ra} edición. W. H. Freeman, San Francisco, CA USA.
- Roldán Pérez, G. 1992. *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- _____. 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Roosevelt, A. C. 1989. Resource management in Amazonia before the Conquest. *Economic Botany* 7: 30-62.
- _____. 1991. *Moundbuilders of the Amazon*. Academic Press, New York, NY USA.
- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh, editores. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, NY USA.
- Rozzi, R., P. Feinsinger y R. Riveros. 1997. *La enseñanza de la ecología en el entorno cotidiano*. Programa MECE Media, Ministerio de Educación, Santiago Chile.
- Rykken, J. J., D. E. Capen y S. Mahabir. 1997. Ground beetles as indicators of land type diversity in the Green Mountains of Vermont. *Conservation Biology* 11: 69-78.
- Sánchez de León, Y., X. Zou, S. Borges y H. Ruan. 2003. Recovery of native earthworms in abandoned tropical pastures. *Conservation Biology* 17: 999-1006.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 3: 128-137.
- Schelhas, J. y R. Greenberg. 1993. *Los fragmentos de bosques en el paisaje tropical y la conservación de las aves migratorias*. *Migratory Bird Conservation Policy Paper No. 1*. Smithsonian Migratory Bird Center, National Zoological Park, Washington DC USA.
- Schelhas, J. y R. Greenberg, editores. 1996. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Covelo CA, USA.
- Schofield, E. K. 1989. Effects of introduced plants and animals on island vegetation: examples from the Galápagos Archipelago. *Conservation Biology* 3: 227-239.
- Schwartz, M. W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83-108.
- Severinghaus, W. D. 1981. Guild theory development as a mechanism for assessing environmental impact. *Environmental Management* 5: 187-190.
- Shmida, A. y M. V. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- Siegel, S. y N. J. Castellan. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2^{da} edición. McGraw-Hill, New York, NY USA.
- _____. 1995. *Estadística no paramétrica: aplicada a las ciencias de la conducta*. Editorial Trillas, México D.F. México.

- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Simberloff, D., D. C. Schmitz y T. C. Brown. 1997. *Strangers in paradise: impact and management of nonindigenous species in Florida*. Island Press, Covelo, CA USA.
- Simberloff, D., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Simonetti, J. A. 1988. The carnivorous predatory guild of central Chile: a human-induced community trait? *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 23-25.
- Smith, S. M. 1995. Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics? *Ecology* 76: 1997-1998.
- Sobel, D. 1995. Beyond ecophobia: reclaiming the heart in nature education. *Orion* (autumn): 11-17.
- Sokal, R. R. y C. A. Braumann. 1980. Significance tests for coefficients of variation and variability profiles. *Systematic Zoology* 29: 50-66.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3^{ra} edición. W. H. Freeman, San Francisco, CA USA.
- Soulé, M. 1990. The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4: 233-240.
- Soulé, M. E. y G. Lease, editores. 1995. *Reinventing nature?* Island Press, Covelo, CA USA.
- Southgate, D. y H. L. Clark. 1993. Can conservation projects save biodiversity in South America? *Ambio* 22: 163-166.
- Southwood, T. R. E. 1978. *Ecological methods*. 2^{da} edición. Chapman and Hall, London, UK.
- Sparrow, H. R., T. D. Sisk, P. R. Ehrlich y D. D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies. *Conservation Biology* 8: 388-397.
- Spellerberg, I. F. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Steel, R. G. D. y J. H. Torrie. 1960. *Principles and procedures of statistics, with special reference to the biological sciences*. 1^{ra} edición. McGraw-Hill, New York, NY USA.
- _____. 1980. *Principles and procedures of statistics: a biometrical approach*. 2^{da} edición. McGraw-Hill, New York, NY USA.
- _____. 1988. *Bioestadística: principios y procedimientos*. 2^{da} edición. McGraw-Hill, Bogotá, Colombia.
- Steidl, R. J., H. P. Hayes y E. Schaubert. 1997. Statistical power analysis in wildlife research. *Journal of Wildlife Management* 61: 270-279.
- Steinberg, M. K. 1998. Neotropical kitchen gardens as a potential research landscape for conservation biologists. *Conservation Biology* 12: 1150-1152.
- Stewart-Oaten, A. 1995. Rules and judgments in statistics: three examples. *Ecology* 76: 2001-2009.
- Stork, N. E., T. J. B. Boyle, V. Dale, H. Eeley, B. Finegan, M. Lawes, N. Manokaran, R. Prabhu y J. Soberón. 1997. *Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: conservation of biodiversity*. Working Paper No. 17. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Strayer, D. L. 1999. Statistical power of presence-absence data to detect population declines. *Conservation Biology* 13: 1034-1038.
- Struhsaker, T. T. 1997. *Ecology of an African rain forest: logging in Kibale and the conflict between conservation and exploitation*. University Press of Florida, Gainesville, FL USA.

- Sutherland, W. J., editor. 1996. *Ecological census techniques*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Taylor, B. L. y T. Gerrodette. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology* 7: 489-500.
- Temple, S. A. 1990. The nasty necessity: eradicating exotics. *Conservation Biology* 4: 113-115.
- Terborgh, J. 1999. *Requiem for nature*. Island Press, Covelo, CA USA.
- Thiollay, J.-M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128-137.
- _____. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- _____. 1995. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology* 9: 335-353.
- Turner, I. M. y R. T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- Tyser, R. W. y C. A. Worley. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology* 6: 253-262.
- Uhl, C. 1998. Perspectives on wildfire in the humid tropics. *Conservation Biology* 12: 942-943.
- Uhl, C., P. Barreto, A. Veríssimo, E. Vidal, P. Amaral, A. C. Barros, C. Souza Jr., J. Johns y J. Gerwing. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *BioScience* 47: 160-168.
- Umbanhower, C. E. Jr. 1994. Letter. *Bulletin of the Ecological Society of America* 74: 362-363.
- Underwood, A. J. 1990. Experiments in ecology: their logics, functions and interpretations. *Australian Journal of Ecology* 15: 365-389.
- _____. 1995. Ecological research and (research into) environmental management. *Ecological Applications* 5: 232-247.
- _____. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- van Shaik, C., J. W. Terborgh y S. J. Wright. 1993. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 353-378.
- Veblen, T. T., M. Mermoz, C. Martín y T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6: 71-83.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management* 8: 1-14.
- Vitousek, P. M. 1992. Global environmental change: an introduction. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 1-14.
- Vuilleumier, F. y M. Monasterio, editores. 1986. *High altitude tropical biogeography*. Oxford University Press, New York, NY USA.
- Wade, P. R. 2000. Bayesian methods in conservation biology. *Conservation Biology* 14: 1308-1316.
- Walker, L. R., N. V. L. Brokaw, D. J. Lodge y R. B. Waide, editores. 1991. Ecosystem, plant y animal responses to hurricanes in the Caribbean. *Biotropica* 23 (número especial): 313-521.
- Wallace, J. B., J. W. Grubaugh y M. R. Whiles. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140-151.
- Wallin, T. R. y C. P. Harden. 1996. Estimating trail-related soil erosion in the humid tropics: Jatun Sacha, Ecuador y La Selva, Costa Rica. *Ambio* 25: 517-522.
- Wells, M. P. y K. E. Brandon. 1993. The principles and practice of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. *Ambio* 22: 157-162.

- Wessman, C. A. 1992. Spatial scales and global change: bridging the gap from plots to GCM grid cells. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 175-200.
- Western, D. y W. Henry, editores. 1994. *Natural connections: perspectives in community-based conservation*. Oxford University Press, New York, NY USA.
- Whitmore, T. C. y G. T. Prance. 1987. *Biogeography and Quaternary history in tropical America*. Oxford University Press, New York, NY USA.
- Wiener, J. G. y M. H. Smith. 1972. Relative efficiencies of four small mammal traps. *Journal of Mammalogy* 53: 868-872.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J. A. y K. R. Parker. 1995. Analyzing the effects of accidental environmental impacts: approaches and assumptions. *Ecological Applications* 5: 1069-1083.
- Wilkinson, L., G. Blank y C. Gruber. 1996. *Desktop data analysis with SYSTAT*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ USA.
- Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran y M. S. Foster, editores. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. USA.
- Woodman, N., R. M. Timm, N. A. Slade y T. J. Doonan. 1996. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. *Journal of Mammalogy* 77: 274-281.
- Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno y R. Ibáñez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227-239.
- Yoccoz, N. G. 1991. Use, overuse and misuse of significance tests in evolutionary biology and ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 72: 106-111.
- Young, K. R. 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. *Conservation Biology* 8: 972-976.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4ta edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ USA.

Notas

Capítulo 1

1. Hay unas definiciones similares en Mangel (1996), Meffe y Carroll (1997), Schwartz (1999), Poiani et al. (2000) y Primack et al. (2001).
2. Los capítulos 11-14 de Meffe y Carroll (1997), y especialmente la sección titulada "Cuatro principios básicos del buen manejo" en las páginas 352-359, presentan una excelente y detallada definición de manejo y conservación con estudios de caso.
3. Usted encontrará perspectivas similares en Murphy (1990), Alpert (1995), Heintz (1995), Underwood (1995) y Castillo y Toledo (2000) entre otros.

Capítulo 2

1. El método científico formal como se presenta en la figura 2.1, de forma que distingue claramente las hipótesis científicas de las estadísticas, se parece a la presentación que hacen Fretwell (1972), Underwood (1990) y Peters (1991), pero no a la de Underwood (1997).
2. Esta pregunta de la vida real fue propuesta durante un taller en la región de Izozog del Gran Chaco de Bolivia, por los parabiólogos Alejandro Arambiza y Jorge Segundo, el vigilante de cacería Odón Justiniano y el guardaparque Pedro Lizárraga.
3. Ésta es la esencia del "manejo adaptativo" (Holling 1978) ubicada dentro del contexto de la indagación científica. Tal manejo adaptativo, que involucra a profesionales y miembros de la comunidad, es el tema central del importante libro de Margoluis y Salafsky (1998). Castillo y Toledo (2000) luego extendieron su uso a la agroecología.
4. Kremen, Merenlender y Murphy (1994) y Frumhoff (1996) presentan una excelente introducción a la filosofía del monitoreo. Margoluis y Salafsky (1998) proveen el contexto social para montar proyectos de monitoreo. Note que el monitoreo por sí solo no constituye una indagación científica aplicada completa, a menos que cumpla ciertos criterios (vea el capítulo 4).

Capítulo 3

1. En Latinoamérica y otras partes, la construcción de carreteras puede ser tal vez la mayor amenaza para la integridad de las áreas protegidas y aun de la ligeramente alterada matriz externa. Terborgh (1999) presenta una imagen especialmente deprimente. Sin embargo, ¿cuántas investigaciones científicas se han enfocado realmente en los efectos de las carreteras o en las consecuencias de las formas alternativas de construcción y mantenimiento de carreteras? Muchas más en Norteamérica que en Latinoamérica (aunque vea a Young 1994). Consulte la revisión de Forman y Alexander (1998), así como la "Sección Especial" en *Conservation Biology* 14(1) que empieza con Hourdequin (2000).

Capítulo 4

1. Hay numerosos trabajos que tratan ésta y otras inquietudes sobre los efectos de la tala selectiva, y en general el manejo de bosques naturales, sobre la conservación. Algunos resúmenes y revisiones recientes incluyen: Frumhoff (1995), Hartshorn (1995), Khan et al. (1995), Crome, Thomas y Moore (1996), Laurance (1997), Rice, Gullerson y Reid (1997), Uhl et al. (1997), Bawa y Seidler (1998), Chapman et al. (2000), Putz et al. (2000) y Fimbel, Grajal y Robinson (2001). El tema es altamente controversial, con proponentes que sugieren que el manejo del bosque natural es el único mecanismo viable para conservar el bosque fuera de las áreas protegidas ("úselo o piérdalo") por un lado, y con críticos que sugieren que la biota en los bosques manejados se perderá en una espiral de degradación ("úselo y piérdalo") por el otro lado. La filosofía del "úselo o piérdalo" puede ser la estrategia más práctica para evitar una degradación del bosque completa y rápida. Por otro lado, dos libros recientes escritos por eminentes ecólogos de campo presentan un argumento convincente, aunque descorazonador, del "úselo y piérdalo": Struhsaker (1997) y Terborgh (1999). A primera vista, esta pregunta puede que no parezca cumplir el criterio de "comparabilidad". Sin embargo, en la pregunta está implícita la comparación entre "sin tala" y "con tala". De hecho, cualquier pregunta de la forma "¿cuál es el efecto de X?" automáticamente implica la frase "si se compara con la ausencia de X" y, por lo tanto, requiere que el diseño de la indagación incluya un *control*, o una situación en la que X no existe. Entre los ejemplos se incluyen los estudios de impacto ambiental y un vasto número de preguntas importantes de conservación. Aunque el diseño detallado de un estudio de impacto ambiental está por fuera del tema de este capítulo, éstos deben seguir las consideraciones generales presentadas aquí. Las siguientes referencias, entre otras, aportan perspectivas adicionales sobre el diseño de indagaciones para medir los impactos ambientales: Manly (1992), Osenberg et al. (1994) y Wiens y Parker (1995).
2. En lugar de la tala selectiva, el ejemplo en este capítulo podría haber involucrado cualesquiera de los muchos otros temas críticos para la conservación de la biodiversidad y del manejo de áreas protegidas en Latinoamérica – o para la ecología básica de campo. Algunos ejemplos son: los efectos del fuego y de estrategias alternativas de manejo del fuego (p.ej.: el juego de artículos encabezado por el de Uhl 1998); los efectos de las carreteras (vea la nota 1, capítulo 3); los efectos de la cacería sobre las poblaciones de animales silvestres (p.ej.: Robinson y Bennet 1999); los efectos de los senderos para visitantes y cómo diseñarlos de la mejor forma; o los efectos de la extracción de plantas medicinales y otros productos no maderables. Hay otros temas en Meffe y Carroll (1997) y en Primack et al. (2001).
3. Hay otros libros sobre el diseño de estudios que pueden ser muy útiles, aunque enfatizan los detalles de la teoría estadística más que las realidades de campo. Éstos incluyen Mead (1988) y

Manly (1992). La terminología y el énfasis conceptual de estos dos libros difieren de los que se usan aquí. Cook y Campbell (1979) también usan otra terminología – de las ciencias sociales y la filosofía de la ciencia – pero tratan muchos diseños apropiados para nuestros propios estudios de campo. Yo recomiendo a Hurlbert (1984) como el mejor punto de partida, si desea adentrarse en el diseño más allá de esta introducción.

4. De nuevo, distintos autores usan distintos términos. Yo usaré, de manera intercambiable, los términos experimento, estudio experimental y estudio manipulativo para describir situaciones en las que usted (el investigador) tiene control sobre los eventos. En contraste, un estudio no experimental, no manipulativo o de observación es uno en el cual los eventos que han experimentado las unidades de interés están fuera de su control, o han ocurrido antes de que usted aparezca en escena. Si desea ponerse técnico al respecto, Eberhardt y Thomas (1991) presentan una clasificación exhaustiva de los estudios y discuten los tipos de conclusiones que se pueden sacar de cada uno.
5. Por ejemplo, con un diseño similar al I6, usted podría hacer una pregunta compleja con respecto a las diferencias entre las parcelas TS y las áreas ST, las diferencias entre las estaciones y la posibilidad de que los dos contrastes no sean independientes uno del otro – esto es, que la naturaleza de las diferencias entre los sitios TS y ST cambie con la estación (vea también la nota 7 abajo). Aquí “estación” podría ser el segundo factor de diseño con dos niveles (estación húmeda y estación seca). El análisis de datos podría ser un poco difícil, dependiendo de los detalles particulares del diseño y está fuera del alcance de este libro.
6. Técnicamente, un solo modelo estadístico, el Modelo Lineal General, es la base de los análisis de varianza usados en estudios con niveles categóricos del factor de diseño, y de las distintas técnicas de regresión usadas para analizar estudios con niveles continuos. Por supuesto que los estadísticos profesionales siempre han sabido esto, pero los textos clásicos de estadística escritos para biólogos básicos o aplicados, han presentado las dos aproximaciones separadamente. Solamente con la llegada de poderosas computadoras y programas de estadística versátiles, es que esta relación nos ha sido martillada. Sin embargo, el uso práctico de las dos aproximaciones y la interpretación biológica que se le dé a los resultados, siguen siendo fundamentalmente distintos.
7. Los textos presentados en la nota 3, y los textos estadísticos listados en la nota I del capítulo 5, dan detalles completos de los diseños de bloques. Dutilleul (1993) discute las ventajas que tienen los diseños de bloques sobre los aleatorios en los estudios de campo, mientras que Newman, Bergelson y Graffen (1997) presentan algunos detalles cruciales del análisis estadístico – léase ambos artículos si alguna vez considera el diseño de un estudio en bloques. Dese cuenta que algunos, pero no todos, los diseños de bloques le dan tres tipos de información crucial: (a) si el factor de diseño por sí solo afecta los valores de la variable de respuesta, o el “efecto del tratamiento”; (b) si el conjunto de factores alineados que varía entre los bloques tiene efectos direccionales sobre los valores de la variable de respuesta, o el “efecto de bloque” y (c) si el efecto relativo del factor de diseño varía de un bloque a otro, o la “interacción bloque x tratamiento”. Por ejemplo, digamos que, sin que usted lo sepa, los sitios de bosque nublado TS (figura 4.2) tienen menos especies de mamíferos pequeños que los sitios cercanos ST, mientras que en el bosque seco tropical pasa lo contrario. Tal información puede ser crucial para elegir pautas de manejo. Sin embargo, en el diseño II (figura 4.3) esa diferencia entre sitios ST y TS, dependiente del tipo de bosque, causaría una mayor variación en los datos que tomó del juego combinado de todos los sitios repetidos ST y del juego combinado de todos los sitios repetidos TS, respectivamente. Usted no va a poder discernir ningún patrón con todo ese ruido, y probablemente no podría concluir nada. Sin embargo, una versión ampliada del diseño I2

- (figura 4.3) con 24 unidades de respuesta – seis bloques de dos unidades de respuesta ST y dos TS cada uno – revelaría la interacción bloque x tratamiento así como el efecto del tratamiento solo y el efecto del bloque solo.
8. Puede encontrar excelentes discusiones sobre las consecuencias de seleccionar distintos tamaños de parcelas en Greig-Smith (1983), Ludwig y Reynolds (1988) y Krebs (1989). Sin embargo, Sutherland (1996) presenta unas discusiones concisas.
 9. Southwood (1978), Ludwig y Reynolds (1988), Krebs (1989) y Sutherland (1996) discuten cómo seleccionar las unidades de evaluación para animales.
 10. Wiener y Smith (1972), Krebs (1989) y Woodman et al. (1996) discuten el hecho de que las trampas para capturar vivos los mamíferos pequeños no siempre son muy buenas para muestrear una población objetivo.
 11. Éstos incluyen específicamente los textos listados en las notas anteriores. Hay muchos otros libros sobre el muestreo de plantas o grupos particulares de animales y muchos de ellos son excelentes. Entre los más recientes hay tres manuales producidos por Smithsonian Institution, Heyer et al. (1994) para anfibios, Wilson et al. (1996) para mamíferos y Agosti et al. (2000) para hormigas.
 12. Manly (1992) presenta una profunda discusión de la asignación óptima del esfuerzo para repetir unidades de respuesta en lugar de unidades de evaluación múltiples (submuestras), al igual que los textos de estadística citados en el capítulo 5, nota 1.
 13. Consulte Hargrove y Pickering (1992). Algunos de los más importantes estudios de campo en ecología, tanto básica como aplicada, han involucrado sólo una unidad de respuesta por nivel del factor de diseño, pero sin embargo las interpretaciones han sido bien justificadas. Por ejemplo, el experimento más famoso que se haya hecho sobre los efectos de la deforestación (Likens et al. 1977) en esencia incluyó solamente una unidad de respuesta del control (un bosque razonablemente intacto que ocupaba una cuenca), y una unidad de respuesta del tratamiento experimental (otra cuenca que fue completamente deforestada). Sin embargo, hay muy poca duda de que la deforestación haya sido la culpable de los tremendos contrastes en función del ecosistema entre los dos sitios que se examinaron.
 14. Tres artículos claves (Noss 1990; Kremen, Merenlender y Murphy 1994; Frumhoff 1996) también se lamentan por la falta de definiciones consistentes y diseños rigurosos en el monitoreo para propósitos de conservación. Los trabajos recientes que enfatizan el monitoreo, tales como Margoluis y Salafsky (1998) y Poiani et al. (2000) presentan contextos sociales y biológicos claros para monitorear, pero no evalúan las definiciones alternativas ni los diseños para estudios de monitoreo.

Capítulo 5

1. Los biólogos de campo y los profesionales de la conservación tienden a usar tres textos en particular: Steely Torrie (1980, 1988), Sokal y Rohlf (1995) y Zar (1999). Le recomiendo que no use la traducción al español de la edición anterior de Sokal y Rohlf – hay muchos errores. Además hay otro texto traducido al español, dirigido a otro público pero muy completo, exacto y claro (Berenson y Levine 1996). Cada texto tiene sus fortalezas, y a menudo nos vemos pasando de uno a otro. Si sólo puede obtener uno de ellos (y no le molesta la lectura en inglés), consiga a Zar. Note que el libro de Sokal y Rohlf no tiene tablas estadísticas. Usted debe conseguirlos por separado (Rohlf y Sokal 1995). Si quiere una introducción maravillosa e irreverente a la estadística clásica léase a Gonick y Smith (1999). Una vez usted crea que sabe lo que está haciendo, pero antes de hacer su primer análisis estadístico, lea el artículo de Johnson (1999).

2. Los paquetes de estadística para computadora personal aparecen tan frecuentemente, que dudo en precisar alguno aquí. Use el que tenga a la mano, el que le guste, o el que le guste a un amigo que esté dispuesto a enseñarle a usarlo. La sección "herramientas tecnológicas" del *Bulletin of the Ecological Society of America* es una gran fuente de evaluaciones actualizadas. También se presenta una lista muy útil en la página iv de Conover (1999). Como lo enfatiza este capítulo, sin embargo ¡TENGA CUIDADO! Los paquetes estadísticos de las computadoras no son más que herramientas sofisticadas, sensibles y potencialmente peligrosas que son demasiado fáciles de usar, de usar mal y de abusar. ¿Le daría usted una motosierra encendida a un(a) pre-adolescente que no la sabe manejar? Desdichadamente, los estadísticos han hecho justo eso con los ecólogos y los biólogos de la conservación, a través de cursos, libros y paquetes de computadora. Si no sabe exactamente qué es lo que la computadora está haciendo con sus datos, si no sabe qué es lo que significan realmente los números generados, si no reconoce los supuestos y sesgos de la técnica estadística usada o aquéllos de la inferencia estadística en general, *ni siquiera piense en usar un paquete para computadora*. Si se pueden hacer los cálculos con una simple calculadora, hágalo y vea qué sucede en cada paso. Si su análisis es muy complejo para una calculadora manual, siempre es posible que su pregunta y su diseño también sean demasiado complejos.
3. *La inferencia estadística paramétrica* es el término técnicamente correcto, pero la mayoría de los autores (incluyendo los de los textos más importantes) dicen *estadística paramétrica*.
4. En este ejemplo imaginario, la distribución de las longitudes de los caimanes adultos no se desvía mucho de los valores teóricos de la "distribución normal" sobre la que se basan estos procedimientos. Los tamaños de los individuos en las poblaciones reales, y muchas otras variables de respuesta en indagaciones de campo, por lo general se desvían mucho más de la distribución normal. Sin embargo, si se transforma cada observación con su logaritmo, los valores transformados (logarítmicos), por lo general, se ajustan mucho más a la distribución normal que los datos crudos. Por lo tanto, Meade (1988) y algunos biólogos de campo recomiendan transformar en logaritmos los datos crudos para cualquier variable de respuesta biológica o ecológica, incluyendo, pero ciertamente no restringiéndose, al tamaño y peso de los animales. Sin embargo, los estadísticos de las muestras que se calculan para los datos transformados son difíciles de interpretar. En consecuencia, otros biólogos y estadísticos urgen precaución, al igual que yo: *transforme sólo si es necesario, no automáticamente*. Consulte a Krebs (1989) para ver una discusión práctica y clara sobre las formas de transformar los datos de campo y la necesidad de hacerlo.
5. Para estos ejercicios, se seleccionaron aleatoriamente los caimanes de la lista en la tabla 5.1, con la función generadora de números aleatorios de mi calculadora. Una de las reglas del muestreo aleatorio es que *cada observación* (en este caso cada caimán muestreado y su longitud) *deben ser independientes de las observaciones que le anteceden y suceden*. La Dra. Navideña (y nosotros) debemos muestrear *con remplazo*, esto es, debemos devolver cada caimán al lago después de medirlo, de manera que tenga la misma probabilidad que cualquier otro caimán de ser capturado y medido de nuevo. Si, en su lugar, la Dra. Navideña marca cada caimán antes de liberarlo y se asegura de que no lo vuelve a medir, ella estaría haciendo un muestreo *sin remplazo*. Cuando la población estadística de interés no es varios órdenes de magnitud más grande que el tamaño de muestra n , como en este caso, el muestreo sin reemplazo sesgaría todos los procedimientos estadísticos que siguen, a menos que usara cálculos especiales desarrollados para tales casos. Cuando la población estadística de interés es considerablemente más grande que el tamaño de muestra n , entonces no importa si muestrea con o sin reemplazo – en aquel caso de todas maneras

¡hay muy pocas probabilidades de encontrarse con la misma entidad o individuo dos veces! En resumen, si es posible, *siempre muestree con remplazo*. Si no puede, entonces tome sus cálculos estadísticos con un poco de escepticismo.

6. Técnicamente es incorrecto expresar los límites de confianza como “el verdadero valor del parámetro que estamos estimando tiene un XX % de probabilidad de caer entre A y B”. Esta definición, así de sencilla, pertenece a otro tipo distinto de estadística, la estadística bayesiana (que se discute más tarde en el capítulo 5). En la estadística “clásica” que estamos acostumbrados a usar, y parafraseando a Crome (1997) y otros, la definición completa de los límites de confianza sería así:

– Si la Dra. Navideña sacara un número infinito de muestras del lago, cada una de n caimanes, y calculara los límites de confianza del 95%, entonces el 95% de esos intervalos calculados incluirían a μ . Nosotros aproximamos este procedimiento estimando el intervalo de confianza con base en una sola muestra, lo cual nos da el intervalo entre 2.0 m y 3.2 m inclusive. En realidad, el verdadero valor de μ o bien cae o no cae en ese intervalo, no hay una “probabilidad” asociada. Sin embargo, debido a que esta técnica usualmente da la respuesta correcta (aproximadamente el 95% de las veces en este caso), la Dra. Navideña decide creer que el verdadero valor cae entre 2.0 m y 3.2 m.

¡Uff! Ahora se da cuenta por qué necesitamos una definición de trabajo más sencilla.

7. Consulte los textos mencionados en la nota I arriba, especialmente Sokal y Rohlf (1995) y Zar (1999). Para calcular el error estándar del \bar{X} de la población, consulte Sokal y Braumann (1980). Los cálculos para los distintos parámetros difieren bastante entre sí. Tenga cuidado.
8. Entre los trabajos recientes e importantes que discuten esta inquietud están los siguientes: Noss (1991), Mapstone (1995), Crome (1997) y Steidl, Hayes y Schaubert (1997).
9. Esta relación es un ejemplo del análisis de potencia *a priori*, que es el otro lado de la moneda de estimar el mínimo n que se necesita para alcanzar un determinado α y β , con respecto a una diferencia δ desconocida. Cuando se hace un análisis de potencia *a priori*, usted pregunta, “¿cuál será el β (o la potencia $1 - \beta$) que alcanzaré con un determinado tamaño de muestra n , un α_{rech} , y una diferencia biológicamente significativa de δ ?” Es muy tentador también hacer un análisis de potencia *a posteriori* con datos que ya se han tomado para contestar la pregunta, “¿cuál fue mi probabilidad de haber detectado una diferencia δ determinada con estos datos?” o “¿cuál es la mínima diferencia δ que hubiera podido detectar con estos datos?”. Existe un número de razones esotéricas por las cuales un análisis de potencia *a posteriori* está plagado de peligros (Steidl, Nays y Schnauber 1997; Gerard, Smith y Weerakkody 1998), por no decir que está plagado de matemáticas complicadísimas. Ni lo piense.
10. Si aplica el método del apéndice B a un juego de datos preliminares, y encuentra que va a ser imposible alcanzar la potencia deseada para evaluar su variable de respuesta y tomar decisiones razonables, no se desaliente (todavía). A veces uno puede reconsiderar la forma en la que va a expresar la variable de respuesta para la indagación verdadera, y ser capaz de alcanzar la potencia deseada con un tamaño de muestra razonable. Por ejemplo, el número de lombrices de tierra por unidad de volumen de suelo (capítulo 8) por lo general varía muchísimo. Alcanzar una potencia estadística razonable para revelar cambios biológicamente significativos en la abundancia de

lombrices, requiere un tamaño de muestra y un número de palas astronómicamente grandes. Biológicamente hablando, sin embargo, sí tiene algún sentido transformar los valores crudos de los números de lombrices en sus logaritmos y preocuparse por una diferencia δ entre los logaritmos de los números de los distintos niveles del factor de diseño, en lugar de una diferencia δ entre los valores crudos (vea también la nota 4 arriba). Igualmente, en un estudio preliminar, el número absoluto de plántulas de una especie exótica podría variar de manera extrema entre cuadrículas (la unidad de evaluación). Usted descubre que es imposible alcanzar la potencia deseada para evaluar el efecto de prácticas adyacentes de uso de la tierra sobre la invasión de su reserva por estas plantas exóticas, si usa esta variable de respuesta. En lugar de usar el número absoluto, trate de expresar la variable de respuesta como la proporción de especies exóticas entre todas las plántulas, o sea, [exóticas / (exóticas + nativas)]. Use estos valores en el procedimiento del apéndice B, y casi seguramente encontrará que puede alcanzar una potencia estadísticamente adecuada con un tamaño de muestra razonable. Si es así, use ésta como la variable de respuesta en la indagación completa.

11. Además de los trabajos listados en la nota 8 arriba y las referencias técnicas listadas al final del apéndice B, consulte a Gerrodette (1987), Peterman (1990), Taylor y Gerrodette (1993), Johnson (1999) y Strayer (1999). También vea la ilustradora discusión que se inició con Reed y Blaustein (1995) y continuó con una oleada de respuestas en *Conservation Biology* 11(1): 273-282 (1997).
12. El texto de estadística no paramétrica más ampliamente usado por los biólogos de campo, especialmente en Latinoamérica, es Siegel y Castellan (1988, 1995). No se deje espantar por el título. Aunque todos los ejemplos están enfocados en las ciencias sociales, una ojeada rápida le va a mostrar que perfectamente podrían haber salido de sus propias indagaciones. Hay errores conceptuales frecuentes en este libro. Un ejemplo es hablar de "aceptar la H_0 ", lo que *nunca* se debe hacer, ¿verdad? Otro problema grave es la amplia promoción que le hace a las pruebas estadísticas de una cola. Use las tablas con extremo cuidado. Sin embargo, el texto en general es tremendamente útil. Otros textos excelentes sobre estadística no paramétrica son Conover (1999) y Daniel (1990). Zar (1999) incluye muchas de las pruebas no paramétricas más útiles con sus equivalentes paramétricos. También vea a Potvin y Roff (1993) y algunas respuestas críticas: Stewart-Oaten (1995), Smith (1995) y Johnson (1995).
13. Técnicamente las matemáticas en que se basan las pruebas de chi-cuadrado involucran parámetros, pero en el procedimiento usted trabaja con datos nominales directamente, por eso la mayoría de los textos las incluyen entre las pruebas verdaderamente no paramétricas.
14. Los investigadores de campo frecuentemente aplican bien sea la prueba de correlación de rangos de Spearman o su análogo paramétrico mejor conocido, la correlación simple de Pearson ("Pearson product-moment correlation"), para una clase distinta de diseños que también tienen dos observaciones por unidad de respuesta. En los estudios con niveles continuos del factor de diseño y una variable de respuesta, el investigador registra el valor único del factor de diseño y el valor correspondiente de la variable de respuesta. *Jamás aplique una prueba de correlación a tales tipos de datos* (justamente por haber hecho esto, tengo todo el derecho de decirlo.) Las pruebas de correlación se aplican únicamente para diseños con dos o más (en casos más complejos) variables de respuesta, en las cuales las mismas unidades de respuesta constituyen el factor de diseño. En términos estadísticos, aquí no hay una variable independiente obvia, y no hay una implicación de que un cambio en una medida ocasione los cambios en la otra. Por ejemplo, una pregunta válida podría ser, "entre todas las naciones del mundo, ¿hay una correlación entre la

frecuencia de terremotos que experimenta el país y la cantidad de salsa picante que consumen anualmente los habitantes?” ¿Cuál es el factor de diseño? Las naciones del mundo. ¿Cuáles son las dos variables de respuesta? La frecuencia de terremotos y el consumo per cápita de salsa picante. ¿Diría usted que una de estas dos es una variable independiente que probablemente cause cambios en la otra, que sería la variable dependiente? Le dejo a usted el desafío de contestar esto. ¿Cuál es el análisis apropiado? Una prueba de correlación, bien sea la de Spearman (preferiblemente) o la de Pearson. En contraste, para las preguntas que tienen que ver con la intensidad de la tala selectiva y la diversidad y abundancia de los mamíferos pequeños, las aves del bosque, o las ranas del sotobosque, la intensidad de la tala selectiva es el factor de diseño, las intensidades de tala particulares experimentadas por cada unidad de respuesta son los niveles, y las medidas de diversidad y abundancia son las variables de respuesta. El análisis apropiado es una regresión. Jamás una correlación. La aproximación paramétrica más simple es una *regresión lineal*. Muchos investigadores desconocen que hay también una técnica de regresión no paramétrica, la cual encontrará en el texto de Conover (1999).

15. Sokal y Rohlf (1995) discuten brevemente los análisis log-lineales. Agresti (1990) es una fuente bastante más completa pero es bastante pesada para quienes no son profesionales en estadística. La presentación más clara y práctica de los análisis log-lineales que me he encontrado está en Wilkinson, Blank y Gruber (1996); a pesar del título, no requiere que use el paquete estadístico de SYSTAT.
16. Entre el gran número de textos de estadística multivariable para los científicos de la conservación y ecólogos básicos se incluyen Gauch (1982), Pielou (1984), Manly (1986), Digby y Kempton (1987) y Jongman, ter Braak y van Tongeren (1995). Este último puede ser el más útil de todos. Sin embargo, no pase por alto a James y McCullough (1990). Estos dos autores desarrollaron algunas de las técnicas multivariadas que se usan ampliamente hoy en día, y sus llamados a la prudencia (especialmente el último párrafo) deben ser atendidos.
17. Las fuentes incluyen a Manly (1991, 1992), Crowley (1992) y Gotelli y Graves (1996). Muchos de estos tratan exclusivamente con ecología básica y biología evolutiva, pero estas aproximaciones se pueden aplicar fácilmente a otros campos.
18. Vea a Fernández-Duque y Valeggia (1994), Arnqvist y Wooster (1995), Gurevitch y Hedges (1999) y Osenberg et al. (1999).
19. Wade (2000), quien toca directamente el tema de la utilidad de las aproximaciones bayesianas a la biología de la conservación, ofrece un buen punto de partida. Luego léase el juego de artículos editados por Dixon y Ellison (1996). Varios de ellos se refieren a los textos más amplios sobre el tema. Estos artículos también incluyen por lo menos uno que abiertamente critica el “afán de bayesear” las indagaciones ecológicas y las relacionadas con la conservación y señala varias ventajas de la estadística clásica sobre la bayesiana. Otros artículos claves de Crome (1997) y Johnson (1999) explican brevemente la lógica de la estadística bayesiana. Consulte también a Reckhow (1990) y vea un ejemplo del uso de la inferencia estadística bayesiana en una investigación aplicada sobre sistemas marinos en Lagos y Castilla (1997).

Capítulo 6

1. Los trabajos de Graham (1986), Vuilleumier y Monasterio (1986), Whitmore y Prance (1987), Davies (1990), Foster, Schoonmaker y Pickett (1990) y Meffe y Carroll (1997: 261-268), entre otros, tratan sobre las migraciones independientes de poblaciones de plantas y animales en respuesta a

- cambios climáticos en el pasado, la mezcla de conjuntos de especies que ha ocurrido una y otra vez, y las implicaciones para las inquietudes de conservación presentes y futuras.
2. En la última década se ha visto una proliferación de artículos, libros y dólares gastados en investigación sobre el espectro espantoso del cambio climático. Entre las fuentes más directas, muchas de las cuales tocan el tema de las áreas protegidas a la luz del cambio climático, están Peters y Lovejoy (1992), Vitousek (1992), Kareiva, Kingsolver y Huey (1993), Bawa y Markham (1995), Meffe y Carroll (1997: 153-655-657) y Hughes (2000).
 3. Muchos trabajos advierten a los profesionales de la conservación que tengan en cuenta el cambio climático al diseñar y manejar las áreas protegidas. Éstos incluyen Graham (1988), Hunter, Jacobson y Webb (1988), Halpin (1997) y Meffe y Carroll (1997:333-335).
 4. A pesar de la abundante evidencia a favor de esta aseveración que se ha generado en el hemisferio occidental (para no mencionar el hemisferio oriental, que ha estado ocupado por humanos por mucho más tiempo), algunos ambientalistas eminentes han optado por ignorarla por temor de que los anti-ambientalistas la usen para justificar los niveles industriales de explotación de todos y cada uno de los paisajes. Este temor es particularmente común en Norteamérica. Vea, por ejemplo, los debates en Soulé y Lease (1995). No obstante, puesto que los “civilizados” que quieren explotar los recursos naturales de manera no sostenible ya usan un gran número de pretextos – o ninguno – para justificar sus políticas y actividades, es poco probable que ellos se rebajen a aprovecharse del pretexto de la profunda influencia de los pueblos precolombinos. En mi opinión, debemos ser honestos y transparentes en vez de cegarnos a la influencia del pasado. Hamburg y Sanford (1986), Maberley (1988), Denevan (1992), Gómez-Pompa y Kaus (1992), McNeely (1994) y García-Montiel (2002) presentan excelentes discusiones que enfatizan que no existen los paisajes prístinos.
 5. La evidencia que se está acumulando sobre esta propuesta la discuten Roberts (1989), Roosevelt (1989, 1991) y Gibbons (1990), entre otros.
 6. Vea a Maberley (1988, 1992) y Gómez-Pompa y Kaus (1992).
 7. Bucher (1987) y las referencias que éste contiene aluden al caso del Chaco. Para leer sobre otros casos en bosques secos tropicales y sub-tropicales consulte a Janzen y Martín (1982), Janzen (1986) y Simonetti (1988)
 8. Graber (1995) presenta una perspectiva particularmente interesante sobre este dilema. Yo no toco específicamente el tema de la restauración de hábitats o “restauración ecológica” en este libro porque para la mayoría de las áreas protegidas de Sudamérica el costo de la restauración sería prohibitivo. Sin embargo, en Centroamérica y las naciones del Caribe – y a nivel de comunidades locales que quieren mejorar el entorno inmediato – la restauración puede ser no sólo factible, sino también urgente. Si le interesa la filosofía de la restauración consulte a Janzen (1995), Hunter (1996), Meffe y Carroll (1997: 479-511), el foro editado por Parsons, Swetnam y Cristensen (1999) y Primack et al. (2001: capítulo 19).
 9. Si todavía no está al tanto del papel fundamental que juegan las perturbaciones en pequeña y mediana escala en los bosques tropicales y otros paisajes, vea a Pickett y White (1985), Denslow (1987), Platt y Strong (1989), Guariguata (1990) y Meffe y Carroll (1997: 243-245, 274-278, 309-310 y 316-320), entre otras fuentes.
 10. Debido a que el mito del “noble salvaje” afecta profundamente la filosofía y la política del manejo desde las escalas locales hasta las internacionales (vea el conjunto de artículos en *Conservation Biology* 14(5):1351-1374 [2000]), le recomiendo enfáticamente que lea a Redford (1990). También vea a Soulé y Lease (1995) y Redford y Mansour (1996).

11. Consulte a Meffe y Carroll (1997: 245-261) para ver un excelente resumen de las opiniones opuestas sobre el manejo de las especies exóticas. También vea a Coblenz (1990), Lugo (1990), Soulé (1990), Temple (1990), Hobbs y Huenneke (1992), Lodge (1993), Cronk y Fuller (1995), Bright (1998), Devine (1998) y Mack et al. (2000).
12. Vea a Schofield (1989), Powell y Gibbs (1995) y Mauchamp (1997).
13. Algunos artículos que discuten las distintas escalas de los colibríes incluyen a Feinsinger (1976), Feinsinger y Colwell (1978), Feinsinger et al. (1988) y Levey y Stiles (1992). Muy pocas de sus inquietudes de conservación, si acaso, van a incluir picaflores, pero estas aves ofrecen excelentes ejemplos de distintos puntos de vista sobre las escalas espaciales.
14. Vea a Shmida y Wilson (1985), Janzen (1986b) y Brown y Kodric-Brown (1977). Como nota interesante, estas tres aplicaciones distintas de la "noción de fuentes y sumideros" a las preguntas sobre biodiversidad, aparecieron antes de que se hiciera explícito el modelo mismo.
15. Aunque la definición de fuentes y sumideros que usan Novaro, Redford y Bodmer (2000) difiere un poco de la que se usa aquí, estos autores evalúan el papel de las áreas protegidas como "fuentes" para las especies de vertebrados que son cazados por fuera de la reserva, mientras que la presión de cacería crea condiciones de "sumideros". Powell et al. (1996) presentan un caso excepcionalmente claro de fuentes y sumideros dentro de una población del oso negro en Norteamérica.

Capítulo 7

1. El campo de la ecología del paisaje tiene sus raíces en la matriz seminatural (Brown, Curtin y Braithwaite 2001) que cubre la mayor parte de Europa y las islas británicas. El obvio mosaico de cultivos, pasturas, arboledas, setos y otros tipos distintos de hábitats en estos países, convenció a muchos ecólogos y administradores de la tierra que ningún hábitat o "comunidad ecológica" debería ser considerada independientemente de sus vecinos. Forman y Godron (1986) es un texto muy ameno que enfatiza la perspectiva europea. Forman (1997), aunque aún enfatiza la zona templada del norte y Australia casi exclusivamente, provee un tratamiento excelente y profundo. Muchos de los principios en ambos libros también se aplican a los paisajes latinoamericanos.
2. Ver especialmente los capítulos 9 y 10 de Meffe y Carroll (1997). Hay tres libros excelentes y recientes que tratan la fragmentación del hábitat en los paisajes tropicales: Schelhas y Greenberg (1996), Laurance y Bierregaard (1997) y Bierregaard et al. (2001).
3. Además de los recursos citados en la nota anterior, vea las siguientes revisiones: Saunders, Hobbs y Margules (1991), Malcolm (1994) y Murcia (1995).
4. Vea a Schelhas y Greenberg (1993, 1996) y Turner y Corlett (1996).
5. Algunos trabajos claves que enfatizan este punto incluyen a Forman (1997), Gascon et al. (1999), McIntyre y Hobbs (1999), Dale y Haeuber (2000), Dale et al. (2000), Poiani et al. (2000) y Brown, Curtin y Braithwaite (2001).

Capítulo 8

1. No le voy a definir *integridad ecológica*. ¿Qué cree que significa, con respecto a su propio paisaje? Poiani et al. (2000) la definen como "la habilidad de mantener especies y procesos componentes a lo largo de extensos períodos de tiempo". Karr (1996) define virtualmente el mismo concepto, *integridad biológica*, con más detalle como "la capacidad de soportar y mantener un sistema

biológico balanceado, integrado y adaptable que tenga la gama completa de elementos (genes, especies, conjuntos de especies) y procesos (mutación, demografía, interacciones bióticas, procesos de nutrientes y energía y procesos de metapoblaciones) que se esperan para el hábitat natural de una región". Vea también el ensayo de Karr en Meffe y Carroll (1997: 483-485). Claramente, para un paisaje en particular la integridad ecológica puede ser medida solamente en términos relativos, contra alguna línea base o control que representa el 100% de integridad ecológica bajo condiciones no perturbadas de ese ecosistema.

2. El término *indicadores ecológicos* debe ser diferenciado de otro que suena similar, los *indicadores de biodiversidad*. Los *indicadores de biodiversidad* son grupos de animales (rara vez de plantas) bien conocidos taxonómicamente, relativamente fáciles de evaluar y de amplia distribución geográfica. Su propósito es el de identificar "áreas de alta biodiversidad" ("hotspots") para la biota en general, otras concentraciones de diversidad de especies en muchos taxones u otros patrones geográficos amplios en diversidad de especies. Esto es, los ecólogos y otros profesionales de la conservación esperan que a través del paisaje, o de regiones geográficas, el número de especies en el grupo seleccionado como indicador de biodiversidad, se correlacione con el número de especies de muchos otros taxones que son menos fáciles de estudiar (Pearson 1994; McGeoch 1998; Ricketts et al. 1999). A veces esto puede ser ilusorio (Lawton et al. 1998). En cualquier caso, note la diferencia en uso entre los *indicadores de biodiversidad* por un lado, y las especies o grupos de especies *indicadores ecológicos* por otro. Es imperativo que usted distinga los dos conceptos tan distintos y lo que implican. Desafortunadamente, muchos autores y profesionales de la conservación no lo han hecho y esto ha dado lugar a confusión. Por ejemplo, a menudo las palabras *indicador* y *bioindicador* se usan sin definirlos y pueden referirse a cualquiera de los dos conceptos.
3. Entre los recursos claves que tratan el tema general de los indicadores ecológicos están Noss (1990), un ensayo por Noss en Meffe y Carroll (1997: 88-89) y Kremen et al. (1993). Usted encontrará listas exhaustivas de toda clase de variables indicadoras y de variables objetivo en Spellerberg (1991) y McKenzie, Hyatt y McDonald (1992). Para hacer el seguimiento a muchas de esas variables que presentan los dos libros anteriores necesitará tecnología avanzada, técnicos especializados y mucho dinero. Le sugiero que más bien se refiera a Stork et al. (1997) y Lindenmayer, Margules y Botkin (2000) aunque, aun en estos concienzudos trabajos, varios de los indicadores ecológicos que se sugieren están más allá de su alcance por razones prácticas y financieras.
4. Este esquema se basa en términos generales en el de Meffe y Carroll (1997: 69-70) así como en esquemas y dudas presentadas por Simberloff (1998), Caro y O'Doherty (1999), Schwartz (1999) y Poiani et al. (2000).
5. Power et al. sugieren que el concepto de especies piedranguulares es valioso en ecología básica. Sin embargo, el uso indiscriminado de la etiqueta "piedrangular" en la conservación y el manejo tiene sus riesgos (Mills, Soulé y Doak 1993). En contraposición a un artículo reciente (Simberloff 1998) que es altamente influyente en los círculos de manejo, creo que no se ha reconocido el uso excesivo de la etiqueta "piedrangular" y los riesgos imprevistos en que se incurre. Vea a Kotliar (2000) y también a Poiani et al. (2000).
6. Hay por lo menos cuatro referencias claves que presentan listas de criterios para los grupos o especies indicadores. Favila y Halffter (1997), Hilty y Merenlender (2000) y Caro y Doherty (1999) presentan esquemas generales excelentes. McGeoch (1998) ofrece una forma especialmente completa, rigurosa y objetiva de evaluar indicadores ecológicos potenciales.

7. Hace un tiempo Severinghaus (1981), Landres (1983) y Verner (1984) propusieron que el perfil de gremios de la avifauna podría servir como un indicador ecológico. Recientemente han surgido algunas dudas (p.ej.: Poiani et al. 2000; Milesi et al. 2003), pero el uso de los indicadores ecológicos basados en gremios – y no sólo gremios de aves – es alentador en las regiones tropicales y subtropicales (Stork et al. 1997).
8. Vea a Kremen (1992, 1994), Sparrow et al. (1994) y Stork et al. (1997).
9. Entre los muchos trabajos sobre los escarabajos coprófagos como grupo indicador u objetivo, vea a Klein (1989), Hanski y Cambefort (1991), Halffter, Favila y Halffter (1992), Halffter y Favila (1993), Favila y Halffter (1997) y Halffter y Arellano (2002). El manual de Celi y Dávalos (2001) es particularmente útil en una variedad de contextos, incluyendo las inquietudes generadas por las comunidades locales (capítulo 10, y vea el apéndice C).
10. Vea a Kremen et al. (1993), Didham et al. (1996) y Hilty y Merenlender (2000). Mattoni, Longcore y Novotny (2000) usaron una gran variedad de insectos como indicadores ecológicos del éxito de los esfuerzos de restauración. Algunos capítulos en Paoletti, ed. (1999) se refieren a los insectos como indicadores de la "sostenibilidad ecológica" de distintas prácticas agrícolas.
11. Si este párrafo no lo convence de que las lombrices pueden ser al mismo tiempo una excelente opción como grupo indicador de la integridad ecológica de los suelos, un grupo objetivo importante, y un grupo apreciado por la gente local, lea a Darwin (1881) y luego a Fragoso (1989, 1992), Fragoso et al. (1993), Hendrix (1995) o González, Zou y Borges (1996). Sánchez de León et al. (2003) mostraron una relación negativa entre la densidad total de lombrices y el grado de recuperación del bosque nativo, pero una relación positiva entre la recuperación y la diversidad de especies nativas.
12. La voluminosa literatura sobre invertebrados acuáticos, mucha de la cual también provee datos sobre la sensibilidad a la contaminación, incluye numerosos libros de importancia fundamental. Entre ellos están Hurlbert (1981), Merritt y Cummins (1984) y Roldán Pérez (1992, 1996). Merritt y Cummins se enfocan en los Estados Unidos y Canadá. Mucha de su información también es válida para Latinoamérica, donde cada grupo de profesionales de la conservación debería tener una copia de Roldán Pérez (1992) y referirse con frecuencia a ella. La guía de identificación de Fernández y Domínguez (2001) es obligatoria en Sudamérica, así como el manual de Carrera y Fierro (2001), el cual también es útil para las comunidades locales (capítulo 10 y apéndice C). [Advertencia: el índice EPT que se encuentra en Carrera y Fierro (2001) es distinto del descrito aquí y es muy sensible al tamaño de muestra de insectos. Debe corregirse antes de usarse en el campo.] Las revisiones en Rosenberg y Resh (1993) le convencerán de que los insectos bentónicos proveen una herramienta extraordinariamente poderosa para monitorear o investigar la integridad ecológica del ambiente acuático. Finalmente, los libros generales sobre técnicas ecológicas con frecuencia incluyen técnicas de muestreo para insectos bentónicos. Vea, por ejemplo, a Southwood (1978) y Sutherland (1996).
13. Cualquiera de los siguientes cuatro recursos presenta la filosofía y desarrollo práctico del Índice Bentónico de Integridad Biológica: Kerans y Karr (1994), Fore, Karr y Wisseman (1996) o Karr y Chu (1997, 1998). El apéndice C presenta una forma más directa para aprender sobre esta metodología. Figueroa et al. (2003) presentan – ¡en español! – un caso del desarrollo y uso de un índice análogo al EPT, el Índice Biótico de Familias, para indicar la calidad de las aguas en paisajes agrícolas y ganaderos del sur de Chile.
14. Las truchas de la zona templada del norte fueron introducidas a los ríos y las lagunas frías de

Centro y Sudamérica mucho antes de que alguien se preocupara de los efectos sobre la fauna nativa. En mi opinión, estos efectos potencialmente serios deberían generar muchas inquietudes de conservación e indagaciones subsiguientes. Los pocos estudios que se han realizado hasta ahora – por ejemplo, acerca de los efectos del salmón introducido a los ambientes acuáticos del sur de Chile – son causa de pesadillas, así como un estudio en Nueva Zelanda (Flecker y Townsend 1994).

15. Buchmann y Nabhan (1996) y Kearns, Inouye y Waser (1998) señalan que la interacción planta-polinizador es críticamente importante, tanto como objetivo o como indicador ecológico. Varios estudios (p.ej.: Aizen y Feinsinger 1994; Murcia 1996) se han enfocado en la interacción por sí sola, examinando las tasas de polinización y producción de fruto con respecto a la fragmentación del hábitat o a la distancia al límite entre el bosque y los campos agrícolas. Sin embargo, usted fácilmente podría invertir el argumento y explotar los niveles de polinización o de frutos producidos como indicadores de integridad ecológica en general. Dafni (1992) y Kearns y Inouye (1993) describen las técnicas para investigar casi cualquiera de las numerosas posibilidades que hay para variables de respuesta.

Capítulo 9

1. Hay cientos de textos y artículos en revistas que presentan técnicas para cuantificar la diversidad de especies. Aunque la filosofía y las recomendaciones varían algo de las aquí presentadas, Krebs (1989) presenta una revisión excepcionalmente clara. Magurran (1988) presenta un compendio de alternativas aún más completo. La filosofía de este último difiere bastante de la que se presenta aquí, y es probablemente más útil para preguntas sobre ecología básica y teórica. El manual en español de Moreno (2000) es especialmente relevante.
2. Si usted necesita comparar los números de especies S de muestras que difieren mucho en el esfuerzo de muestreo empleado o el número de individuos encontrados, puede usar las estimaciones producidas por cualquiera de varias técnicas de "rarefacción". Estas técnicas matemáticas dan una estimación de lo que sería S , si todas las muestras fueran del mismo tamaño y/o representaran el mismo esfuerzo. Una técnica presentada por Hurlbert (1971) emplea un índice de rarefacción. Krebs (1989) y Colwell y Coddington (1994) discuten con más detalle las técnicas de rarefacción.
3. Originalmente los ecólogos usaban las gráficas de abundancia relativa para comparar los patrones observados en la distribución de abundancias de las especies con aquéllos predichos por modelos matemáticos, tales como la distribución log-normal, las distribuciones de series geométricas o de series logarítmicas y del "modelo de la vara partida" ("broken stick"). Afortunadamente, muchos de estos modelos – excepto el de la distribución log-normal, el cual es siempre válido – y sus elaboradas explicaciones ecológicas, han sido descartados. Muchos ecólogos de campo y profesionales de la conservación están empezando a reconocer que estas gráficas empíricas son valiosas por sí solas.

Capítulo 10

1. Citado en Galeano (1984: p. 211). En la misma página usted encontrará otras citas de Simón Rodríguez (el mentor de Simón Bolívar), muy juiciosas y tan verdaderas hoy como un siglo y medio atrás, tales como ". . . la sabiduría de Europa y la prosperidad de los Estados Unidos son, en América [Latina], dos enemigos de la libertad de pensar. . ."

2. De acuerdo con la orientación del resto de este libro, el capítulo 10 evita intencionalmente tocar el importante tema de las dimensiones sociales, políticas y económicas del "manejo participativo" y de la "conservación basada en la comunidad". Vea por ejemplo a Southgate y Clark (1993), Wells y Brandon (1993), Western y Henry (1994), Margoluis y Salafsky (1998) y Hackel (1999) para una discusión completa de éste y otros temas relacionados.

ÍNDICE

Acerca del autor

Hace muchos años Peter Feinsinger confundió la palabra “neotropical” con “neártico” cuando estaba llenando el formulario de solicitud de admisión al programa de doctorado en la Universidad de Cornell. Le dio tanta vergüenza admitir su error, que abandonó la idea de hacer investigación en la zona templada del norte y se convirtió en un ecólogo tropical (luego añadió las regiones subtropical y templada del sur). Desde 1971 ha trabajado en muchos paisajes de Centro y Sudamérica y el Caribe, al principio haciendo investigación en temas de ecología básica y, más recientemente, participando en proyectos de biología de la conservación, entrenamiento, capacitación y educación pública. En 1992 se retiró de su posición como profesor de Zoología y profesor adjunto del Centro de Estudios Latinoamericanos de la Universidad de Florida. Actualmente reside en Flagstaff, Arizona, donde es profesor adjunto de biología en la Universidad de Arizona del Norte y Conservacionista Asociado a larga distancia de la Wildlife Conservation Society. Sin embargo, con frecuencia se le encuentra trabajando con alguna de las muchas instituciones locales, nacionales o internacionales -o simplemente con sus amigos- en América Latina.