

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

ANEXO 2:

INVESTIGACIONES REALIZADAS POR LOS ALUMNOS

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

PERCEPCIÓN DE LA DEPREDACIÓN EN *LIOLAEMUS LEMNISCATUS*: EVALUACIÓN DE RESPUESTAS CONDUCTUALES

Tomás Altamirano (Chile) & Carolina Toranza (Uruguay)
(estudiante de pregrado, estudiante de postgrado)

Antecedentes: La pérdida de hábitat es la causa principal de la extinción de las especies a nivel mundial (Jager *et al.* 2006). Este fenómeno, en conjunto con la fragmentación, son los principales cambios antropogénicos que están contribuyendo a la pérdida de biodiversidad y a la alteración de los procesos ecosistémicos. Por ello, son temas centrales en el marco de la Biología de la Conservación (Lindenmayer, 2006). La evidencia disponible sugiere que los efectos de la pérdida de hábitat tendrían un mayor impacto sobre las especies con alta capacidad de dispersión, en períodos acotados de tiempo. Sin embargo, dichos impactos serían igualmente importantes sobre las poblaciones de especies de distribución restringida, en escalas temporales de mediano y largo plazo (Cushman, 2005).

En los últimos años, Chile central ha sufrido una importante disminución de bosques nativos, debido al aumento de la actividad agropecuaria y a la expansión de las plantaciones forestales de especies exóticas (Bustamante & Grez, 1995). Esto, ha llevado a una disminución de la fauna nativa asociada a los bosques, colocando a una importante fracción de esta en categorías de amenaza. En lo que refiere a los reptiles Chile cuenta con aproximadamente 97 especies, estando prohibida su caza (SAG, 2006).

Una de las consecuencias de la pérdida de bosque nativo sobre la herpetofauna, podría ser un aumento en la presión de depredación. La disminución de la cobertura vegetal incrementaría la visibilidad de los depredadores, llevando a una mayor eficiencia en la captura de presas. Lo cual, a su vez, debiera reflejarse en cambios en la conducta de las poblaciones presa. Si este mecanismo está operando en los bosques esclerófilos de Chile central, podría esperarse que lagartijas que habitan sitios con pérdida de hábitat exhiban una mayor respuesta a la presencia de depredadores, inviertan más tiempo en escapes en desmedro del tiempo de forrajeo y otras actividades, por cuanto estarían más expuestas a depredadores. Esta menor inversión en tiempo de forrajeo podría conllevar un menor tamaño corporal en los individuos de ambientes ralos. Además, la frecuencia de individuos con autotomía debería ser menor, por cuanto los depredadores serían más eficientes en capturar sus presas (Medel *et al.* 1988).

En este trabajo evaluamos la existencia de cambios conductuales en *Liolaemus lemniscatus* asociados a la percepción del riesgo de depredación, y sus consecuencias en ambientes de diferente cobertura. Específicamente estudiamos si las lagartijas reconocen y discriminan entre depredadores, su respuesta a la presencia de depredadores, la incidencia de autotomía y sus consecuencias en tamaños corporales.

Metodología: Para evaluar la conducta de las lagartijas, observamos 59 individuos de *Liolaemus lemniscatus* en el sitio con mayor cobertura (Reserva Nacional Río Clarillo; Pirque, Región Metropolitana, Chile) y 65 en el sitio de menor cobertura (terreno aledaño a la Reserva Nacional), con alto grado de pérdida de hábitat. Asimismo, registramos la cantidad de individuos que presentaban signos de autotomía.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Para evaluar las diferencias en el tiempo destinado a distintas actividades (huida vs. forrajeo), realizamos observaciones de 10 minutos a 7 individuos en ambos sitios de estudio. Finalmente, para analizar las diferencias en tamaño corporal en los lugares de mayor y menor cobertura se pesamos y medimos a todos los individuos capturados.

Para evaluar la capacidad para reconocer depredadores potenciales, capturamos un total de 13 individuos al interior de la Reserva y 15 individuos en el terreno aledaño. Con 13 individuos de cada grupo realizamos un experimento para evaluar la frecuencia de reacción ante la presencia de un modelo depredador que simula un *Falco sparverius* (Cernícalo), conocido depredador de lagartijas. Para el experimento se recreó un hábitat natural en un área de 4 m². En este se iban colocando individuos a los que se les presentaba un modelo de depredador y un modelo control de un ave inofensiva *Anairetes parulus* (Cachudito). A cada uno se les registró la presencia o ausencia de reacción a ambos modelos. El experimento se repitió dos veces con las lagartijas provenientes de cada sitio (mayor cobertura y menor cobertura), tomando las respuestas como eventos independientes.

Resultados: Ocho individuos (de un total de 59) exhibieron autotomía en el sitio de mayor cobertura, y 3 individuos (de 65) en el de menor cobertura. La proporción de individuos con autotomía fue significativamente menor en el sitio de menor cobertura (Fig. 1, $z=1,75$, $p<0,05$).

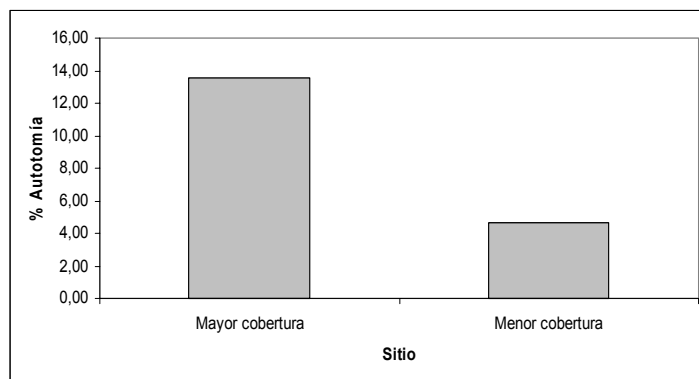


Figura 1: Porcentaje de individuos de *Liolaemus lemniscatus* que presentaron autotomía en sitios con distinta cobertura vegetal.

Las lagartijas provenientes de sitios con menor cobertura destinaron significativamente mayor cantidad de tiempo a la huida en comparación con las lagartijas que habitan los sitios con mayor cobertura (Fig. 2, $z=-1,62$, $p=0,05$).

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

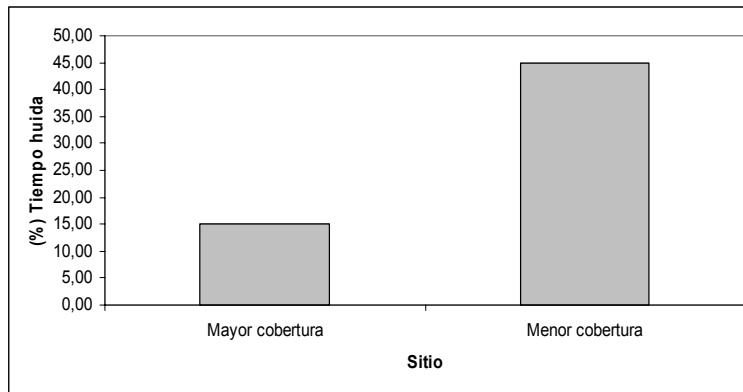


Figura 2: Porcentaje del tiempo destinado a huir en relación al total de tiempo de observación (tiempo de forrajeo + tiempo huida), en sitios con diferente grado de cobertura.

La reacción de los individuos al modelo depredador no presentó diferencias significativas entre los sitios de estudio ($p > 0,05$). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas en la respuesta al modelo control. Los individuos provenientes del sitio con menor cobertura presentaron una mayor frecuencia de respuesta al modelo control (Fig. 3, $z = -2,22$, $p < 0,05$).

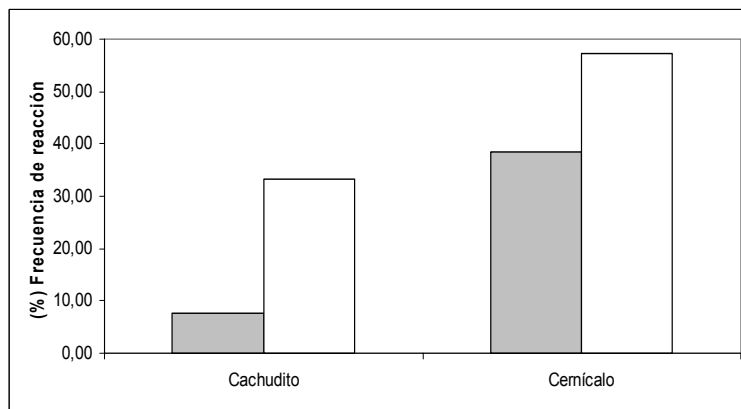


Figura 3: Frecuencia de reacción al modelo depredador y al control. En gris y en blanco se indican los sitios de mayor y menor cobertura respectivamente.

Los individuos provenientes del sitio con menor cobertura presentaron menor tamaño corporal (peso/talla) en relación a los provenientes del sitio de mayor cobertura. Las diferencias fueron marginalmente significativas (Fig. 4, $z = -1,91$, $N = 28$, $p = 0,06$).

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II



Figura 4: Tamaño corporal de los individuos en sitios con diferentes grados de cobertura vegetal. En la gráfica se observan los máximos y mínimos de distribución, las medianas de ambos grupos, y las cajas comprenden entre el 25–75% de la varianza.

Discusión: La menor proporción de individuos con autotomía en el sitio de menor cobertura vegetal, sugiere una mayor eficiencia de los depredadores sobre *Liolaemus lemniscatus* en las áreas perturbadas. Esto conllevaría un aumento en la frecuencia de reacción a distintas clases de amenazas, lo cual está directamente correlacionado con un aumento en los tiempos destinados a la huida, y a un menor tamaño corporal en los individuos de esta especie que habitan áreas con menor cobertura vegetal.

Así, este estudio sugeriría una alteración en los patrones conductuales y una mayor presión de depredación sobre *Liolaemus lemniscatus* en sitios donde existe pérdida de hábitat, lo que podría eventualmente estar afectando la adecuación biológica de esta especie en lugares con una alta alteración antropogénica.

Referencias

- Bustamante, R.O. & A.A. Grez (1995) Consecuencia ecológica de fragmentación de bosque nativo. *Ambiente & Desarrollo* 11(2): 58–63.
- Cushman, S.A. (2005) Effect of loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 28: 231–240.
- Jager, H.I., E.A. Carr & R.A. Efronson (2006) Simulated effect of habitat loss and fragmentation in a solitary mustelid predator. *Ecological Modelling* 191: 416–430.
- Lindenmayer, D. (2006) Presentación, en: Grez, A. A., Simonetti, J.A. & Bustamante, R.O. (eds.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria S.A., Santiago, Chile.
- Medel, R.G., J.E. Jiménez, S.F. Fox & F.M. Jaksic (1988) Experimental evidence that high population frequencies of lizard tail autotomy indicate inefficient predation. *Oikos*, 53: 321–324.
- SAG (2006) *Cartilla para cazadores*. Edición 2006. Editora e Imprenta Maval, Santiago.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

DEPREDACIÓN, DEPREDADORES Y ABUNDANCIA DE NIDOS: INFLUENCIA DEL PÚBLICO EN LA RESERVA NACIONAL RÍO CLARILLO

Viviana Maturana (Chile) & Michelle Szejner (Guatemala)
(estudiante de pregrado, Bióloga)

Antecedentes: Las áreas silvestres protegidas, además de resguardar la biota local ofrecen sitios de esparcimiento, los cuales son visitados por un gran número de personas. Los sitios destinados a recreación dentro de las áreas protegidas acumulan basura orgánica, la que pueden atraer depredadores generalistas. Este incremento en la actividad de depredadores podría implicar un aumento en el riesgo de depredación de nidos para aves que nidifican en las cercanías de los sitios de recreación.

La depredación de nidos es una de las causas que influyen en la viabilidad de las poblaciones, siendo una de las causas en la disminución de ciertas poblaciones de aves, particularmente en ambientes y paisajes modificados por actividades humanas (Willson et al. 2001, Vergara & Simonetti 2003). De hecho, las aves usualmente construyen nidos en ambientes seguros para su descendencia, reduciendo la posibilidad de depredación mediante la ocupación de espacios seguros, con menor número de depredadores por ejemplo (Vergara & Simonetti 2004). Por lo tanto, se esperaría que en los sitios de recreación existiera mayor número de carnívoros y por consiguiente mayor número de nivel de depredación y menor abundancia de nidos.

En este trabajo analizamos en forma experimental si nidos instalados en sitios de recreación sufren mayores tasas de depredación de nidos que sitios donde no se realizan actividades de recreación (control) en la Reserva Nacional Río Clarillo.

Métodos: El área de estudio fue la zona de uso público de la Reserva Nacional Río Clarillo. El experimento se realizó en el área de recreación o sitios de picnic y área control separados a 200 m de distancia y se realizó durante de tres días.

La abundancia de carnívoros se evaluó como la frecuencia de huellas, instalando 20 trampas de huellas, diez para cada sitio de estudio (recreación y control). Las trampas cubren 1m² cada una. La intensidad de la depredación de nidos se estimó como el número de nidos atacados, con un total de veinte nidos artificiales, ubicados en el suelo al pie de un árbol, cada uno con un diámetro aproximado de 10 cm y 6 cm de profundidad, con hojarasca en su interior y se cebaron con dos huevos de codorniz (*Callipepla californica*) y uno falso hecho de plasticina, con el fin de ver marcas o rasguños. Cada nido se colocó a 2 m de distancia de cada trampa de huellas. Se consideró depredado todo nido que no tuviera el o los huevos, que alguno estuviera roto o que el huevo falso tuviera alguna marca como dientes o garras. Finalmente, la abundancia de nidos reales se estimó en parcelas de 50 m de radio, contando todos los nidos observados en el suelo o en los árboles.

Resultados y discusión: La frecuencia de visitas de carnívoros fue significativamente mayor en los sitios de recreación que en los control (prueba de proporciones $z = 1,6$; $p = 0,06$; Figura 1). Las huellas encontradas corresponden a zorros, los que fueron ocasionalmente observados en el sector. Sin embargo, la frecuencia de nidos depredados no difiere en ambos sitios (prueba de proporciones $z = 1,0$; $p = 0,15$; Figura 2). La

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

abundancia de nidos encontrados en ambos sitios no presentan diferencias significativas ($z = 1,3$; $p = 0,1$; Figura 3).

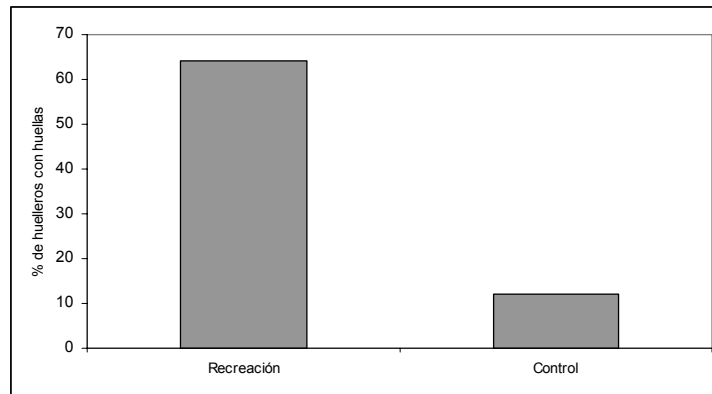


Figura 1. Abundancia de depredadores mamíferos en los sitios de recreación y control en la Reserva Nacional Río Clarillo

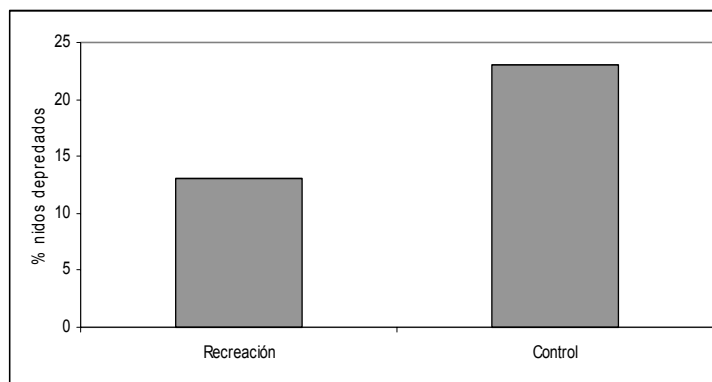


Figura 2. Porcentaje de nidos depredados en sitios de recreación y control en la Reserva Nacional Río Clarillo.

La hipótesis esperada para la abundancia de depredadores, posiblemente zorros, se cumple, lo que sugiere que los carnívoros prefieren los lugares de recreación en donde la posiblemente tienen más alimento a su alcance, en forma de desperdicios. Sin embargo esto no se traduce en riesgo de depredación y abundancia de nidos mayores en los sitios concurridos. Ese resultado sugiere o bien que los sitios de recreación o picnic dentro de la Reserva Nacional Río Clarillo no tienen un impacto significativo con esta interacción o que su efecto se extiende ampliamente incluso fuera de zonas de recreación. Estas alternativas deben analizarse experimentalmente evaluando la tasa de depredación de nidos en sectores aún más alejados de la Reserva.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

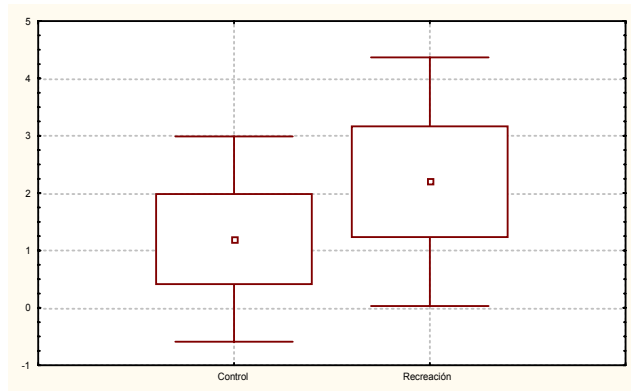


Figura 3. Promedio de la abundancia de nidos en sitios de recreación y control en la Reserva Nacional Río Clarillo. Valores son los máximos y mínimos de distribución, las medianas de ambos grupos, y las cajas comprenden entre el 25–75% de la varianza.

Referencias

- Donnelly, R. & J. Marzluff (2004) Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18: 733-745.
- Vergara, P.M. & J.A. Simonetti (2004) Does nest-site cover reduces nest predation for rhinocryptids? *Journal of Field Ornithology* 75:188-191.
- Vergara, P.M. & J.A. Simonetti (2003) Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologia* 24: 285-288.
- Willson, M., J. Morrison, K. Sieving, T. De Santo; L. Santisteban & I. Díaz (2001) Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation Biology* 15: 447-456.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

HERBIVORÍA DENTRO Y FUERA DE LA RESERVA NACIONAL RÍO CLARILLO Y SU INFLUENCIA EN EL ÉXITO REPRODUCTIVO DE UNA ESPECIE NATIVA (*QUILLAJA SAPONARIA*) Y UNA ESPECIE INTRODUCIDA (*RUBUS ULMIFOLIUS*)

Jairo Plazas (Colombia) & Leonardo Martínez (Nicaragua)
(estudiante pregrado, Ingeniero Agroforestal)

Antecedentes: Las plantas introducidas son una amenaza potencial para la conservación de las áreas protegidas, debido a que pueden disminuir la capacidad de éstas áreas para conservar la biodiversidad al afectar negativamente las especies nativas y los procesos ecosistémicos (Pauchard & Alaback 2004). En la Reserva Nacional Río Clarillo, *Rubus ulmifolius* es un arbusto alóctono, asilvestrado que se encuentra en sitios de permanentemente de humedad, muy invasora, y posible competidora con especies nativas como *Quillaja saponaria*, especie endémica de Chile (Niemeyer et al. 2002).

La herbivoría es una de las interacciones planta-animal que puede afectar la reproducción de las plantas ya que éstas emplearían más recursos en la generación de defensas disminuyendo la producción de flores y frutos. En general, las plantas introducidas sufren menores niveles de herbivoría que las plantas nativas. En este marco, si existe preferencia de los herbívoros por especies nativas, encontraremos mayor herbivoría en *Q. saponaria* que en *R. ulmifolius*. Además, debido a que los ensambles de herbívoros estarían mejor conservados al interior de la Reserva, esperaríamos que la herbivoría sobre ambas especies fuese mayor dentro de la Reserva. Finalmente, esperaríamos que si la herbivoría afecta el éxito reproductivo, este fuese mayor éxito reproductivo fuera de la Reserva.

Materiales y métodos: Por cada especie (*Q. saponaria* y *R. ulmifolius*) se seleccionaron 20 plantas, 10 dentro de la Reserva y 10 afuera. De cada planta, se escogieron al azar 50 hojas; a cada hoja se le evaluó el porcentaje de área removida por herbívoros, utilizando las siguientes categorías de remoción: 0: (0%) de superficie removida, 1 (de 1-6%), 2 (de 7 -12), 3 (de 13-25), 4 (de 26-50) y 5 (mas de 50%). Con las categorías se estimó la herbivoría mediante el índice:

$$IH = \sum nX_i / N$$

donde: n es el número de observaciones asociadas a cada categoría de remoción, xi= categoría de remoción y N el numero total de observaciones.

Para evaluar el éxito reproductivo, se escogieron al azar tres ramas de una longitud de 25cm de cada planta (dentro y fuera de la Reserva) y se contabilizo el número de estructuras reproductivas (brotes florales y flores maduras) presentes en ellas.

Con el objetivo de determinar la preferencia de los herbívoros por las hojas de las especies, se realizó un experimento con ocho larvas de lepidópteros y un adulto de (*Hylamorphia sp*), los cuales se colectaron dentro de la Reserva. Los herbívoros se colocaron en cápsulas de Petri con trozos de hojas de 1cm² de las dos especies y fueron evaluadas dos veces cada 10 horas.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Resultados: La herbivoría sobre *Q. saponaria* es significativamente mayor que sobre *R. ulmifolius*) tanto dentro como fuera de la Reserva ($p < 0,05$). Sin embargo, no existen diferencias significativas en la herbivoría entre individuos de la misma especie en ambos sitios (Figura 1). De igual forma, aún cuando el consumo foliar de *Q. saponaria* es 1,4 veces mayor que el consumo de *R. ulmifolius*, las diferencias no son estadísticamente significativas ($p > 0,10$; Figura 2).

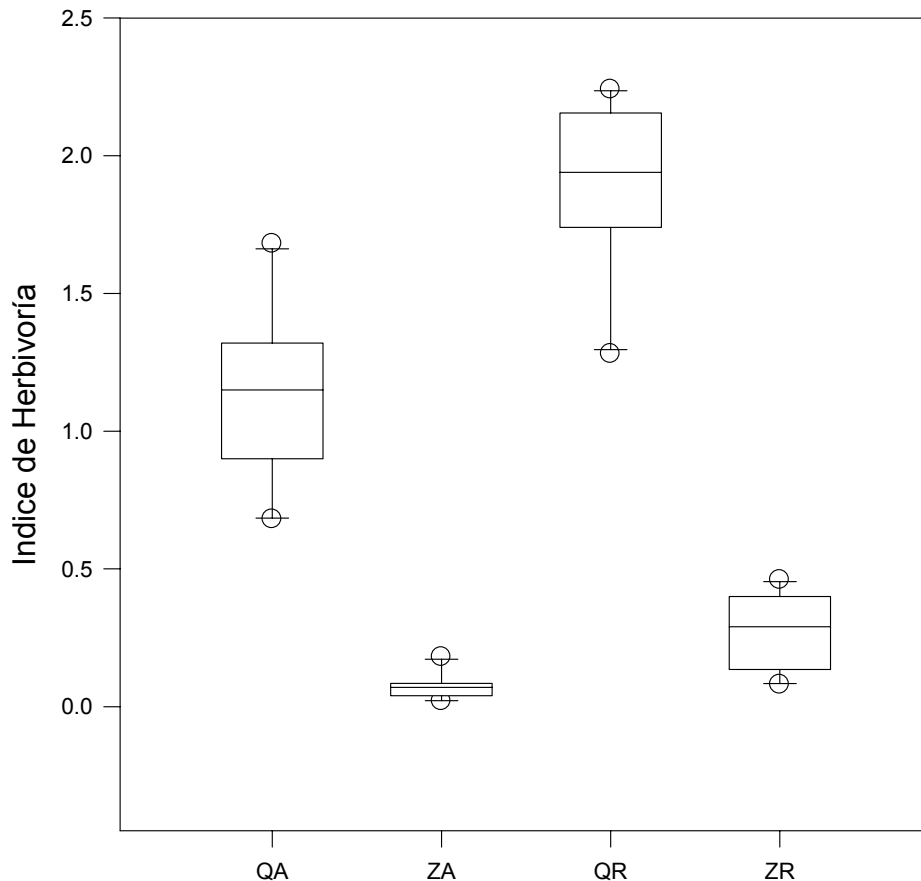


Figura 1. Índices de herbivoría por especie en cada sitio. QA: *Q. saponaria* fuera de la Reserva, QR: *Q. saponaria* en la Reserva; ZA: *R. ulmifolius* fuera de la Reserva; ZR: *R. ulmifolius* en la Reserva.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

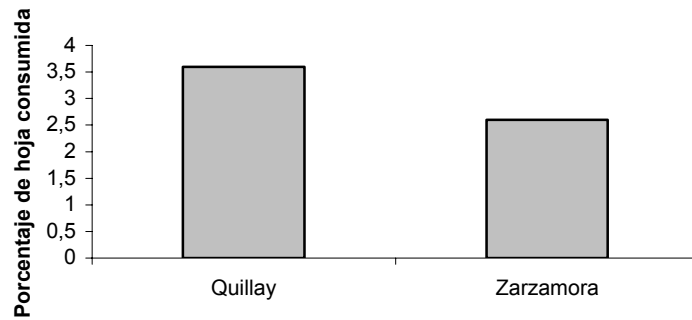


Figura 2. Porcentajes de área foliar consumida por los insectos en el experimento de palatabilidad.

El éxito reproductivo en *Q. saponaria* se correlaciona negativamente con la herbivoría ($r^2 = -0,56$. $p = 0,01$), mientras este era independiente *R. ulmifolius* ($r^2 = -0,38$. $p = 0,09$). (Figura 3).

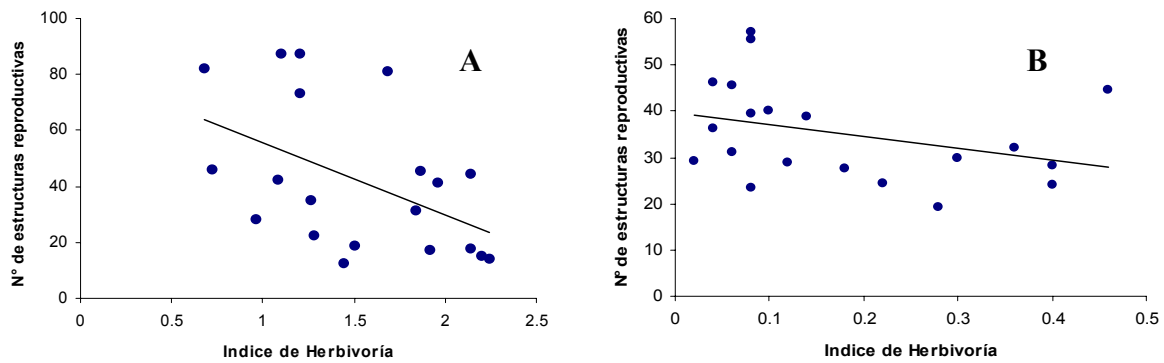


Figura 3. Correlación entre herbivoría y producción de estructuras reproductivas en A) *Quillaja saponaria*.; B) *Rubus ulmifolius*.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

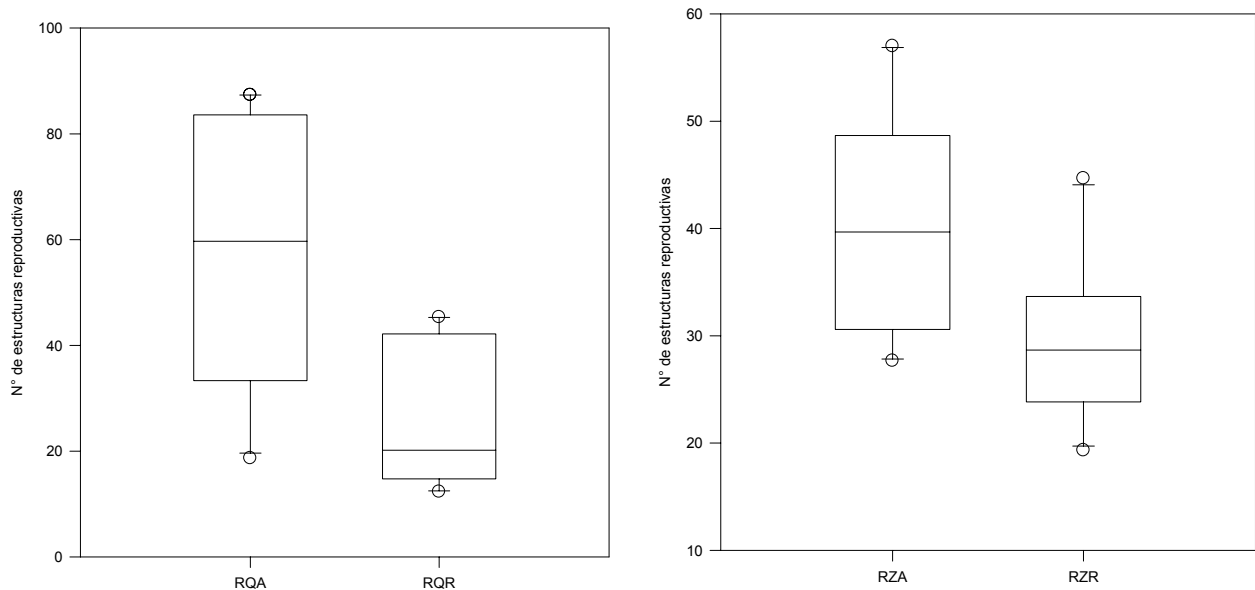


Figura 4. Producción de estructuras reproductivas dentro y fuera de la Reserva. A) *Q. saponaria*; B) *R. ulmifolius*. RQA: *Q. saponaria* fuera de la Reserva, RQR: *Q. saponaria* en la Reserva; RZA: *R. ulmifolius* fuera de la Reserva; RZR: *R. ulmifolius* en la Reserva.

Discusión: De acuerdo a lo previsto, existe mayor herbivoría en *Q. saponaria* que en *R. ulmifolius* y esto podría deberse a una mayor palatabilidad de *Q. saponaria*, como sugiere las pruebas de cafetería. Sin embargo, pese a que los ensambles de herbívoros estarían mejor conservados al interior de la Reserva, herbivoría sobre ambas especies no difiere en individuos localizados fuera o dentro de la Reserva.

La herbivoría está afectando diferencialmente su éxito reproductivo. En *Q. saponaria* lo deprime, posiblemente porque la reducción de área foliar implica que la planta asigne mayores recursos energéticos para su defensa disminuyendo su capacidad de producir estructuras reproductivas. En cambio, la herbivoría no tiene influencia en la producción de estructuras reproductivas en *R. ulmifolius*, posiblemente debido a que el bajo nivel de herbivoría que sufre no le implicaría reasignación de recursos. Ello le confiere una ventaja respecto de las especies nativas y podría ser un factor que explique su capacidad como especie invasora.

Referencias

- Niemeyer, H.M., R.O. Bustamante, J.A. Simonetti, S. Teillier, E. Fuentes Contreras & J.E. Mella. (2002). Historia natural de la Reserva Río Clarillo: Un espacio para aprender ecología, Impresos Socias, Santiago, Chile.
- Pauchard, A. & P.B. Alaback. (2004) Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18: 238–248

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

EFEECTO BORDE SOBRE LA GRANIVORÍA EN RELACIÓN AL TAMAÑO DE LAS SEMILLAS

Cindy Midence (Honduras) & Luis Reynoso (República Dominicana)
(Bióloga, estudiante pregrado)

Antecedentes: Los bordes cambian las condiciones bióticas y abióticas entre los diferentes ambientes y con ello las interacciones biológicas. La granivoría por ejemplo varía en intensidad desde los bordes hacia el interior de la vegetación. Mientras que en bosques tropicales la granivoría es menor en los bordes de bosques tropicales lluviosos, en los bosques templados, la depredación de semillas es mayor cerca del borde (Burkey, 1993, Bresciano et al. 1999, Donoso et al. 2003). En estos bosques además, el consumo de semillas grandes sería mayor que el consumo de semillas pequeñas (Donoso et al. 2003).

Si el aumento de la granivoría en los bordes de bosques es un fenómeno en bosques templados, nosotros esperamos que el consumo de semillas sea mayor en los bordes de los caminos de la Reserva Nacional Río Clarillo. Además, esperaríamos que se consumiesen más semillas grandes. Esto podría tener implicaciones sobre la dinámica del reclutamiento, favoreciendo la invasión de especies que produzcan semillas pequeñas como muchas especies introducidas, lo que afectaría la composición original del bosque de la Reserva Nacional.

Métodos: Para evaluar el consumo de semillas, establecimos 10 transectos lineales desde la orilla de caminos hacia el interior de la vegetación, distribuidos en intervalos de 10 m el uno del otro. Dentro de cada transecto se dispusieron siete estaciones con 10 semillas de diferente tamaño: maní como semilla grande y alpiste como semilla pequeña. Establecimos las estaciones de muestreo a intervalos crecientes entre 0 y 32 metros hacia el interior de un área de matorral esclerófilo. Esta distancia se expresó como el porcentaje de la distancia entre los bordes de los parches de vegetación analizados. El conteo de número de semillas removidas lo realizamos luego de 48 horas.

Resultados: Tanto para semillas grandes como semillas pequeñas, el consumo de no varía en relación a la distancia del borde ($r_s=0,09$; $N=40$; $P=0,56$; $r_s=0,18$; $N=21$; $P=0,42$, respectivamente; Fig. 1). Ello no obstante, las semillas grandes son significativamente más consumidas que las semillas pequeñas (Fig. 2).

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

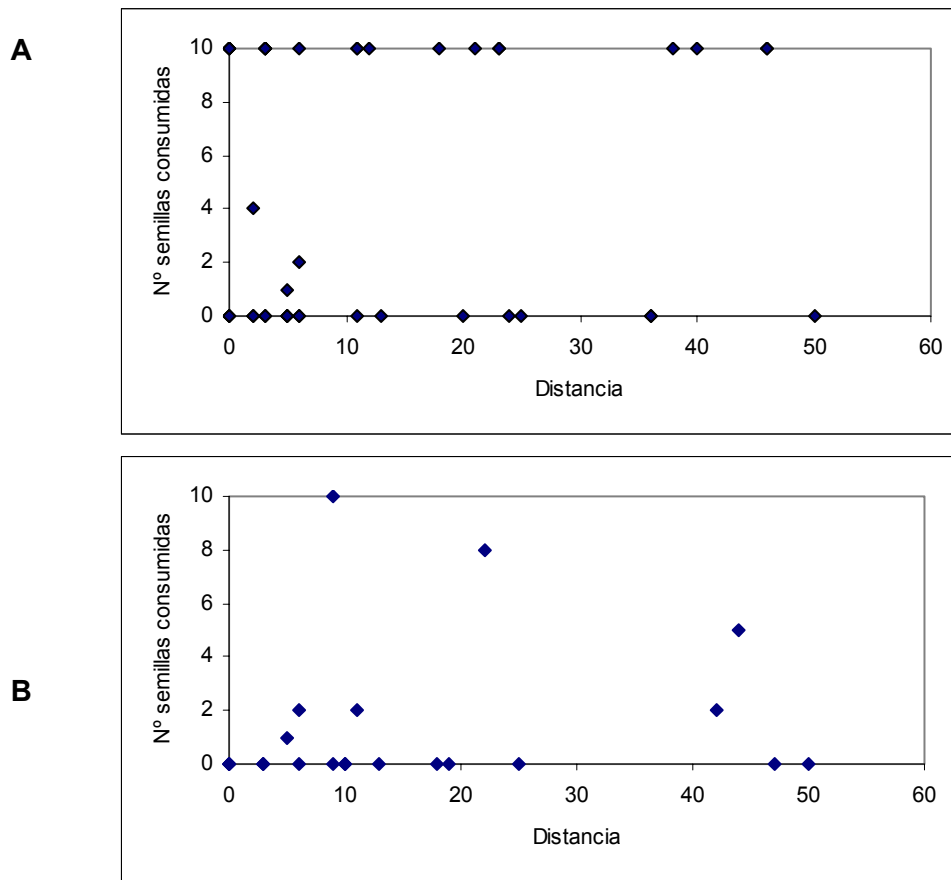


Figura 1. Consumo de semillas en función de la distancia al borde de los caminos para semillas grandes A (Mani) y semillas pequeñas B (alpiste).

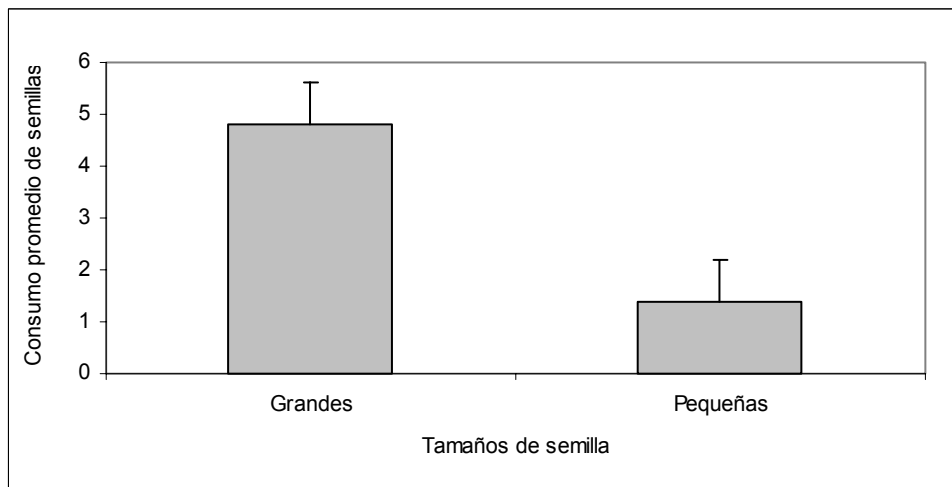


Figura 2. Consumo promedio de semillas en relación a la talla.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Discusión: Al igual que en otros bosque templados, los granívoros consumen preferentemente semillas grandes lo que facilitaría el establecimiento de especies de semilla pequeña, pero este consumo no varía según la distancia al borde. Esto sugiere que los primeros 30 m a partir de los caminos son “bordes” para los granívoros. En la Reserva Nacional Río Clarillo hay remanentes de bosque rodeados por caminos separados 60 m entre sí, por lo que estos remanentes serían solamente bordes desde el punto de vista de los granívoros. Por ello, establecer nuevos senderos al interior de la Reserva debería considerar los efectos de los mismos sobre las interacciones biológicas.

Referencias

- Bresciano, D., J.A. Simonetti & A.A. Grez. 1999. Edge effects in a Mediterranean woodland of Central Chile. *Journal of Mediterranean Ecology*. 1:35-40.
- Burkey, T. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two Neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* 66: 139-143.
- Donoso, D., A.A. Grez & J.A. Simonetti. 2003. Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. *Biological Conservation* 115: 63-70.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

RESPUESTAS MORFOLÓGICAS DE *CRYPTOCARYA ALBA* (LAURACEAE) Y *QUILLAJA SAPONARIA* (ROSACEAE) AL EFECTO BORDE

Paula Henríquez (Chile), Sandy Pereira (Honduras) & Héctor Pineda (Honduras)
(estudiante pregrado, estudiante pregrado, estudiante postgrado)

Antecedentes: La fragmentación del hábitat genera numerosos parches pequeños y aislados que quedan rodeados por una matriz distinta en estructura y composición al hábitat original (Ewers & Didham 2006). Producto de la fragmentación se incrementa el área de los bordes, lo que modifica el hábitat remanente tanto a nivel biótico como abiótico (Murcia 1995). Frecuentemente áreas cercanas a los bordes presentan mayores temperaturas, menor humedad y mayor incidencia de la radiación solar que en el interior del bosque. Además, cambiar la composición y abundancia de especies y suele alterarse la intensidad de las interacciones. Los caminos y senderos establecidos dentro de áreas protegidas pueden generar bordes, provocando potencialmente cambios similares a los descritos.

Frente a variaciones microclimáticas, las plantas pueden responder con cambios ecofisiológicos, morfológicos y estructurales. Dentro de las respuestas morfológicas más frecuentes es la reducción del área foliar y el aumento de su grosor. Ello permite reducir la pérdida de agua por transpiración, por lo que hojas de una misma especie desarrolladas bajo condiciones de menor disponibilidad de agua, como las encontradas en los bordes, tienden a ser más pequeñas gruesas. Por otro lado, hojas expuestas a altas intensidades de luz suelen exhibir una menor área foliar comparada con hojas de ambientes más sombríos (Crawley, 1997 tomado de Marino, 2004). Es así, que frecuentemente plantas sometidas a baja luminosidad, como las que se podrían encontrar hacia el interior del bosque, lejos de sus bordes, presentan una mayor distancia entrenudos como una forma de búsqueda de mejores condiciones de luz, evitando la sombra de plantas vecinas.

Cryptocarya alba se encuentra en laderas de exposición sur y fondos de quebrada, donde la humedad y la intensidad lumínica son bajas (Teillier et al. 2005). Por otro lado, *Quillaja saponaria* ocurre principalmente en terrenos y laderas soleadas (Hoffmann 1998). Teniendo en consideración los antecedentes mostrados anteriormente, se puede plantear que si existe un efecto del borde sobre la humedad y las condiciones de luminosidad, individuos de especies higrófilas como *C. alba* presentarían una menor área foliar y mayor peso en el borde que en el interior del bosque, y un mayor largo entrenudos en el interior en relación con individuos presentes en el interior del bosque. En tanto, individuos de especies propias de ambientes más secos como *Q. saponaria*, no presentarían cambios respecto de su área foliar entre borde de caminos e interior del bosque, mientras que la distancia entrenudos aumentaría hacia el interior. En este trabajo estudiar las respuestas morfológicas de *C. alba* y *Q. saponaria* a la generación de borde por el establecimiento de caminos dentro de la Reserva Nacional Río Clarillo.

Métodos. Se realizaron 10 transectos de 90 m de largo desde el borde de caminos hacia el interior del bosque, pues se ha descrito que a los 60 m la mayoría de los efectos de borde han desaparecido (Heliölä et al. 2001). En cada transecto se establecieron tres parcelas de 10 m². La primera a los 0 m, la segunda a los 30 m y la tercera a los 80 m. Dentro de cada una de ellas se seleccionó al azar un individuo de *C. alba* y otro de *Q.*

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

saponaria y se colectaron 25 hojas de cada uno. El área foliar se estimó mediante un medidor de área foliar AM200 (ADC BioScientific®) con un nivel de error en las mediciones de $\pm 2\%$. El peso de cada hoja fue determinada con una balanza de precisión (G-SA-TT-50) con un nivel de error de $\pm 0,01$ g. El área foliar específica (AFE) de cada hoja fue estimada como la razón entre el área de cada hoja y su masa ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$). Para evaluar la distancia entrenudos, se seleccionaron aleatoriamente tres ramas de cada individuo, midiendo con un pie de metro los brotes del año.

Resultados y discusión. Se evaluaron 24 individuos de *C. alba* y 13 de *Q. saponaria*, obteniéndose un total de 600 y 325 hojas, respectivamente. Tanto para *C. alba* como para *Q. saponaria*, el área foliar no difirió significativamente al aumentar la distancia desde el borde de los caminos hacia el interior del bosque. Además, ambas especies presentaron peso foliar y AFE similar a lo largo de los transectos (Tabla 1).

Respecto a la distancia entrenudos, no se encontró una respuesta significativa de crecimiento de biomasa aérea de los individuos de estas especies a la intensidad lumínica a lo largo de los transectos desde el borde del camino al interior del bosque (Tabla 1).

Para todas las variables analizadas, las diferencias entre parcelas situadas a los 0 m, 30 m y 80 m no fueron significativas, lo que podría atribuirse al tamaño de la muestra y un bajo poder estadístico. Sin embargo, es posible notar que el AFE de *C. alba* tiende a ser mayor en el borde de caminos en comparación con el interior del bosque. De ahí, se puede deducir que las hojas de esta especie tienden a ser más delgadas en bordes que hacia el interior, contrario a la hipótesis planteada en este estudio. Esto podría deberse a que parte de los transectos fueron trazados en senderos cercanos al río, por lo que en dichas zonas las diferencias de humedad y temperatura del aire entre borde de caminos e interior del bosque se atenúan, disminuyendo por lo tanto, las adaptaciones morfológicas de las especies. Por otro lado, el AFE de *Q. saponaria* su AFE no varió a lo largo de los transectos, como se esperaba en una especie esclerófila.

La ausencia de diferencias respecto a la distancia de los entrenudos de *C. alba*, podría deberse a la presencia de espacios abiertos (claros) dentro del bosque, que facilitan la captación de luz por parte de las especies. Para el caso de *Q. saponaria*, se registró una tendencia a que el largo de entrenudos fuese mayor en el interior del bosque que en los bordes, lo que concuerda con la hipótesis sugerida.

Finalmente, tanto especies propias de ambientes húmedos, como es el caso de *C. alba*, y otras propias de ambientes más secos como *Q. saponaria*, pueden soportar un amplio gradiente de variables ambientales como la humedad y temperatura del aire, aumentándose la amplitud del rango de distribución de estas especies, lo que tiene implicancias en el manejo y conservación de la flora de la Reserva Nacional Río Clarillo.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Tabla 1. Morfología foliar y distancia entrenudos en *Cryptocarya alba* y *Quillaja saponaria* en la Reserva Nacional Río Clarillo. Los valores corresponden a promedios y su error estándar.

Morfología foliar / distancia al borde	0 m	30 m	80 m	U o F	P
<i>C. alba</i>					
Peso de hojas (g)	0,25 ± 0,03	0,29 ± 0,09	0,23 ± 0,04	0,37	0,69
Área foliar (cm ²)	21,46 ± 4,47	23,32 ± 5,82	18,48 ± 5,52	0,21	0,81
Área foliar específica (cm ² g ⁻¹)	96,16 ± 18,12	91,75 ± 20,74	76,46 ± 12,78	0,4	0,68
Largo entrenudos (cm)	12,67 ± 3,06	12,05 ± 4,15	11,77 ± 4,02	0,01	0,99
<i>Q. saponaria</i>					
Peso de hojas (g)	0,27 ± 0,05	0,23 ± 0,05	0,19 ± 0,03	0,78	0,48
Área foliar (cm ²)	9,5 ± 0,83	8,91 ± 1,79	8,08 ± 1,42	0,29	0,75
Área foliar específica (cm ² g ⁻¹)	37,7 ± 3,74	38,09 ± 1,4	42,29 ± 1,81	0,79	0,48
Largo entrenudos (cm)	5,54 ± 0,47	5,33 ± 0,5	10,97 ± 6,69	8	0,62

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Referencias

- Ewers, R.M. & R.K. Dirham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- Heliölä, J., M. Koivula & J. Niemelä. 2001. Distribution of carabids beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Conservation Biology* 15: 370-377.
- Hoffmann, A. 1998. Flora silvestre de Chile zona central. Fundación Claudio Gay. Santiago, Chile. 254 pp.
- Marino, H. 2004. Fisiología ecológica en plantas. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Valparaíso, Chile. 285 pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Teillier, S., G. Aldunate, P. Riedemann & H. Niemeyer. 2005. Flora de la Reserva Nacional Río Clarillo. Impresos Socias, Santiago, Chile. 367 pp.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

EFFECTO NODRIZA DE *RUBUS ULMIFOLIUS* Y *LITHRAEA CAUSTICA*

Etienne Hérard (Haití) & Sandra Arroyo (Perú)
(Ingeniero Agrónomo, Bióloga)

Antecedentes. Las plantas nodrizas son aquellas que facilitan el establecimiento de otras plantas bajo su dosel, ya que ofrecen microhábitats favorables para la germinación de semillas y reclutamiento de plántulas. El efecto nodriza puede actuar a través de protección contra granívoros o herbívoros, contra temperaturas extremas, favoreciendo la acumulación de materia orgánica y humedad entre otros factores. Este efecto parece ser más importante en lugares secos que en sitios húmedos donde las condiciones del cambio de vegetación podrían ser más rápidas (Fuentes et al. 1986). La presencia de plantas nodrizas han sido ampliamente documentado en como regiones áridas y semiáridas (Arroyo et al. 2003).

En Chile, varias especies nativas como *Lithraea caustica*, *Quillaja saponaria* y *Colliguaya odorifera* pueden actuar como nodrizas (Fuentes et al. 1984). *Rubus ulmifolius*, especie alóctona invasora en la Reserva Nacional Río Clarillo (Niemeyer et al., 2002). Esta especie presenta una morfología tipo “arbusto con falda” similar a las especies nativas que son nodrizas, por ello esta especie podría actuar también como planta nodriza. Si *R. ulmifolius* actúa como nodriza, el número de especies y abundancia de plántulas presentes bajo su dosel debería ser igual que en las especies nativas nodrizas y debería generar microhábitats similares comparado en ambos casos con el suelo desnudo. En este trabajo contrastamos esta hipótesis.

Métodos. La riqueza y abundancia de plántulas se evaluaron en 45 parcelas de 100 x 100 cm, 15 de las cuales estaban bajo *R. ulmifolius*, 15 bajo *L. caustica* y 15 en campo abierto. Además se midió la temperatura (°C), luminosidad (Pie/candela), humedad (%). Las variables microclimáticas se expresan como diferencias entre la situación bajo dosel y a campo abierto,

Resultados. En comparación con suelo desnudo, la temperatura del aire fue significativamente menor debajo de *R. ulmifolius* que debajo de *L. caustica* ($t = 3,08$; $P = 0,005$; Fig. 1). Para la humedad relativa (Fig. 2) y la luminosidad (Fig. 3) no hubo diferencia significativa entre *R. ulmifolius* y *L. caustica* donde ($t = 0,91$; $P = 0,37$) y ($t = 2,18$, $P = 0,561$) respectivamente.

En cuanto al número y abundancia de especies arbóreas y arbustivas presentes bajo *R. ulmifolius* y *L. caustica*, no hay diferencias estadísticamente entre las dos especies ($H = 4,6$; $P = 0,10$) para número de especies; $H = 4,67$; $P = 0,1$, respectivamente; Fig. 4 y 5). El número ($H = 5,75$; $P = 0,06$) y abundancia de especies de helechos $H = 5,74$; $P = 0,06$) presentes bajo *R. ulmifolius* y *L. caustica* es marginalmente significativo, presentándose dos especies de helechos en cada caso con 35 individuos bajo el dosel *R. ulmifolius* y 38 individuos bajo *L. caustica*.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Discusión. Los resultados sugieren que *R. ulmifolius* presenta el efecto nodriza de igual manera que *L. caustica*. A partir de este trabajo podemos destacar que a pesar de que *R. ulmifolius* es una especie alóctona e invasora tiene efecto nodriza que favorece a especies nativas igual que *L. caustica*. Por lo que esta especie, debería verse desde otro punto de vista, siendo importante en la conservación en las etapas iniciales de la restauración de vegetación.

Referencias

- Arroyo, M. T. K., L. A. Cavieres, A. Peñaloza & M.T.K. Arroyo. 2003. Positive associations between the cushion plant *Azorella monantha* (Apiaceae) and alpine plant species in the Chilean Patagonian Andes. *Plant Ecology* 169: 121–129.
- Fuentes, E. R., A. J. Hoffmann, A. Poiani & M. C. Alliende. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia* 68: 358-366.
- Fuentes, E. R., R. D. Otaiza, M. C. Alliende, A. Hoffmann & A. Poiani. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62: 405-411.
- Niemeyer, H. M., R. O. Bustamante, J. A. Simonetti, S. Teillier, E. F. Contreras & J. E. Mella. 2002. Historia Natural de la Reserva Río Clarillo: Un espacio para aprender ecología. Impreso Socias. Santiago, Chile.

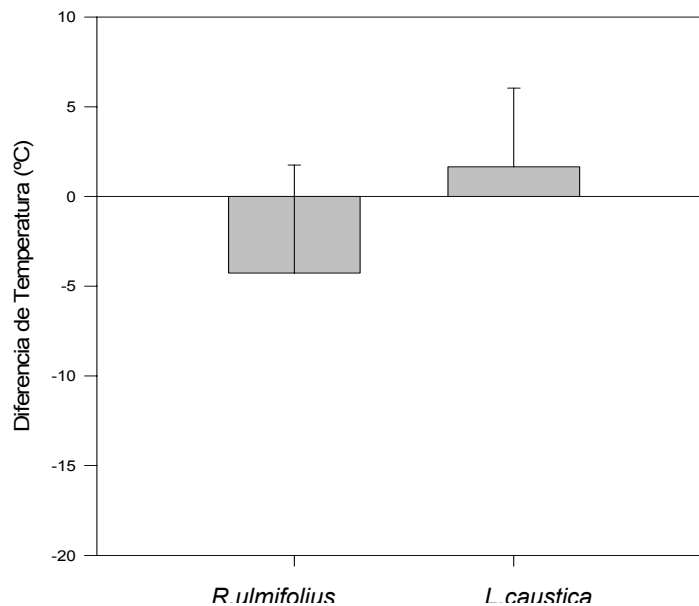


Figura 1. Diferencias de temperatura bajo el dosel de *R. ulmifolius* - campo abierto y *L. caustica*- campo abierto

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

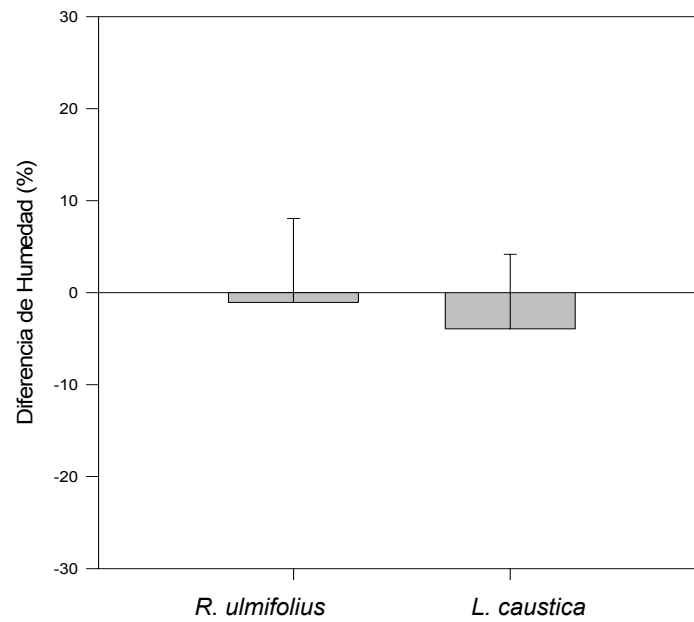


Figura 2. Diferencias de humedad bajo el dosel de *R. ulmifolius* - campo abierto y *L. caustica*- campo abierto.

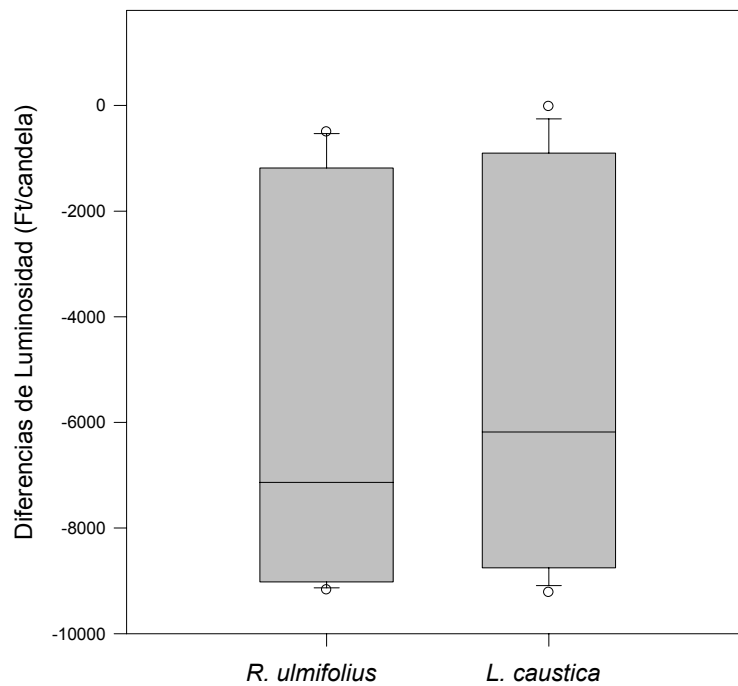


Figura 3. Diferencias de luminosidad bajo el dosel de *R. ulmifolius* - campo abierto y *L. caustica*- campo abierto.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

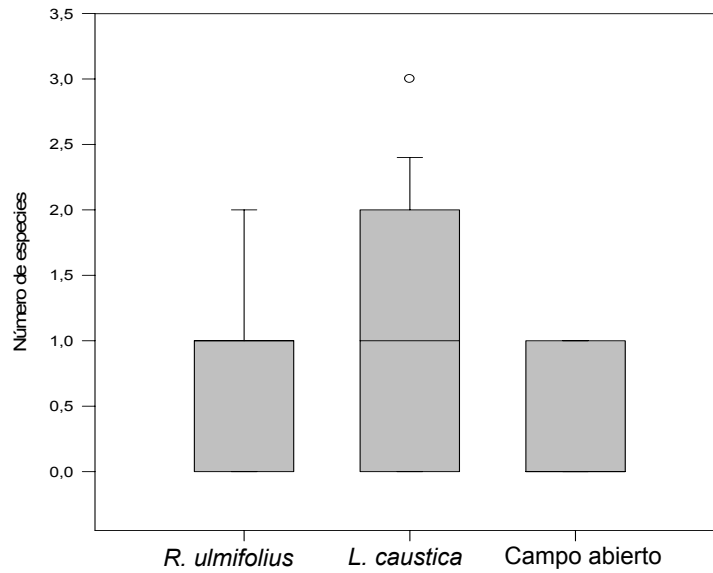


Figura 4. Número de especies presentes bajo el dosel de *R. ulmifolius*, *L. caustica* y en campo abierto.

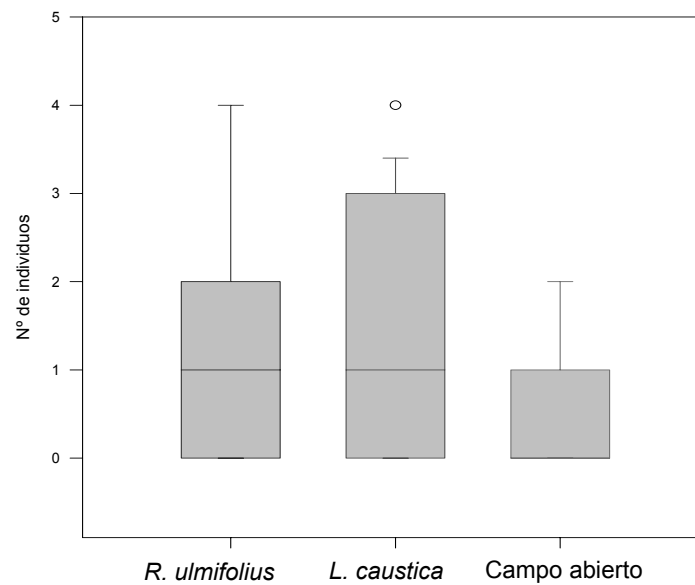


Figura 5. Abundancia de especies presentes bajo el dosel de *R. ulmifolius*, *L. caustica* y en campo abierto.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

EFFECTO DE LOS BORDES DE DIFERENTES TAMAÑOS DE CAMINO SOBRE LA DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA, Y DESEMPEÑO DE *GNAPHALIUM PHILIPPII*

Andrés Madrid (Chile) y Francisco Aceituno (Honduras)
(Licenciado en Ciencias Ambientales, Biólogo)

Antecedentes: Las Áreas Protegidas son usadas como zonas de recreación. Entre los efectos de esta actividad están los senderos de uso público, los cuales pueden afectar a la distribución y abundancia de las especies silvestres (Pauchard & Alaback 2004). Los bordes de caminos pueden facilitar que especies invasoras penetren al interior de éstas, desde zonas con una matriz de usos intensiva. Sin embargo, el efecto de estos bordes en especies nativas es poco conocido, por lo que realizar estudios con especies indicadoras del grado de perturbación, resulta indispensable para conocer la influencia de los caminos en el normal funcionamiento de estos espacios. Para el presente estudio escogimos la terófito *Gnaphalium philippii*, por tratarse de una especie nativa que se distribuye en ambientes soleados y perturbados (Teillier et al. 2005).

Si *Gnaphalium philippii* es una especie ruderal, esperaríamos una disminución en su abundancia desde los bordes de caminos hacia el interior de la vegetación, que la altura de los individuos aumentara y la cantidad de inflorescencias, como estimador de éxito reproductivo, por individuos disminuyera.

Métodos: La abundancia se estimó como el número de individuos /m² en 20 transectos de 32 m de largo, perpendiculares desde el borde de los caminos hacia el interior de la vegetación circundante, en caminos de diferentes tamaños agrupados en dos categorías: Angostos (0,6 - 2,6 m, n = 13) y Anchos (4,2 - 5,9 m, n = 7). En estos se dispusieron 6 parcelas de 1 m² ubicadas a 1, 2, 4, 8, 16 y 32 m desde el borde. Dentro de las parcelas se cuantificó la abundancia de *G. philippii*, la altura de los individuos y el éxito reproductivo de acuerdo a su número de inflorescencias. Los transectos fueron ubicados al azar, pero separados a lo menos por 100 m entre sí. Las variables abióticas, se evaluaron en 3 transectos a partir de caminos anchos y otros 3 en caminos angostos, registrándose la humedad relativa y temperatura del aire y radiación en la primera (1 m del borde) y última (32 m del borde) de las parcelas.

Resultados: En caminos angostos, la humedad relativa y temperatura del aire no difieren entre los 1 y 32 m desde el borde pero la radiación disminuye en 40% hacia el interior de la vegetación. En los caminos anchos, en los primeros 32 m desde el borde no hay variaciones en temperatura, humedad o luminosidad (Fig. 1).

La abundancia de *G. philippii* en caminos angostos se correlaciona negativamente con la distancia desde el borde en los caminos angostos ($r_s = -0,19$; $P = 0,09$; Fig. 2). Sin embargo, la abundancia de *G. philippii* no varía significativamente hacia el interior desde bordes de caminos anchos ($r_s = 0,24$; $P = 0,13$; Fig. 3).

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

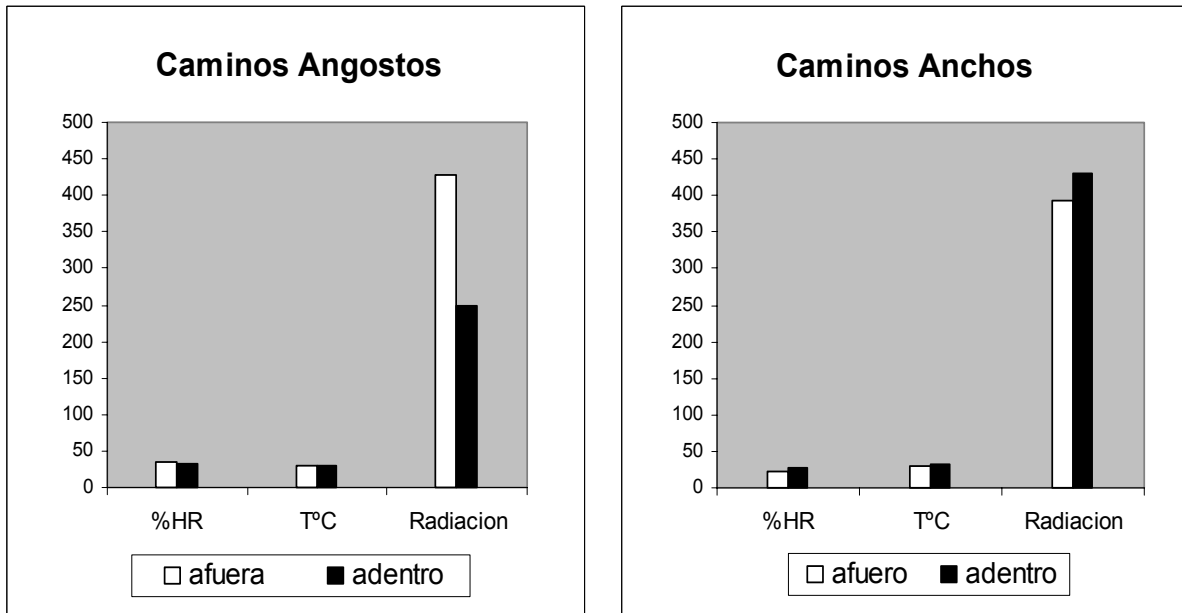


Figura 1. Variables abióticas en bordes e interior de caminos de diferente ancho.

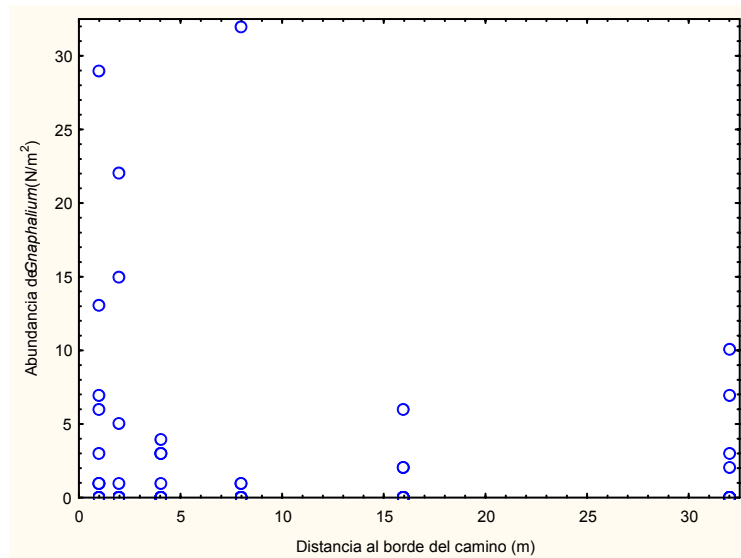


Figura 2. Abundancia de *Gnaphalium philippii* en función de la distancia desde el borde de caminos angostos al interior de la vegetación.

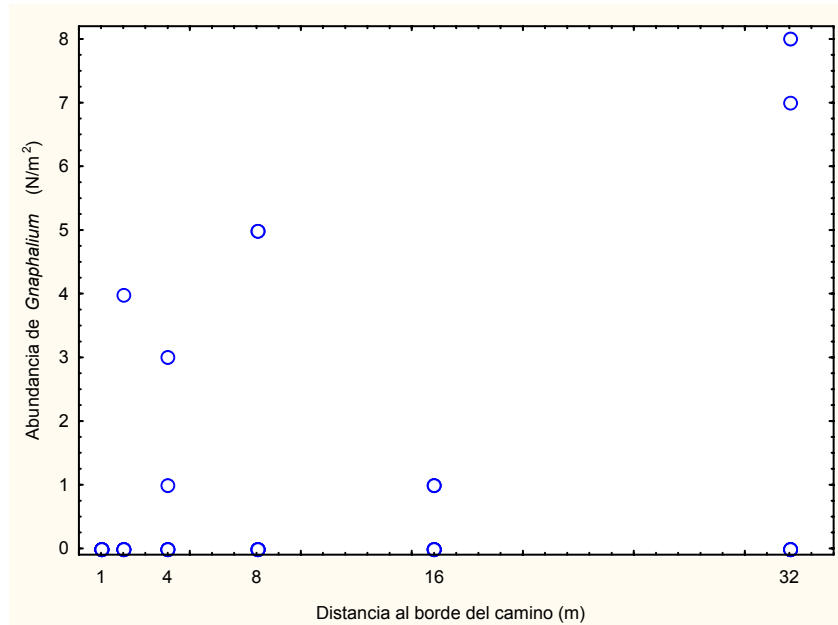


Figura 3. Abundancia de *Gnaphalium philippii* en función de la distancia desde el borde de caminos anchos al interior de la vegetación.

Por otro lado, la altura de los individuos de *G. philippii* no varía significativamente en función de la distancia al borde de caminos angostos ($r_s = -0,18$; $P = 0,11$) o anchos ($r_s = 0,23$; $P = 0,14$). Esto indicaría que *G. philippii* en los caminos angostos no respondería mediante crecimiento en altura a la falta de luz. En relación al éxito reproductivo de *G. philippii*, no hay ninguna correlación entre la cantidad de inflorescencias y la distancia desde el borde en caminos angostos ($r_s = -0,13$; $P = 0,25$) o anchos ($r_s = 0,21$; $P = 0,18$), ambas no significativas.

Discusión: *Gnaphalium philippii* se distribuye respondiendo a procesos de perturbación como senderos. Los cambios ambientales generados por los caminos angostos penetrarían poco hacia la vegetación, a lo cual respondería *G. philippii* decreciendo hacia el interior. En cambio, caminos anchos la especie no distingue mayores diferencias hacia el interior de la vegetación, distribuyéndose de igual forma, tanto en bordes como al interior, lo que significa que las modificaciones ambientales penetran a lo menos 32 m a partir de los caminos anchos.

Por lo tanto, se deberían concentrar los esfuerzos de restauración y mitigación en las áreas colindantes a los caminos de mayor tamaño, hasta por lo menos 32 m hacia el interior de la vegetación, para así poder disminuir los cambios en las condiciones naturales, ya sean abióticas, bióticas directas e indirectas (Murcia, 1995). De no hacerlo, se estará beneficiando a ciertas especies, en desmedro de otras.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Referencias

- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Pauchard, A. & P.B. Alaback (2004) Influence of elevation, land use and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology* 18: 238-248.
- Tellier, S. Aldunate, G. Reidemann, P. & H. Niemeyer (2005) Flora de la Reserva Nacional Río Clarillo. Ediciones Impresos Socias, Santiago, Chile.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

PRESENCIA, ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE LA “ARAÑITA BLANCA” EN FUNCIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE *GNAPHALIUM PHILIPPII*

Arlen Marmolejo (República Dominicana) & Víctor Ardiles (Chile)
(estudiante pregrado, Biólogo)

Antecedentes: Las áreas silvestres protegidas implementan senderos de interpretación y caminos de acceso peatonales o vehiculares que fragmentan la vegetación original. Esta apertura genera cambios abióticos y bióticos en sus bordes los que pueden afectar la reproducción, crecimiento, dispersión de semillas y mortalidad de plantas (Lindenmayer & Fischer 2006). En este sentido, Madrid & Aceituno (2007) revelan que la abundancia y distribución de *Gnaphalium philippii* está correlacionada negativamente con la distancia al borde de caminos angostos.

En la Reserva Nacional Río Clarillo la “Arañita Blanca” aparece sobre flores de *G. philippii* pero aparentemente no sobre otras plantas. Además, algunas inflorescencias de *G. philippii* presentan daño causados posiblemente por los visitantes que transitan los senderos de la Reserva. Con estos antecedentes se plantea que si la “Arañita Blanca” está asociada a *G. philippii*, entonces su presencia y abundancia estará directamente relacionada con la abundancia de *G. philippii*; además, si *G. philippii* está asociada a los bordes de los caminos, entonces su presencia, abundancia serán mayores en los bordes de los senderos que en el interior del bosque, pero si la cantidad de flores dañadas es mayor cerca de los bordes ello afectaría la calidad de hábitat y la abundancia de arañas.

Los objetivos de este estudio son determinar si la presencia y daños en las flores de *G. philippii* es función de los bordes de los caminos, como también establecer si la “Arañita Blanca” está asociada exclusivamente a *G. philippii*, determinando sus patrones de presencia, abundancia y distribución en la Reserva.

Métodos: La abundancia de *G. philippii*, el número de inflorescencias dañadas de *G. philippii*, la abundancia de otras plantas y de las “Arañitas Blancas” en *G. philippii* y sobre otras plantas se estimaron mediante conteos en 20 transectos de 32 m de largo desde el borde del camino hacia el interior del bosque. En cada transecto se realizaron 6 parcelas de 1 m² ubicadas a 1, 2, 4, 8, 16 y 32 m desde el borde.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

Resultados: Se censaron 508 plantas de las cuales 219 eran *G. philippii* y 289 de otras especies; 19 inflorescencias de *G. philippii* dañadas y 18 “Arañitas Blancas” sobre *G. philippii*. La “Arañita Blanca” se encontró solamente sobre *G. philippii*. Un 8% de *G. philippii* eran ocupadas por esta especie mientras ninguna de otras 289 plantas de diferentes especies estaban ocupadas. Si bien la abundancia de la “Arañita Blanca” no varía con la abundancia de *G. philippii* a diferentes distancias al borde de los caminos ($r_S = -0,11$, $P = 0,35$; Fig. 1), la proporción de flores usadas por la “Arañita Blanca” decrece significativamente con la distancia al borde ($r_S = -0,34$, $P = 0,04$; Fig. 2).

Gnaphalium philippii tiende a decrecer en abundancia en función de los bordes de los caminos considerando caminos de diferentes anchos ($r_S = -0,19$, $P = 0,08$). La cantidad de flores dañadas sin embargo no varía significativamente en función de la distancia al borde de los senderos ($r_S = 0,03$, $P = 0,85$).

Discusión: La “Arañita Blanca” se distribuye sobre *G. philippii* y su abundancia relativa disminuye en función de la distancia al borde de caminos. Los daños de las flores de *G. philippii* no están influenciados por la proximidad a los bordes de los caminos, por lo que los senderos de la Reserva utilizados por los visitantes no representarían una perturbación significativa en términos de la calidad de hábitat de la “Arañita Blanca”. En todo caso, al igual que *G. philippii*, esta araña sería una especie ruderal cuya abundancia dependería, al menos en parte, del efecto positivo que la apertura de caminos tiene sobre su especie hospedera.

Referencias

- Hoffmann J., A. 1998. Flora Silvestre de Chile, zona central. 4^{ta} ed. Fundación Claudio Gay. Santiago, Chile. 254 pp.
- Lindenmayer, D. B. & J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change, an ecological and conservation synthesis. Editorial CSIRO, Australia.
- Madrid, A. & F. Aceituno. 2007. Efecto de los bordes de diferentes tamaños de caminos sobre la abundancia, distribución, altura y éxito reproductivo de *Gnaphalium philippii* (este curso).
- Niemeyer, H. M, R. O. Bustamante, J. A. Simonetti, S. Teillier, E. Fuentes C. & J. E. Mella. 2002. Historia Natural de la Reserva Nacional Río Clarillo: un espacio para aprender ecología. Impresos Socías, Santiago, Chile.
- Teillier, S., G. Aldunate, P. Riedemann & H. Niemeyer. 2005. Flora de la Reserva Nacional Río Clarillo, guía de identificación de especies. Impresos Socías, Santiago, Chile.

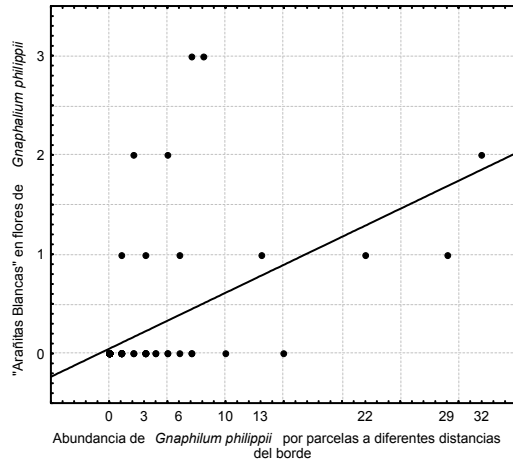


Figura 1. Abundancia de la "Arañita Blanca" en función de la abundancia de *Gnaphalium philippii* a diferentes distancias del borde de caminos.

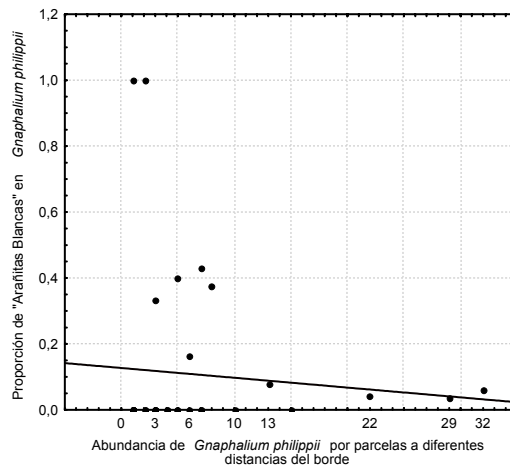


Figura 2. Proporción de *Gnaphalium philippii* ocupadas por "Arañita Blanca" en función de la distancia al borde de caminos.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

EFECTOS DE BORDE SOBRE LA HERBIVORÍA EN *CRYPTOCARYA ALBA*Y ALGO MÁS

Begonia María Vieytez (El Salvador) & María José Endara (Ecuador)
(Biólogas)

Antecedentes: La fragmentación del bosque afecta las interacciones planta-animal, producto de cambios en la diversidad y abundancia de herbívoros, polinizadores, frugívoros y granívoros, resultando en un cambio de la composición natural del bosque (Bresciano et al.1999, Simonetti et al. 2007).La apertura de caminos, como factor de fragmentación, puede generar cambios abióticos y bióticos al interior de la vegetación nativa (Bustamante & Grez 1995). Entre los cambios bióticos frecuentes es la reducción de las tasas de herbivoría (Simonetti et al. 2007).

La creación de senderos en el bosque de la Reserva Natural Río Clarilloes un tipo de fragmentación que podría modificar las interacciones biológicas, como las relacionadas con el incremento de la depredación en los bordes de los senderos, lo que tendría consecuencias en cadena sobre diferentes organismos relacionados a las presas. En este contexto, la perturbación de un hábitat puede producir un incremento en la tasa de insectivoría en los fragmentos de bosque, reduciendo la abundancia de herbívoros, de forma tal que se genera una disminución en la herbivoría. Ello podría provocar un incremento en la acumulación de materia orgánica en el sustrato, afectando los procesos de reclutamiento de las especies vegetales (González-Gómez et al. 2006, Simonetti et al. 2006).

En la Reserva es frecuente observar plantas en el borde del camino que no presentan hojas con efectos de herbivoría por lo que se puede preguntar si la tasa de herbivoría en el borde del bosque es menor que la tasa en el interior del mismo. Si fuese así, podría preguntarse si la disminución en herbivoría estaría ligada a un incremento en la insectivoría o, alternativamente, a una disminución de la palatabilidad de las hojas de los individuos creciendo en los bordes. Finalmente, si hay menor herbivoría, ello podría aumentar la cantidad de hojarasca depositada en el sustrato a lo largo de los bordes del bosque, actuando como una limitante para el establecimiento de las plántulas. Para responder a las interrogantes anteriores se seleccionó como objeto de estudio a *Cryptocarya alba*, especie presente tanto en el borde como al interior del bosque.

Metodología. La herbivoría se estimó en cuarenta individuos de *C. alba*, veinte en el borde y veinte en el interior del bosque, separados a una distancia de cincuenta metros. De cada árbol se extrajeron 50 hojas, tomadas aleatoriamente de diferentes ramas y alturas. La proporción de superficie foliar removida fue asignada a una de seis categorías: 0, no hay indicio de herbivoría; 1, entre 1 y 6% de la superficie removida; 2, entre 7 y 12% de la superficie removida; 3, entre 13 y 25% de la superficie removida; 4, entre 26 y 50% de la superficie removida y 5, más del 50% de superficie removida. Estas categorías se utilizan para el cálculo del índice de herbivoría: $HI = \sum n(C)_{0-5} / N$, donde n es el número de hojas de una categoría dada de herbivoría C, multiplicado por el valor de la categoría C de 0 a 5, y N es el número total de hojas estudiadas por árbol (Bresciado, et al.1999).

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

La insectivoría se determinó mediante un experimento de campo, el cual consistió en colocar sobre cada uno de los cuarenta árboles previamente seleccionados, cinco orugas modeladas en plastilina. Al cabo de 48 hrs, indicios de ataque o daño a los modelos fue considerado como insectivoría.

De igual manera, parcelas de 25 x 25 cm² fueron establecidas bajo la copa de cada árbol, de las cuales se removió la hojarasca hasta el nivel del sustrato. Posteriormente, cada muestra fue pesada para estimar la cantidad de materia orgánica acumulada, tanto en el borde como al interior del bosque. De igual forma, as plántulas dentro de una radio de un metro a partir de la base del tronco de cada individuo de *C. alba*, fueron contadas para evaluar diferencias en reclutamiento.

La palatabilidad de las hojas de *C. alba*, se midió a través de un experimento de laboratorio, con ocho larvas de lepidópteros. A cada una se le colocó dos fragmentos de 1 cm² de área, uno procedente del borde y el otro del interior del bosque. Las larvas fueron colocadas individualmente en cápsulas Petri durante una noche,

Resultados: La herbivoría fue significativamente mayor en árboles de *C. alba* del interior del bosque (U= 2, p_≤ 0,001; Fig. 1). La mayoría de los individuos, tanto del borde como del interior, se ubicaron en la Categoría 0, y solamente al interior del bosque se obtuvieron resultados para la Categoría 5 (Figuras 2 y 3).

La insectivoría fue significativamente mayor en el borde del bosque (U= 122, p=0,035; Fig. 4). La proporción de árboles en los que las larvas fueron atacadas en el borde es mayor que los árboles cuyas larvas fueron afectadas en el interior (z= 2,76, p= 0,003; Fig. 5).

La cantidad de hojarasca fue menor en el borde que en el interior (U= 121; p= 0,033); y la abundancia de plántulas fue mayor interior del bosque (U=81,5, p= 0,001; Figs 6 y 7, respectivamente). Por su parte, la palatabilidad no presentó diferencias significativas en cuanto a la preferencia de las larvas por alguno de las dos opciones de hojas de *C. alba*.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

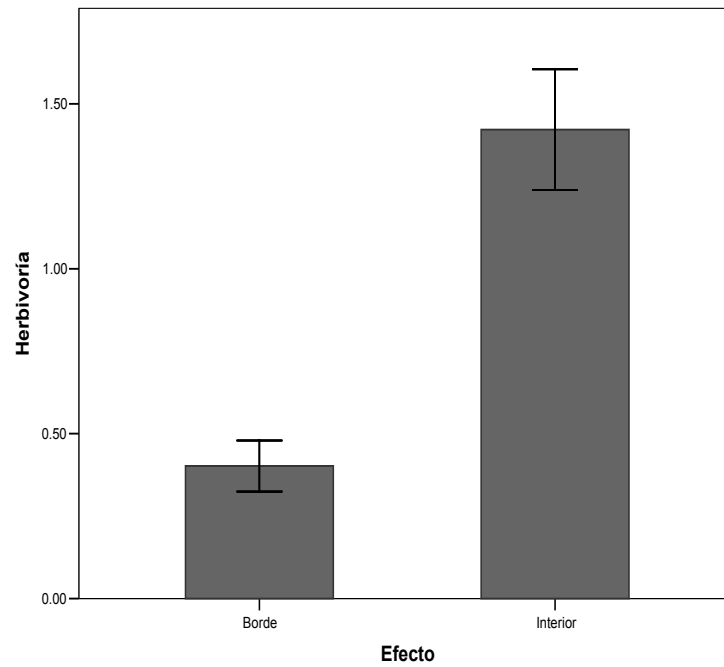


Figura 1. Herbivoría entre individuos de *C. alba* entre el borde y el interior del bosque.

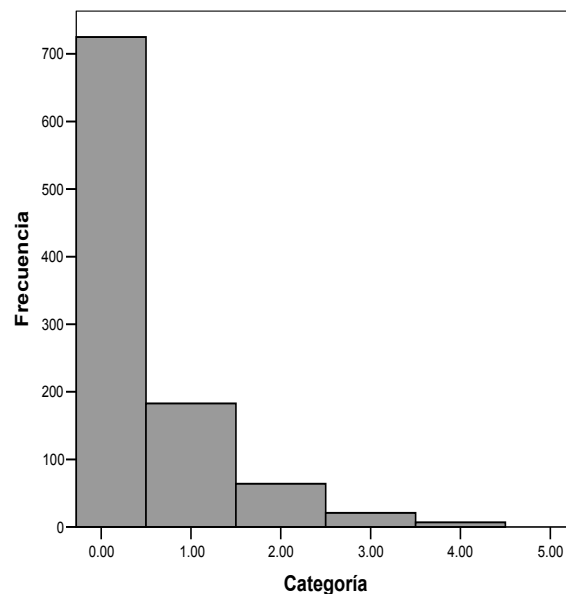


Figura 2. Distribución de frecuencia de categorías de superficie foliar removida por herbívoros, correspondiente a los individuos del borde.

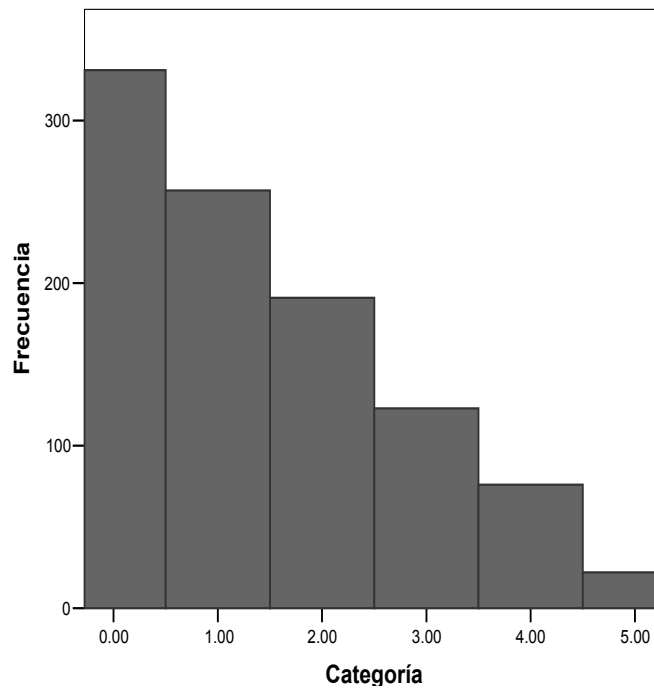


Figura 3. Distribución de frecuencia de categorías de superficie foliar removida por herbívoros, correspondiente a los individuos del interior.

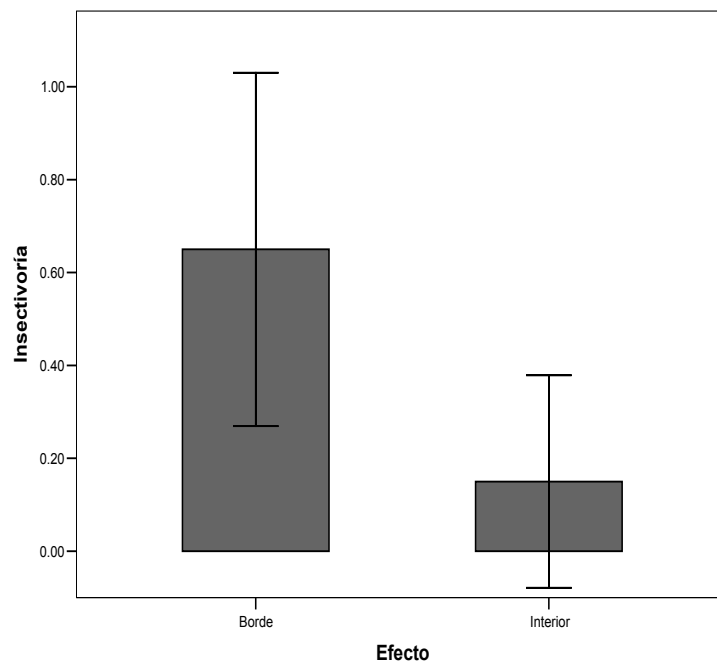


Figura 4: Insectivoría sobre larvas ubicadas en individuos de *C. alba* entre el borde y el interior del bosque.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

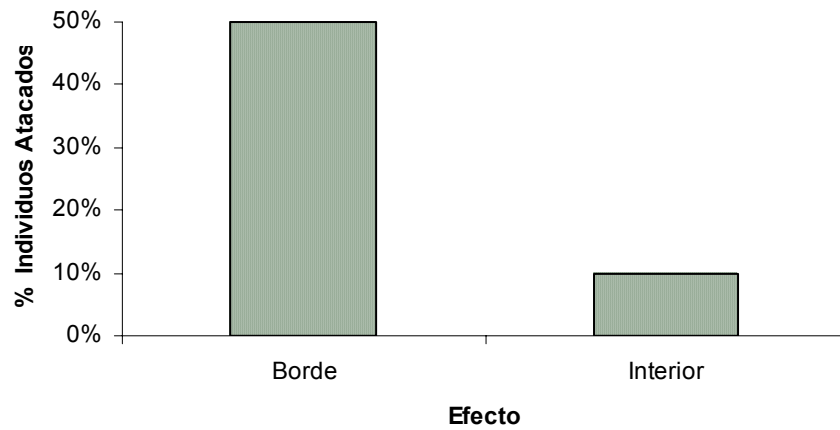


Figura 5: Proporción de árboles cuyas larvas fueron atacadas.

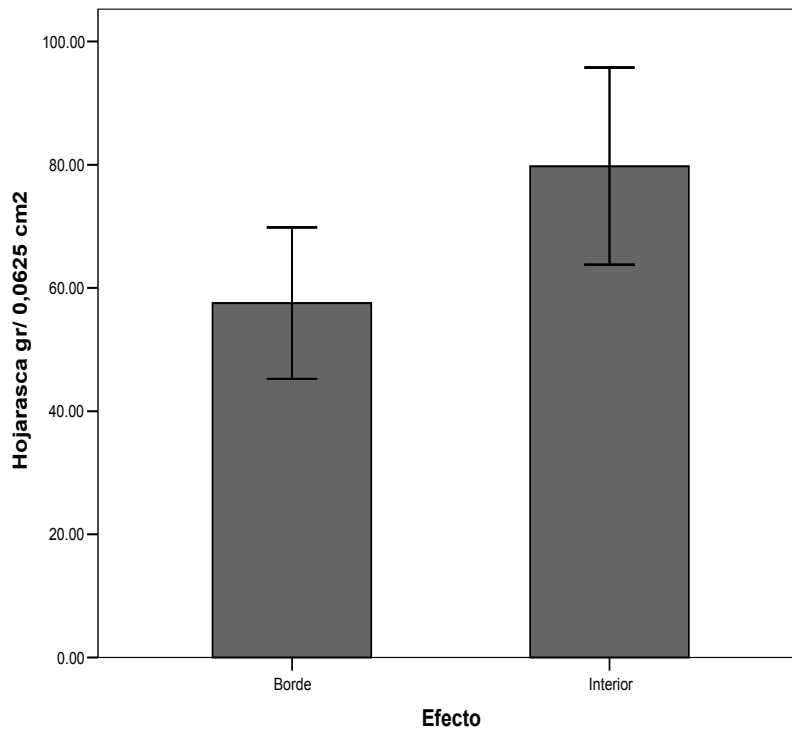


Figura 6: Cantidad de hojarasca (g/ 625 cm²) en el borde y al interior del bosque.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

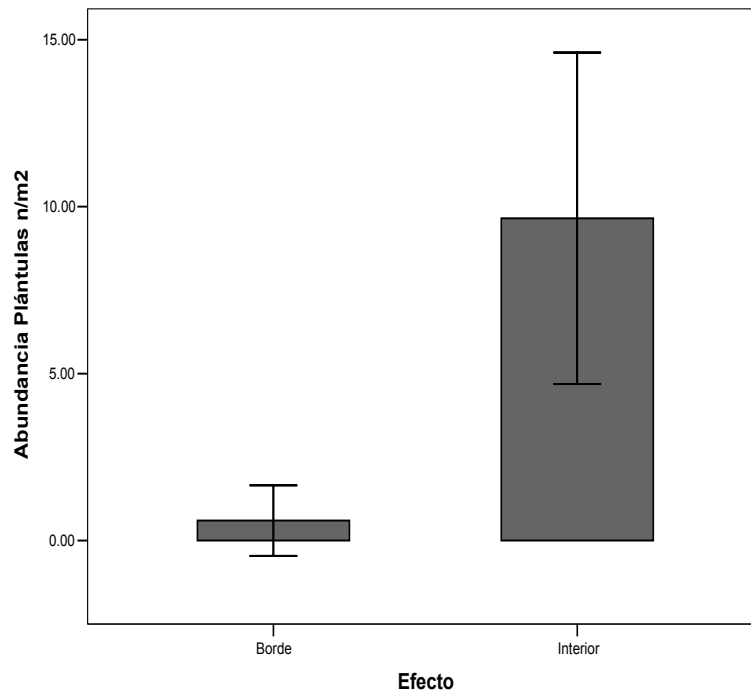


Figura 7: Abundancia plántulas de *C. alba* en el borde e interior.

Discusión: La apertura de senderos en la Reserva Nacional Río Clarillo está afectando la herbivoría sobre *C. alba*. Este borde tiene un efecto similar a lo que ocurre en el matorral mediterráneo (Bresciano et al. 1999). Una disminución de la herbivoría también está asociada a la fragmentación del Bosque Maulino donde la fragmentación aumenta las tasas de insectivoría y la consecuente disminución de la población de herbívoros y herbivoría (Simonetti et al. 2007). En Río Clarillo existe un incremento en la insectivoría en el borde del bosque, lo que podría ser la causa de la baja herbivoría en los individuos de *C. alba* creciendo en los bordes de caminos.

Una respuesta alternativa es la disminución en la palatabilidad de las hojas de los árboles a la orilla del camino. Cambios micro-climáticos en los fragmentos de bosques pueden modificar atributos físicos y químicos de las hojas, volviéndolas menos palatables que aquellas de bosques intactos (Simonetti et al. 2007). Sin embargo, no hay diferencia en el consumo de hojas por parte de las larvas en los experimentos, lo que permitiría descartar esta alternativa.

La disminución en la herbivoría puede modificar procesos ecosistémicos, como la descomposición de la materia orgánica (Bustamante & Grez 1995). Al disminuir la herbivoría se esperaba un aumento en la acumulación de hojarasca y como un efecto adicional una disminución en el reclutamiento. La descomposición de la materia orgánica proveería un “servicio” que aseguraría la regeneración de las especies al otorgar nutrientes y protección a las plántulas (Bustamante & Grez 1995). No obstante, la hojarasca es más abundante al interior del bosque que en el borde y ello no se traduce en menor reclutamiento pues hay más plántulas en el interior.

ACTUALIZACIÓN EN CONSERVACIÓN BIOLÓGICA II

La disminución de plántulas en el borde podría darse por un incremento en la tasa de granivoría en áreas abiertas, con lo que consecuentemente se reduciría el éxito reproductivo (Bustamante et al. 1993). Asimismo, la escasa presencia de plántulas en el borde puede estar fuertemente relacionada a las condiciones abióticas como aumento en la temperatura, alta luminosidad, mayor evapotranspiración, incremento en la velocidad del viento y finalmente la disminución en la humedad del sustrato en el borde (Bustamante & Grez 1995), condiciones que pueden derivar en la disminución del establecimiento de las plántulas.

Los resultados de esta investigación sugieren que es preciso evitar la apertura de nuevos senderos, dado que esta actividad contribuye al aumento, tanto de la fragmentación del bosque, como de las variaciones entre las relaciones biológicas de los organismos en la Reserva.

Referencias

- Bresciano, D., J.A. Simonetti & A.A. Grez (1999) Edge Effects in a Mediterranean woodland of central Chile. *Journal of Mediterranean Ecology* 1: 35-40.
- Bustamante, R. & A. Grez (1995) Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11 (2): 58-63.
- Bustamante, R.O., A.A. Grez, J.A. Simonetti, R.A. Vásquez & A.M. Walkowiak (1993) Antagonistic effects of frugivories on seeds of *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (Lauraceae): consequences on seedling recruitment. *Acta Oecologica* 14: 739-745.
- González-Gómez, P.L., Estades C. F., Simonetti, J.A. (2006) Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecologia* 148: 137–143
- Simonetti, J.A., Grez, A.A., Bustamante, R.O. (2006) Interacciones y procesos en el bosque maulino fragmentado. En: Simonetti, J.A., A.A. Grez & R.O. Bustamante (eds.), *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago: 99 – 114.
- Simonetti, J.A., Grez, A.A., Celis-Diez, J.L., Bustamante, R.O. (2007) Herbivory and seedling performance in a fragmented temperate forest of Chile. *Acta Oecologica* 32: 312-318.