

El pasado, presente y futuro en el uso de la estadística en estudios ecológicos en Bolivia

The past, present, and future of the statistical tests in ecological studies in Bolivia

Kazuya Naoki

Centro de Análisis Espacial, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés,
Casilla 10077 - Correo Central, La Paz, Bolivia
E-mail: kazuya.naoki@gmail.com

¿Por qué usar la estadística en ecología?

La estadística es una ciencia que estudia la recolección, análisis e interpretación de datos, describiendo la variación natural y evaluando objetivamente la confiabilidad de las conclusiones derivadas (Sokal & Rohlf 1995, Zar 1996). Desde el siglo pasado, la estadística se ha convertido en una herramienta indispensable para respaldar estudios científicos. Sin embargo, aprenderla es una tarea difícil para muchos estudiantes y ecólogos jóvenes que frecuentemente se preguntan ¿para qué tenemos que usar la estadística en la ecología? o ¿cuántos cursos de estadística debemos llevar para lograr trabajar como ecólogos? Este ensayo trata de responder estas preguntas y proyectar el futuro del uso de la estadística en las ciencias ecológicas en Bolivia.

Los ecólogos tienen dos tareas principales: 1. Identificar los patrones inherentes a los sistemas naturales y 2. dilucidar aquellos procesos que los generan. Por ejemplo, MacArthur & Wilson (1967) en su famosa "Teoría de biogeografía de islas" describieron un patrón: Las islas de mayor extensión poseen el mayor número de especies y se explica mediante la extinción local e inmigración. De aquí surgen diversas dudas: ¿Los ecólogos perciben los mismos patrones? y ¿se creen que los mismos procesos son causas de estos patrones? Los ecólogos frecuentemente están en desacuerdo con los patrones que se observan respecto al mismo sistema ecológico, incluso con el mismo juego de datos. Uno de los ejemplos más conocidos es sobre la interpretación acerca del patrón de distribución de aves en el archipiélago de Bismarck (Nueva Guinea); Diamond (1975) propuso una serie de reglas de ensamblaje, después de percibir un patrón de "tablero de damas" en la distribución de varias especies de aves en este archipiélago y deducir la competencia interespecífica como el proceso responsable de este patrón. Por otro lado y analizando el mismo juego de datos, Connor & Simberloff (1979) argumentaron que el patrón percibido por Diamond era producto del azar en la distribución de varias especies, en las que no se halló influencia entre ellas.

¿Por qué ocurre este tipo de desacuerdo entre ecólogos? Para responder esta pregunta hay que entender la diferencia entre el patrón en un juego de datos (muestra) y el patrón en un sistema natural (población), así como las características y fuentes de variación de los datos en la ecología. Supongamos que un ecólogo está interesado en examinar el efecto del área de cuerpos de agua en la riqueza de especies de fitoplancton del Altiplano boliviano. Para esto escogió aleatoriamente 20 cuerpos de agua y cuantificó el número de especies y áreas de cada cuerpo de agua (Fig. 1). Ambas variables parecen tener una relación lineal positiva como predice la teoría de biogeografía de islas (Fig. 1). En primer lugar debemos entender que "lo que es un juego de datos" no es lo

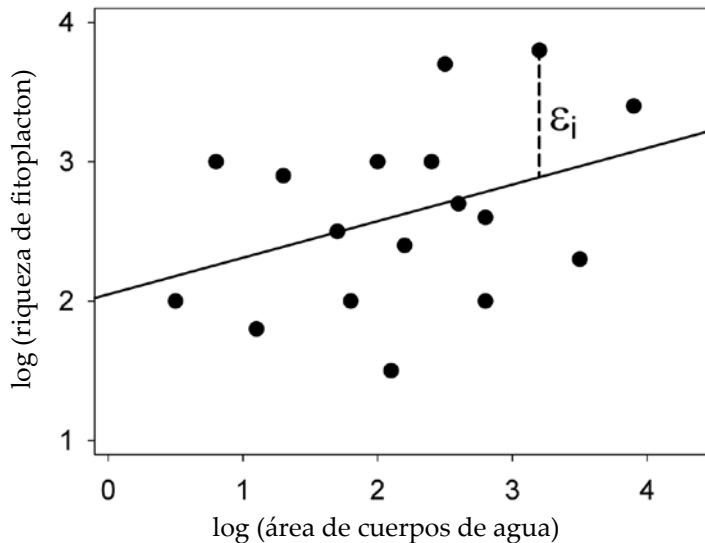


Figura 1. Relación entre riqueza de fitoplancton y área de los cuerpos de agua en el Altiplano boliviano. La línea en la figura fue elaborada por el método de los mínimos cuadrados (Los valores son ficticios).

mismo que “*lo que es el sistema natural*” y los datos obtenidos en general **no** constituyen la respuesta directa a la pregunta original de la investigación, al contrario de lo que menciona Feinsinger (2012). Los ecólogos se preguntan acerca de los parámetros que describen los patrones y procesos inherentes a los sistemas naturales. En el caso del estudio de fitoplancton, se cuestionarían si existe una relación entre el área y el número de especies en cuerpos de agua del Altiplano boliviano. Como no se puede cuantificar todos los miles de cuerpos de agua en el Altiplano, se seleccionaron algunos cuerpos de agua (muestra) y se obtuvieron datos de esta muestra para calcular los valores estadísticos requeridos (p.e. la pendiente de la relación lineal entre 20 cuerpos de agua), los cuales se usan para estimar los parámetros (p.e. la pendiente de la relación de todos los cuerpos de agua en el Altiplano). Entonces, se puede inferir “*lo que es el sistema natural*” mediante la aplicación de la estadística, pues los datos representan sólo parte de la realidad del sistema natural y no se puede responder

la pregunta de investigación sin aplicar una inferencia estadística. En segundo lugar, los sistemas ecológicos son muy complejos y los datos son mayormente obtenidos por observaciones en campo que por experimentos en el laboratorio bajo condiciones estrictamente controladas. Por tanto, los datos provenientes de sistemas naturales, como los que cuantifica la ecología, contienen dos fuentes de variación: a. variación determinística o variación asociada a factores examinados y b. variación estocástica, lo cual contiene variación asociada a factores no examinados (factores alineados) y variación intrínseca (Feinsinger 2003, Kéry 2010). Como se puede observar en la figura 1, pocos cuerpos de agua caen exactamente sobre la línea; la mayoría se encuentran por encima o debajo ésta. Esta diferencia entre cada cuerpo de agua respecto a la línea (ϵ_i en Fig. 1) es la variación estocástica. Parte de esta diferencia podría estar asociada a factores no examinados; por ejemplo, profundidad, pH y nivel de contaminación de cada cuerpo de agua; por otra parte, podría provenir de la variación

intrínseca del sistema; por ejemplo, la variación del número de especies de fitoplancton entre diferentes muestras del mismo cuerpo de agua (que implica un error de muestreo) o al cambio estocástico de la comunidad de fitoplancton. La variación estocástica produce ruido o error en los datos, que encubre el patrón principal que los ecólogos buscan. Esto podría causar un desacuerdo entre los ecólogos acerca del patrón observado.

Entonces ¿cómo podemos llegar a un acuerdo acerca del patrón del sistema natural? y ¿cómo podemos asegurar que el patrón percibido por un investigador no es una ilusión producida por el ruido de datos y simplemente el deseo de quien trata de descubrir un secreto de la naturaleza? La respuesta es simple y se encuentra en la aplicación de la estadística. La estadística juega un papel de juez, ya que evalúa con cierto grado de objetividad la confiabilidad de las conclusiones que provienen de los datos (Zar 1996). Las pruebas estadísticas mejor conocidas - como el análisis de varianza y la regresión - están basadas en la comparación entre la variación determinística y la estocástica.

Problemas de la estadística frecuentista

Entendiendo la necesidad de aplicar la estadística para llegar a la imparcialidad en estudios ecológicos, es importante plantear la siguiente interrogante ¿por qué hay cierta resistencia al uso de pruebas estadísticas en los estudios ecológicos en Bolivia? La gran mayoría de inferencias estadísticas aplicadas actualmente tiene su origen en la filosofía del método hipotético-deductivo propuesto por Popper (1992) y al concepto de probabilidad de Fisher (1922, 1935). Popper argumentó que no se pueden aceptar las hipótesis, sino sólo se pueden rechazar; por tanto Fisher, Pearson y Neyman desarrollaron la teoría de estadística para rechazar la hipótesis nula (Hilborn & Mangel 1997). Este tipo de estadística se llama prueba de significancia de hipótesis nula (NHST por sus siglas en inglés), inferencia o estadística

frecuentista. La estadística frecuentista funciona aplicando los siguientes pasos: 1. Elaborar una ó más hipótesis (alternativa) como posibles respuestas a una pregunta, 2. plantear una hipótesis nula para cada hipótesis alternativa, 3. calcular una probabilidad representada por P (datos|hipótesis nula) y definida como la probabilidad de obtener un juego de datos igual o más extremos que el patrón dado en una hipótesis nula y 4. decidir si se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alternativa o no se rechaza la hipótesis nula, con base en el valor de significancia de " P ".

La estadística frecuentista tiene una serie de falencias (Johnson 1999, Feinsinger 2012, más de 400 citas en <http://warnercnr.colostate.edu/~anderson/thompson1.html>). En este editorial no trataré los problemas que ocurren por el mal uso o mala interpretación de los resultados estadísticos, sino los principales problemas inherentes y filosóficos en la inferencia basada en estadística frecuentista, a continuación:

- Una de las dos hipótesis no se puede aceptar: Se realiza la inferencia acerca de dos hipótesis mutuamente excluyentes, la hipótesis alternativa (H_A) y la hipótesis nula (H_0) con base en el valor de " P ". Cuando el valor de " P " es suficientemente pequeño (digamos menor a 0.05) se considera poco probable que la población cumpla la hipótesis nula y así se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alternativa. Entonces, ¿si el valor de " P " no es suficientemente menor, es posible aceptar la hipótesis nula? No, simplemente se puede concluir que el juego de datos no ofrece suficiente evidencia para rechazar la hipótesis nula; es decir, nunca se puede aceptar la hipótesis nula (H_0), pese a contar con dos hipótesis mutuamente excluyentes (H_0 y H_A).

- No se permite evaluar varias hipótesis en un análisis: Una pregunta frecuentemente plantea varias hipótesis (alternativas) (p.e. regresión múltiple). Se requiere proponer una hipótesis nula para cada hipótesis alternativa y puede evaluar sólo una hipótesis alternativa en

cada prueba estadística. Por lo que no permite comparar varias hipótesis alternativas dentro de una prueba.

- La hipótesis nula tiene poco valor ecológico:

La mayoría de las hipótesis nulas en estadística frecuentista declara que los parámetros son iguales ($\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$ en ANOVA) o el valor del parámetro es igual a cero ($\beta_1 = 0$ en regresión). Estas hipótesis nulas son poco realistas y es conocido que no pueden ser verdaderas sin la necesidad de coleccionar los datos (Savage 1957, Johnson 1995 cit. en Johnson 1999). Entonces, cuando las hipótesis nulas no pueden ser rechazadas, es debido al insuficiente tamaño de la muestra más que a la falta de un patrón (Johnson 1999). En general, estas hipótesis no tienen una relación directa con las científicas.

- El valor crítico para rechazar la hipótesis nula es arbitrario: ¿Cuál es el valor de “*P*” que sería suficiente para concluir que el patrón observado es verdadero? Se usa el valor de “*P*” menor a 0.05 como un acuerdo convencional ($\alpha = 0.05$). Entonces uno se preguntará ¿si un resultado del análisis con el valor de “*P*” de 0.051, el patrón observado es falso, mientras que el valor de “*P*” de 0.049 garantiza que el patrón observado es verdadero? No parece tener un sentido que una diferencia en el valor de “*P*” tan pequeña pueda cambiar la conclusión del estudio en dos extremos.

Alternativas a la estadística frecuentista

¿Existe alguna manera de solucionar estos problemas? Se han propuesto al menos tres estadísticas alternativas (Hilborn & Mangel 1997, Johnson 1999, Anderson 2000, Hobbs & Hilborn 2006, Stephens *et al.* 2007, Hurlbert & Lombardi 2009):

1. Valoración de significancia neofisheriana (NFSA)

Utiliza la misma filosofía del método hipotético-deductivo y la misma probabilidad *P* (datos|hipótesis nula) de la estadística

frecuentista para decidir si se rechaza o no la hipótesis nula y se acepta la alternativa. Las diferencias entre NFSA y la estadística frecuentista están en la interpretación del valor de “*P*” y en su mayor enfoque a la importancia ecológica de los resultados más que a la significancia estadística (Hurlbert & Lombardi 2009). Primero, el NFSA no propone un valor crítico de α y no utiliza la palabra “significante”. Al describir los resultados del análisis estadístico; así evita llegar a una conclusión dicotómica según una menor diferencia del valor de “*P*” (El valor crítico para rechazar la hipótesis nula es arbitrario). Segundo, el NFSA reconoce la importancia de presentar el estadístico del efecto o el intervalo de confianza en los resultados. El estadístico del efecto (*effect statistics* en inglés) cuantifica la magnitud del efecto de la variable examinada y el intervalo de confianza indica la precisión de la estimación de la magnitud del efecto (Nakagawa & Cuthill 2007). Estos valores son más útiles para entender la importancia de una variable examinada en el sistema ecológico que el valor de “*P*”, solucionando así parcialmente el tercer problema (La hipótesis nula tiene poco valor ecológico).

2. Comparación de modelos

Está basada en la filosofía de Lakatos (1980, cit. en Hilborn & Mangel 1997), quien argumentó que no se puede rechazar una hipótesis, a menos que aparezca otra mejor para reemplazarla. Entonces la prueba siempre se realiza para seleccionar la hipótesis que se ajuste mejor con los datos entre varias alternativas (Hilborn & Mangel 1997). Como carece del concepto de la hipótesis nula, no se puede utilizar la probabilidad de Fisher, *P* (datos|hipótesis nula). La comparación de modelos se puede realizar por varios métodos (Johnson & Omeland 2004); sin embargo, la mayoría utiliza un índice derivado de verosimilitud como el Criterio de Información de Akaike (AIC en inglés) (Burnham & Anderson 2002,

Anderson 2008). El AIC se calcula como $AIC = -2\log [L(\text{hipótesis} | \text{datos})] + 2K$, donde, L ($\text{hipótesis} | \text{datos}$) = verosimilitud (que indica la credibilidad de un modelo o una hipótesis en base a los datos) y “ K ” = número de parámetros en el modelo. Cuando un modelo representa más cercano a la realidad con menor número de parámetros, el AIC será menor; así comparando los valores de AICs, se permite seleccionar el mejor modelo.

3. Estadística bayesiana

Utiliza la probabilidad inversa, derivada de la verosimilitud para evaluar una hipótesis o comparar varias. La probabilidad inversa P ($\text{hipótesis} | \text{datos}_{\text{obs}}$) considera que la hipótesis sea verdadera en base a los datos observados (llamada también probabilidad *a posteriori*), mientras que en la estadística frecuentista y el NFSA se usa P ($\text{datos}_{\text{obs}} | \text{hipótesis nula}$): La probabilidad de obtener datos observados si la hipótesis nula fuese verdadera. La probabilidad inversa indica la medida directa del grado de confiabilidad de la hipótesis en base a los datos obtenidos, y su interpretación es más directa y sencilla que la probabilidad en la estadística frecuentista. La probabilidad inversa es calculada por la aplicación del teorema de Bayes (Bayes 1763): $P(\text{hipótesis} | \text{datos}_{\text{obs}}) = f(\text{datos}_{\text{obs}} | \text{hipótesis}) * p(\text{hipótesis}) / P(\text{datos}_{\text{obs}})$, donde $f(\text{datos}_{\text{obs}} | \text{hipótesis})$ = verosimilitud de la hipótesis en base a los datos observados (= $L(\text{hipótesis} | \text{datos}_{\text{obs}})$), $p(\text{hipótesis})$ = probabilidad *a priori* que refleja información disponible acerca de la hipótesis fuera del estudio y $P(\text{datos})$ = constante que normaliza la probabilidad *a posteriori* (Ellison 2004). La estadística bayesiana permite evaluar la hipótesis ecológicamente representativa sin necesidad de establecer un valor crítico arbitrario. El análisis bayesiano también permite comparar más de dos hipótesis simultáneamente por medio de un criterio de información (p.e. BIC, DIC en Kadane & Lazar 2004, Link & Barker 2006). Así la

estadística bayesiana parece solucionar los cuatro problemas de la estadística frecuentista.

La transición desde la estadística frecuentista a estas estadísticas modernas no acaba con sólo el cambio de herramientas para realizar ciencia, sino implica el cambio en la forma de pensar sobre la ciencia, desde la filosofía del método hipotético-deductivo de Popper a la de la confrontación directa de múltiple hipótesis por datos de Lakatos y también desde la probabilidad tradicional de Fisher al criterio o la probabilidad inversa derivados de la verosimilitud. La aplicación de la comparación de modelos en la ecología comenzó hace 20 años (Johnson & Omland 2004) y fue incorporada en software para estudios de captura-recaptura (White & Burnham 1999) y para la estimación de densidades de vida silvestre (Laake *et al.* 1993). La estadística bayesiana se conoce desde el principio del siglo XX y desde 1995 está disponible BUGS, un software para aplicar la estadística bayesiana (Gilks *et al.* 1994, Spiegelhalter *et al.* 2003, Lunn *et al.* 2009). A pesar de eso, actualmente más del 80% de pruebas estadísticas publicadas en las revistas ecológicas internacionales aplica la estadística frecuentista (Hobbs & Hilborn 2006, Stephens *et al.* 2007). Esto parece implicar que es lenta la transición desde la estadística frecuentista a las nuevas alternativas y que estas filosofías y métodos estadísticos van a coexistir al menos por un tiempo más.

Aplicación de análisis estadísticos en la revista “Ecología en Bolivia”

Después de revisar la filosofía, el uso y limitaciones de diversos tipos de métodos estadísticos, analicé la tendencia de la aplicación de pruebas estadísticas en estudios ecológicos realizados en Bolivia. Para este objetivo, se examinaron todos los artículos publicados en la revista “Ecología en Bolivia” (excepto los números especiales) desde 1982 hasta 2011. En cada artículo, se revisó la aplicación de algún análisis estadístico, y en los casos que se hayan usado, se registró el tipo de análisis estadístico

empleado. Para visualizar la tendencia, los análisis estadísticos fueron categorizados en cinco tipos que usan el criterio de la complejidad del análisis: 1. Prueba estadística univariante con sólo una variable independiente (p.e. Prueba de *t*, ANOVA unifactorial, regresión simple, prueba de Wilcoxon), 2. prueba univariante con más de una variable independiente (p.e., ANOVA multifactorial, ANCOVA, Regresión múltiple), 3. estadística multivariante y métodos de Monte Carlo (p.e. análisis de componentes principales, análisis de correspondencia canónica, prueba de Mantel), 4. análisis basados en la comparación de modelos y 5. análisis bayesianos. Estos datos fueron agrupados cada dos años para que cada grupo tenga por lo mínimo 10 artículos.

En general, en la revista "Ecología en Bolivia" se observa un fuerte incremento en la aplicación de análisis estadísticos en las publicaciones (Fig. 2). Los artículos publicados antes de 1995 muestran poco uso de las pruebas estadísticas, pues la mayor parte trataron sobre

la descripción de sistemas biológicos, como descripción física, climática y geográfica de una región, inventarios florísticos y faunísticos de un área, descripciones taxonómicas, nuevos registros o datos sobre historia natural de una especie o un grupo. Entre 1995 y 2005, la mayoría de las pruebas utilizadas aplicó estadísticas simples (Fig. 3) y la mayoría de los estudios se basó en preguntas comparativas y analíticas, además de la descripción de sistemas ecológicos. Por ejemplo, trataron de explicar el patrón encontrado mediante un gradiente ambiental (p.e. la temperatura en Loayza & Rios 1999) o diferencias de una condición ambiental (p.e. dos niveles de luz en Hayashida-Oliver et al. 2001). Después de 2005, se incrementó el uso de análisis estadísticos más complejos, especialmente con la estadística multivariante ($\chi^2 = 18,1$, $gl = 2$, $P < 0.001$, Fig. 3), probablemente asociada con el aumento de la complejidad de preguntas y el diseño de las investigaciones. Muchos estudios trataron de

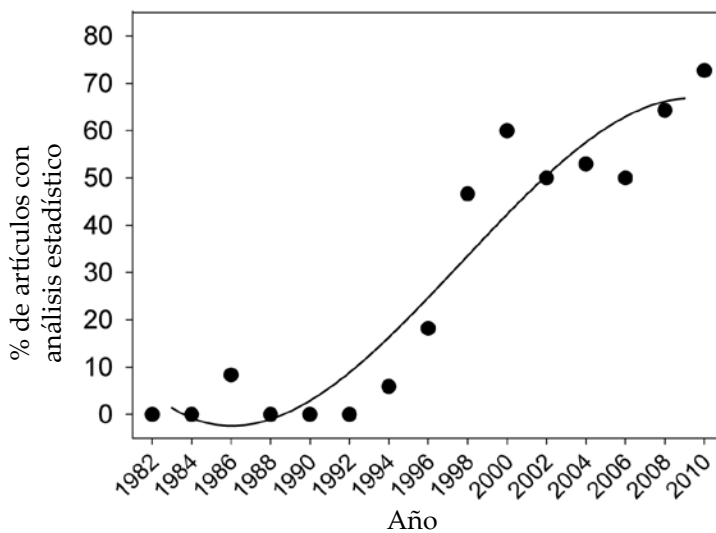


Figura 2. Porcentaje de artículos publicados en la revista "Ecología en Bolivia" que aplicó al menos un análisis estadístico. No fueron considerados la estadística descriptiva de una variable, como el cálculo de media y desviación estándar ni el cálculo de índices, como la diversidad de Shannon. Los artículos fueron agrupados cada dos años consecutivos. El número de artículos revisados por grupo fueron 11-22.

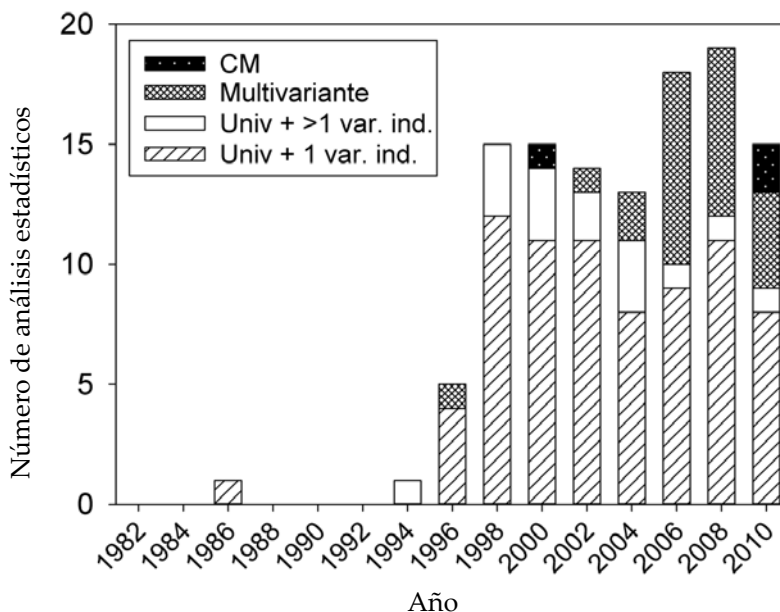


Figura 3. Cambio de tipos de análisis estadísticos utilizados en la revista “Ecología en Bolivia”. Abreviaciones: Univ + 1 var. ind. = Estadísticas univariantes con sólo una variable independiente (variable predictora), Univ + >1 var. ind. = estadísticas univariantes con más de una variable independiente, Multivariante: estadísticas multivariantes y métodos de Monte Carlo, CM = comparación de modelos.

medir más de una variable para caracterizar sus organismos o sistemas ecológicos y de evaluar simultáneamente el efecto de más de una variable o proceso. Se encontraron pocos estudios que aplicaron el análisis por la comparación de modelos y ninguno con análisis bayesiano. Todas las publicaciones con la aplicación de la comparación de modelos trataron de estimar la densidad de algunas especies de vida silvestre mediante el programa “Distance”, el cual utiliza el AIC para seleccionar la mejor función de detección (Thomas *et al.* 2010).

Según este análisis, la tendencia y el futuro son claros, tanto en la aplicación de análisis estadístico en los estudios ecológicos, como en la dirección de las investigaciones ecológicas en Bolivia. Por lo visto, es una dirección natural e inevitable que las investigaciones ecológicas vayan a ser cada vez más orientadas a preguntas

teóricas y aplicadas que a las descriptivas y que se incrementen la frecuencia de la aplicación de estadística y la complejidad de los análisis estadísticos. A pesar de su importancia y utilidad, los estudios descriptivos sin la aplicación de inferencias estadísticas adecuadas no aportan significativamente a los dos roles principales de los ecólogos: Identificar patrones inherentes a los sistemas naturales y elucidar aquellos procesos que los generan.

Consideraciones finales

Como se demuestra en el principio de este editorial, el uso de inferencias estadísticas no sólo es indispensable para comparar los efectos de diferentes procesos, sino también es necesario para describir los patrones de una manera objetiva. Esto no implica de ninguna manera que la calidad de una investigación

dependa de la aplicación de análisis estadísticos más complejos; obviamente la calidad de una investigación depende de la calidad de la pregunta científica que trata de responder y las ideas nuevas que aportan sus resultados. Esto tampoco significa que los estudios descriptivos no sean importantes, ya que sin duda sin ellos, no sería posible realizar estudios más teóricos y aplicados gracias a la acumulación de la información acerca de los ecosistemas, sus especies y dinámicas asociadas. Como uno de los países más megabiocdiversos del mundo, en Bolivia afortunadamente todavía hay mucho por descubrir y describir. Sin embargo, como ecólogos científicos, se debe tratar de realizar indagaciones científicas del nivel internacional, siguiendo los métodos científicos y utilizando los análisis estadísticos apropiados. Para eso, es recomendable y necesario que los ecólogos en Bolivia se informen y actualicen sobre las herramientas vigentes y adecuadas para interpretar las tendencias de las ciencias ecológicas.

Agradecimientos

Agradezco a Rodrigo Ríos por la revisión de manuscrito y la discusión provechosa acerca del desarrollo de la estadística y a Luis Alfredo Guizada y Rodrigo Tarquino por la corrección del manuscrito.

Referencias

- Anderson, D. R. 2000. Null hypothesis testing: problems, pervalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management* 64: 912-923.
- Anderson, D. R. 2008. *Model based inference in the life sciences: a primer on evidence*. Springer Science, Nueva York. 184 p.
- Bayes, T. 1763. An essay towards solving a problem in the doctrine of chances. *Philosophical Transactions* 53: 370-418.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2da Edic. Springer-Verlag, Nueva York. 488 p.
- Connor, E. F. & D. Simberloff. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60: 1132-1140.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. pp. 342-444. En: Cody, M. L. & J. M. Diamond (eds.) *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge.
- Ellison, A. M. 2004. Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters* 7: 509-520.
- Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz. 242 p.
- Feinsinger, P. 2012. Lo que es, lo que podría ser y el análisis e interpretación de los datos de un estudio de campo. *Ecología en Bolivia* 47: 1-6.
- Fisher, R. A. 1922. On the mathematical foundations of theoretical statistics. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 222: 309-368.
- Fisher, R. A. 1935. *The design of experiments*. Oliver & Boyd, Oxford. 251 p.
- Gilks, W. R., A. Thomas & D. J. Spiegelhalter. 1994. A language and program for complex Bayesian modelling. *Statistician* 43: 169-178.
- Hayashida-Oliver, Y., R. G. A. Boot & L. Poorter. 2001. Influencia de la disponibilidad de agua y luz en el crecimiento y la morfología de plantines de *Swietenia macrophylla*, *Cedrela odorata* y *Bertholletia excelsa*. *Ecología en Bolivia* 35: 51-60.
- Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. *The ecological detective: confronting models with data*. Princeton University Press, Princeton. 315 p.
- Hobbs, N. T. & R. Hilborn. 2006. Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology: a guide to self teaching. *Ecological Applications* 16: 5-19.
- Hurlbert, S. H. & C. M. Lombardi. 2009. Final collapse of the Neyman-Pearson decision

- theoretic framework and rise of the neoFisherian. *Experimental Psychology* 2450: 311-349.
- Johnson, D. H. 1995. Statistical sirens: the allure of nonparametrics. *Ecology* 76: 1998-2000.
- Johnson, D. H. 1999. The insignificance of statistical significance testing. *Journal of Wildlife Management* 63: 763-772.
- Johnson, J. B. & K. S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 101-108.
- Kadane, J. B. & N. A. Lazar. 2004. Methods and criteria for model selection. *Journal of the American Statistical Association* 99: 279-290.
- Kéry, M. 2010. *Introduction to WinBUGS for ecologists*. Academic Press, Burlington. 302 p.
- Laake, J. L., S. T. Buckland, D. R. Anderson & K. P. Burnham. 1993. *DISTANCE user's guide V2.0*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins. 72 p.
- Lakatos, I. 1980. *The methodology of scientific research programmes: vol. 1: Philosophical papers*. Cambridge University Press, Cambridge. 260 p.
- Link, W. A. & R. J. Barker. 2006. Model weights and the foundations of multimodel inference. *Ecology* 87: 2626-2635.
- Loayza, A. & R. Rios. 1999. Características del néctar y visitas de insectos a flores de *Nicotiana glauca* L. (Solanaceae): ¿Asociadas a cambios de la temperatura y humedad del ambiente? *Ecología en Bolivia* 33: 51-61.
- Lunn, D., D. Spiegelhalter, A. Thomas & N. Best. 2009. The BUGS project: evolution, critique and future directions. *Statistics in Medicine* 28: 3049-3067.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 203 p.
- Nakagawa, S. & I. C. Cuthill. 2007. Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 82: 591-605.
- Popper, K. 1992. *The logic of scientific discovery (publicación original en alemán en 1935)*. Routledge Classics, Londres. 513 p.
- Savage, I. R. 1957. Nonparametric statistics. *Journal of the American Statistical Association* 52: 331-344.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. *Biometry*, 3ra Edic. W. H. Freeman and Company, Nueva York. 887 p.
- Spiegelhalter, D., A. Thomas & N. G. Best. 2003. *WinBUGS user manual, Version 1.4*. MCR Biostatistics Unit, Cambridge.
- Stephens, P. A., S. W. Buskirk & C. M. d. Rio. 2007. Inference in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 192-197.
- Thomas, L., S. T. Buckland, E. A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R. B. Bishop, T. A. Marques & K. P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.
- White, G. C. & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46(suppl.): 120-138.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*, 3ra Edic. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River. 662 p.