

Potencial de restauración ecológica en zonas de uso público en el Parque Nacional Torres del Paine

Ecological restoration potential in areas of public use in Torres del Paine National Park

Fiorella Repetto Giavelli^{1,2,3} & José Cabello Cabalin^{1,2,4}

El Parque Nacional Torres del Paine (PNTP) se ubica en la Región de Magallanes y la Antártica Chilena y es una de las 102 áreas silvestres protegidas (ASP) que el Estado de Chile administra y protege, fue creado el año 1959 y posteriormente declarado Reserva de la Biosfera en 1978 (CONAF, 2007). El PNTP se encuentra entre las tres ASP más visitadas de Chile, luego del Parque Nacional Vicente Pérez Rosales, en la Región de Los Lagos y la Reserva Nacional Los Flamencos, en la Región de Antofagasta. El PNTP es un destino turístico reconocido internacionalmente, esto debido a sus imponentes bellezas escénicas donde destacan las gigantescas cumbres de granito que caracterizan los Cuernos del Paine, también su diversidad de ecosistemas, flora y fauna, además de glaciares y lagos de variados colores.

Los ecosistemas que alberga este parque son bosques perennifolios y caducifolios, tundra Magallánica, matorrales mesófitos y xerófitos, desierto alto-andino, además de vegetación remanente de la actividad ganadera en el pasado (Vidal, 2012). La diversidad de flora y fauna que alberga el Parque es alta, incluyendo a más de 130 especies de aves (Couve & Vidal, 2007) y a los mamíferos más característicos de la región de Magallanes y Antártica Chilena.

Durante el año 2014, el número de visitantes alcanzó un total de 197.503 personas, es decir, cuatro veces el número que el Parque recibía hace 10 años. El aumento sostenido de la cantidad de visitantes que ha tenido el Parque en los últimos años es de 15% anual (CONAF, 2012), luego de haber tenido un crecimiento casi nulo entre los

años 2008 y 2012.

Hoy en día, el PNTP cuenta con una gran diversidad de infraestructura y equipamiento para recibir a los miles de visitantes que llegan cada año, desde zonas de picnic, camping, refugios e instalaciones con servicios como hostales, hosterías y hoteles, sumado a una amplia oferta de actividades outdoor, como excursiones guiadas, cabalgatas y trekking en senderos que recorren distintos sectores del Parque, tanto en las 227.298 ha que administra CONAF, como también en las 4.400 ha privadas que limitan con el Parque (CONAF, 1998).

El área de uso público del Parque cuenta con 226 km de senderos, teniendo dos circuitos de montaña que son los más visitados: la W y Macizo Paine. Originalmente utilizados como rutas de transporte de ganado doméstico antes de crearse el Parque (CONAF, 2007), hoy suman más de 90 km de senderos habilitados para recorrer caminando las bellezas escénicas y distintos ecosistemas que contiene el PNTP. Se considera que al menos 1/3 del total de visitantes utiliza estos circuitos de montaña (CONAF, 2012), tanto a pie como

¹ Fundación CEQUA, Punta Arenas, Chile.

² Patagoniawildlife, Punta Arenas, Chile.

³ fiorella.repetto2@gmail.com* ✉

⁴ josecabello@patagoniawildlife.cl

Una contribución de 9 para el número temático "Restauración ecológica en la Ecoregión Magallánica Subantártica"

a caballo. Además se encuentran las áreas de pernoctación, refugios o campamentos, las cuales en los últimos años se han visto en la necesidad de incrementar su capacidad de acogida, debido al aumento del número de visitantes en el Parque.

1.- IMPACTOS ASOCIADOS A LA RECREACIÓN EN ASP

En general, el efecto que la creciente presión turística está ocasionando al Parque se evidencia principalmente -y a vista de todos- en la ocurrencia de tres devastadores incendios forestales los años: 1985, 2005 y 2011, el último de estos resultando en casi 18 mil ha quemadas (Mattar *et al.* 2012). Pero este no es el único impacto, de hecho ya desde los años 1996-1997 cuando la tasa de visitación anual del Parque era de tan solo 50.392 personas y venía creciendo en los últimos 10 años a una tasa del 17% (CONAF, 1998) Farrell & Marion (2002) documentaron, entre otros, la alteración de la cobertura vegetal y del suelo, la formación de senderos informales (alternativos al sendero principal), el incremento del ancho de los senderos, y la activación de importantes procesos erosivos en los senderos de montaña del Parque como los mayores impactos. Posteriormente, AMBAR-Euro Chile (2004), evaluó los impactos ocasionados por el uso público en PNTP evidenciando que ya hace 10 años la capacidad de carga de al menos 1/3 de los sitios evaluados estaba en su límite de tolerancia, y que el impacto estaba fuertemente concentrado en ciertos puntos. Se identificó como los mayores riesgos por uso público, el de los incendios y contaminación con sustancias peligrosas, y también el efecto que estos impactos ocasionan a la calidad de la experiencia del visitante especialmente en los sitios de visita donde no se observan medidas de mitigación o reparación de los impactos (AMBAR-Euro Chile, 2004). Estos son algunos de los impactos asociados a la recreación que han sido documentados en ASP.

Erosión del suelo y pérdida de la vegetación

Los impactos más evidentes en áreas con una alta demanda turística son la pérdida de vegetación y la erosión del suelo, tanto por el ensanchamiento de los senderos como por la creación de multihuellas,

y el crecimiento o expansión de los campamentos. La concentración del uso turístico puede tener efectos importantes en las áreas protegidas comprometiendo la belleza paisajística del lugar y alterando los procesos ecosistémicos (Scott, 1998).

En PNTP la erosión del suelo es muy común, al ser una zona caracterizada por fuertes vientos, pero en áreas de uso público la erosión se ve incrementada debido a la falta de cobertura vegetal que los proteja, además del constante pisoteo de las personas y del tráfico de caballos para el transporte de turistas (Farrell & Marion, 2002). Además, en PNTP, los senderos ascendentes en laderas de montaña escarpadas carecen de elementos de drenaje como barras de agua o zanjas (Farrell & Marion, 2002).

Diez años después, Vidal (2012) menciona la importancia de promover la investigación científica sobre alteraciones ligadas al turismo como la erosión que experimentan los senderos de caminata y cabalgata en el Parque, y la propagación de especies de flora exótica por el uso de caballos en los mismos senderos. Otros impactos de la alta tasa de visitación y el continuo incremento de infraestructura turística dentro del Parque para manejar y permitir el uso público pueden estar ocurriendo, como la contaminación del suelo y de las aguas.

Pisoteo de microfauna y fragmentación de micro hábitats

La perturbación de fauna asociada con senderos ha sido identificada como uno de los principales factores que causan disminución de la biodiversidad nativa dentro de las áreas protegidas en el mundo (Thomson, 2015). No obstante la fragmentación del hábitat para la micro-fauna muchas veces pasa desapercibida por un fenómeno de escala, siendo por ejemplo la muerte por pisoteo uno de los factores implicados en el declive de los anfibios a escala global (Puky, 2006). Dentro de las especies más afectadas, se encuentran los insectos ya que está comprobado que son muy susceptibles a este fenómeno (Didham, 1997), incluso a procesos de fragmentación a pequeña escala espacial como las que ocurren en muchos micro-paisajes (Kareiva, 1987; Grez, 1997; Collinge & Forman, 1998; Gilbert *et al.* 1998). Dado que los insectos tienen un rol fundamental en procesos ecológicos

tales como la herbivoría, la descomposición de la materia orgánica o la depredación, cualquier cambio en su composición o abundancia puede afectar el funcionamiento de todo el ecosistema (Didham *et al.* 1996; Didham, 1997).

En el PNTP en campañas de terreno realizadas en verano de 2015 (CEQUA, datos no publicados) en senderos de montaña se observó de forma reiterada la muerte de insectos por pisoteo (Fig. 1a), números importantes de larvas de lepidópteros y adultos de varias especies de la familia curculionidae se observaron siendo depredadas secundariamente al pisoteo por tordos, *Curaeus curaeus* (Molina, 1782) y zorzales, *Turdus falcklandii magellanicus* (King, 1831) en pequeñas bandadas.

Efectos en ensambles de aves

Una reciente revisión de la literatura científica desde 1978 a 2010 (Steven *et al.* 2011) examinó el efecto de las actividades recreativas en senderos sobre las aves en distintos ambientes y áreas geográficas identificando 69 artículos que mencionan diversos impactos, de los cuales sesenta y uno (88%) son negativos incluyendo cambios en la fisiología, comportamiento inmediato, abundancia y éxito reproductivo. Mostrando claramente que la recreación en senderos tiene impactos negativos en la diversidad de aves en una gran gama de hábitats, diferentes zonas climáticas y regiones del mundo.

Se ha reportado que la composición del ensamble de avifauna se altera por la presencia y uso de senderos aumentando la abundancia de especies



Fig. 1. Impactos asociados al uso público en el Parque Nacional Torres del Paine. 1a: Muerte de insectos por pisoteo: larva de lepidóptero en sendero de montaña del Parque Nacional Torres del Paine; 1b: Cierre de multihuellas en sendero de montaña en el Parque Nacional Torres del Paine.

generalistas y disminuyendo las especialistas y que algunas especies de aves son menos propensas a anidar cerca de senderos (Miller *et al.* 1998), lo cual fue comprobado en el PNTP durante el 2015 con el aumento de especies como chincoles, *Zonotrichia*



Fig. 2 a y b. Cierre de campamento en el circuito de montaña en el Parque Nacional Torres del Paine.

capensis (Lathan, 1790), tordos y zorzales en directa asociación a la intensidad de uso de senderos y campamentos (datos no publicados), no obstante algunos autores han encontrado que estos patrones disminuyen a medida que el sendero se aleja de los centros de parches de hábitat continuos (Huhta & Sulkava, 2014). Los autores sugieren que el diseño de los senderos debe ser pensado con la lógica de mantener las áreas de centro de parches de hábitat continuos lo más alejadas posibles de las rutas de tránsito humano con el objetivo de reducir el impacto del turismo sobre los objetos de conservación en áreas protegidas.

Efecto del uso de caballos

También se ha evaluado el impacto de distintos usuarios en senderos: senderistas, cabalgatas y ciclistas, comprobándose que el uso de caballos en senderos produce significativamente mayor cantidad de sedimentos que el resto de los usuarios, tanto en condiciones secas como húmedas (Pickering *et al.* 2010), además de evidenciar un impacto severo sobre la vegetación, la riqueza de especies, la exposición del suelo y la degradación del sendero (erosión y profundidad del sendero) incluso con un bajo número de caballos (Pickering *et al.* 2010). Adicionalmente los caballos que se movilizan por los senderos podrían actuar como dispersores de especies exóticas al transportar semillas en su pelaje y patas generando nuevos focos de invasiones biológicas dentro del Parque (Vidal, 2005).

Modificación de la flora nativa

A nivel internacional ha sido amplio el estudio de la modificación de la flora por efecto del turismo en áreas protegidas (Hall & Kuss, 1989; Pickering & Hill, 2007), más específicamente aún, ha sido analizado el efecto que las actividades turísticas como excursionismo y cabalgata están provocando en el PNTP, alterando el suelo y la vegetación, y por consiguiente la dispersión de especies exóticas en senderos alejados del PNTP. Así es como Vidal (2005) observa una correlación inversa entre especies exóticas y la distancia de muestreo desde los senderos, actuando estos como corredores de introducción de flora exótica a través del uso antrópico dado por actividades como el

excursionismo y cabalgata.

También se han estudiado las condiciones ambientales en los bordes de los senderos evidenciando la mayor radiación y temperatura del aire, y menor humedad, lo que implica un deterioro en el microclima, con la consiguiente disminución de la cobertura y riqueza de especies briófitas en cercanías de senderos (Yan *et al.* 2014).

2.- RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO HERRAMIENTA EN ASP

La restauración ecológica definida como una actividad deliberada (es decir, pensada, consciente, que surge de una decisión), la cual busca iniciar o acelerar el proceso de recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad, y sostenibilidad (SERI, 2004), es una herramienta de la ecología que se ha intentado abordar en el Parque, tanto en senderos de montaña, como en campamentos abandonados, pero se ha utilizado de forma activa (re-vegetación) exclusivamente para revertir el impacto de los incendios (Vidal *et al.* 2014), ya que se ha demostrado que desarrollar procesos de rehabilitación y revegetación en áreas protegidas son los métodos más efectivos de restauración en estas áreas, permitiendo recuperar en el corto plazo la flora nativa (Scott, 1998).

En los circuitos de montaña del PNTP se puede observar continuamente procesos de restauración pasiva como por ejemplo cierre de senderos alternativos con troncos, piedras o carteles, reduciendo las huellas que van en paralelo (Fig. 1b), con el objetivo de dejar disponible un sendero único e impedir el uso y creación de multihuellas por los caminantes. También se pueden observar áreas de campamentos cerradas por carteles para impedir su uso (i.e. Campamento Italiano, circuito W) (Fig. 2 a y b). Como procesos de restauración pasiva, estas medidas de cierre de campamentos y senderos buscan que el ecosistema se recupere por sí solo, una vez eliminada la presión de uso de los visitantes.

Sin embargo, estas áreas siguen sin recuperarse aun cuando están cerrados para el uso público hace años. En el PNTP se ha observado que aún después de 8 años de cerrado un sendero, su huella se mantiene sin vegetación (M. Arcos, comunicación personal, abril de 2015), al igual que los sitios de campamentos abandonados, los cuales

no logran recuperar su vegetación en el corto plazo (i.e. campamento italiano) y en algunos casos han sido colonizados casi exclusivamente por especies exóticas (i.e. campamento abandonado en sector Grey), perdiendo la biodiversidad nativa y su valor paisajístico.

3.- MEDIDAS DE RESTAURACIÓN ACTIVA A CONSIDERAR EN PNTP

La restauración ecológica es una herramienta para conservar el patrimonio natural y la belleza paisajística de nuestras áreas protegidas. Sin embargo, la restauración ecológica en Magallanes no es fácil, ya que el viento, el frío, las reducidas precipitaciones en algunos sectores y la alta tasa de evaporación que caracterizan a la región no permiten el crecimiento rápido de la vegetación y por ende, también retrasa la colonización de la fauna y la restauración de las funciones ecológicas del área. Este efecto es aún mayor en sitios de alta montaña, donde de por sí es un ambiente difícil de colonizar (Zabinski & Cole, 2000). Se ha documentado además que la restauración ecológica en áreas impactadas por una alta tasa de visitación implica mayores desafíos debido al corto período de tiempo (entre temporadas) para intervenir y de descanso que tiene el área para recuperarse, y también a que este proceso en áreas protegidas debería llevarse a cabo exclusivamente por especies de flora nativa (Zabinski & Cole, 2000).

Junto con los impactos de la recreación en ASP mencionados anteriormente, al momento de considerar la restauración ecológica de las áreas impactadas por una alta tasa de visitación, se debe considerar que las condiciones del suelo, la estructura microbiana (Zabinski & Gannon, 1997), la disponibilidad de nutrientes y la densidad del banco de semillas no son las ideales (Zabinski *et al.* 2000), por lo mismo, es posible que acciones de restauración pasiva no sean suficientes para que ocurra la re-vegetación del área en el corto plazo, ni para que sean las especies nativas las que colonicen.

Para desarrollar la restauración ecológica de áreas impactadas por la recreación en las zonas de uso público del PNTP se sugiere comenzar con la identificación de las áreas más impactadas, de modo que sea posible priorizar aquellas áreas

a intervenir, y diferenciar entre distintos tipos de intervenciones. Aquellas áreas más impactadas y que son posibles de cerrar, pueden ser intervenidas con tratamientos activos que en el mediano y largo plazo permitan la recuperación de la vegetación nativa y por ende del hábitat para la fauna.

Algunas medidas a considerar cuando el suelo es el factor limitante en áreas degradadas, es realizar tratamientos que modifiquen sus propiedades físicas, biológicas y químicas, tratamientos de escarificación para reducir la compactación del suelo, la adición de material orgánico para contribuir a la estructura física del suelo y a la disponibilidad de nutrientes, aportando también a mejorar la diversidad funcional de la comunidad microbiana. En cambio cuando la disponibilidad de propágulos es el factor limitante, es decir no existe la disponibilidad de semillas nativas en el lugar afectado, entonces es necesario incrementar artificialmente la densidad y composición del banco de semillas nativas en el suelo. Cuando la germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas es el factor limitante de la re-vegetación es posible que las condiciones ambientales no estén siendo las favorables o que interacciones bióticas pudiesen estar afectando y limitando el éxito (Zabinski & Cole, 2000) lo cual requeriría de otro tipo de estudios y medidas acorde para lograr la re-vegetación exitosa.

Aquellas áreas fuertemente impactadas pero que no son posibles de cerrar, pueden ser intervenidas con tratamientos específicos como construcción de infraestructura, por ejemplo cuando los procesos erosivos han llevado a pérdida de material fino, es necesaria la construcción de diques de roca o madera para reducir el flujo de agua y la erosión en los senderos (Scott, 1998). Áreas menos impactadas pueden requerir de tratamientos específicos como por ejemplo en zonas planas, donde la acumulación de agua es permanente, es necesaria la construcción de pasarelas, y para limitar la extensión y el impacto por uso en zonas de campamento, estos pueden ser físicamente limitados con troncos o rocas (Scott, 1998).

En cuanto a la fauna, en general todas las investigaciones consultadas apoyan que en lugar de basarse en supuestos sobre la compatibilidad de la recreación con la fauna silvestre, es

importante considerar que algunas especies en particular responden de manera contra intuitiva a la alteración del hábitat y la actividad humana (Miller & Hobbs, 2000) por lo que esto debe ser evaluado y considerado a la hora de decidir su diseño y el desarrollo de las estrategias generales de conservación y restauración en estas áreas.

Un correcto manejo del uso público que considere restricción en el número de visitantes, recuperación de áreas degradadas, la mejora en el diseño, mantención y construcción de campamentos y senderos, en conjunto con la entrega de información y educación ambiental, permitirá la conservación del paisaje y de la biodiversidad en nuestras áreas protegidas, considerando al mismo tiempo que las áreas de recreación deben ser manejadas de tal forma que permitan maximizar la calidad de la experiencia de los usuarios (Timothy & Boyd, 2015).

En conclusión, para el manejo de senderos y campamentos que han sido cerrados o abandonados dentro del área de uso público, tanto en áreas protegidas públicas como privadas que tienen una alta tasa de visitación, se podría considerar a la restauración ecológica como una herramienta necesaria para mantener en el tiempo la belleza paisajística del lugar, la diversidad de vida, los procesos ecológicos y la conectividad del hábitat que el área protegida busca conservar.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Osvaldo Vidal y Carlos Ríos, por invitarnos a publicar en los Anales del Instituto de la Patagonia, revista regional que esperamos nos permita llegar a todas las autoridades e instituciones públicas y privadas de Magallanes para que realcen la importancia de ejecutar proyectos de restauración ecológica en una región caracterizada por su belleza paisajística. Este artículo forma parte de los resultados preliminares del Proyecto Innova Corfo, Bienes Públicos para la Competitividad, código 14BPC4-28654.

LITERATURA CITADA

AMBAR-Euro Chile. (2004). Desarrollo e implementación de un sistema de gestión del uso público en los parque Torres del

Paine y Bernardo O'Higgins, XII Región de Magallanes y Antártica Chilena.

Collinge, S.K., & Forman, R.T.T. (1998). A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a micro landscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 82, 66-84.

CONAF, Corporación Nacional Forestal. (1998). Plan de manejo Parque Nacional Torres del Paine. Doc. No. 286, Ministerio de Agricultura, Santiago de Chile.

CONAF, Corporación Nacional Forestal. (2007). Plan de Manejo: Parque Nacional Torres del Paine.

CONAF, Corporación Nacional Forestal. (2012). Programa Integral de Mejoramiento de la Gestión del Parque Nacional Torres del Paine. Dirección Regional CONAF Magallanes, Departamento de Administración Áreas Silvestres Protegidas.

Couve, E. & Vidal, C. (2007). *Birds Torres del Paine*. Fantástico Sur. Punta Arenas, Chile.

Didham, R.K. (1997). An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In A.D. Watt, N.E. Stork & M.D. Hunter (Eds.). *Forests and Insects* (pp. 303-320). Chapman and Hall, London U.K.

Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E. & Davis, A.J. (1996). Insects in fragmented habitats. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 255-260.

Farrell, T.A., & Marion, J.L. (2002). Trail impacts and trail impact management related to visitation al Torres del Paine National Park, Chile. *Leisure/Loisir*, Vol 26 (1-2), 31-59.

Gilbert, F., González, A., & Evans-Freke, I. (1998). Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a micro ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 265, 577-582.

Greze, A.A. (1997). Effect of habitat subdivision on the population dynamics of herbivorous and predatory insects. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 481- 490.

Hall, C.N., & Kuss, F.R. (1989). Vegetation alteration along trails in Shenandoah National Park, Virginia. *Biological conservation*, 48 (3), 211-227.

Huhta, E., & Sulkava, P. (2014). The impact of

- nature-based tourism on bird communities: a case study in Pallas-Yllästunturi National Park. *Environmental management*, 53(5), 1005-1014.
- Kareiva, P. (1987). Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature*, 326, 388-390.
- Mattar, C., Santamaría-Artigas, A. & Durán-Alarcón, C. (2012). Estimación del área quemada en el Parque Nacional Torres del Paine utilizando datos de teledetección. *Revista de teledetección*, 38, 36-50.
- Miller, J. R., & Hobbs, N.T. (2000). Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape and urban planning*, 50(4), 227-236.
- Miller, S.G., Knight, R.L., & Miller, C.K. (1998). Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications*, 8(1), 162-169.
- Pickering, C.M., & Hill, W. (2007). Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management*, 85, 791-800.
- Pickering, C.M., Hill, W., Newsome, D., & Leung, Y.F. (2010). Review: Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America. *Journal of Environmental Management*, 91, 551-562.
- Puky, M. (2005). Amphibian road kills: a global perspective. UC Davis: Road Ecology. Center. In CL Irwin, P Garret & KP McDermott (Eds.). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 325-338). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Scott, R. (1998). Wilderness management and restoration in high use areas of Olympic National Park, Washington, U.S.A. *USDA Forest Service Proceeding RMRS-P-4*, 144-147.
- SERI, Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration [on line]. Society for Ecological Restoration International http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp
- Steven, R., Pickering, C., & Castley, J. G. (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2287-2294.
- Thompson, B. (2015). Recreational Trails Reduce the Density of Ground-Dwelling Birds in Protected Areas. *Environmental management*, 55(5), 1181-1190.
- Timothy, D.J., & Boyd, S.W. (2015). *Tourism and Trails: Cultural, Ecological and Management Issues*. Bristol [UK]; Buffalo: Channel View Publications.
- Vidal, O. (2005). Flora exótica adyacente a senderos remotos en el Parque Nacional "Torres del Paine" (Magallanes, Chile). Tesis de pregrado. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile.
- Vidal, O. (2012). Torres del Paine, ecoturismo e incendios forestales: Perspectivas de investigación y manejo para la biodiversidad erosionada. *Revista Bosque Nativo*, 50: 33-39.
- Vidal, O.J., Bauk, V., Avendaño N., Kusanovic, M. (2014). Plan ONG AMA Torres del Paine de Restauración Ecológica en bosques incendiados de Torres del Paine. Informe Técnico AMA Torres del Paine.
- Yan, X., Bao, W., & Pang, Xueyong. (2014). Indirect effects of hiking trails on the community structure and diversity of trunk-epiphytic bryophytes in an old-growth fir forest. *Journal of Briology*, 36 (1), 44-55.
- Zabinski, C., & Cole, D. (2000) Understanding the factors that limit restoration success on a recreation impacted subalpine site. *USDA Forest Service Proceeding RMRS-P-15-Vol-5*, 216-221.
- Zabinski, C., & Gannon, J.E. (1997). Effects of recreational impacts on soil microbial communities. *Environmental Management*, 21(2), 233-238.
- Zabinski, C., Wojtowicz, T., & Cole, D. (2000). The effects of recreation disturbance on subalpine seed banks in the Rocky Mountains of Montana. *Canadian Journal of Botany*, 78(5), 577-582