



**Facultad de Ciencias
Departamento de Ecología**

Seguimiento y Control de Impactos Recreativos en Senderos en Espacios Naturales Protegidos

Aplicación en senderos turísticos antárticos

TESIS DOCTORAL

Pablo Tejedo Sanz

Segovia, 2012

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID



FACULTAD DE CIENCIAS

Departamento de Ecología

Doctorado Interuniversitario en Ecología y Medio Ambiente

**Seguimiento y Control
de Impactos Recreativos en Senderos en
Espacios Naturales Protegidos**

Aplicación en senderos turísticos antárticos

TESIS DOCTORAL

Memoria presentada por **Pablo Tejedo Sanz** para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid.

Este trabajo ha sido dirigido por el **Dr. Javier Benayas del Álamo**, Profesor Titular del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid.

Segovia, enero 2012

A Mar y Hugo.

A mi familia.

Adopta el ritmo de la naturaleza; su secreto es la paciencia.

Ralph Waldo Emerson

Escritor, filósofo y poeta estadounidense (1803-1882)

Agradecimientos

Muchas son las personas que me han ayudado a recorrer el largo camino de aprendizaje que para mí ha supuesto la realización de esta Tesis Doctoral. A todas ellas, les agradezco desde el fondo de mi corazón su apoyo y cariño.

A mi Director, el Dr. Javier Benayas del Álamo, le debo en gran medida el profesional que hoy soy. Ha sabido animarme y dirigir mi carrera, y me ha brindado la oportunidad de cumplir varios de mis sueños como investigador, incluyendo trabajar en la Antártida. Siempre estaré en deuda con él y sólo espero poder estar a la altura de sus expectativas.

Al Ministerio de Ciencia e Innovación, el Organismo Autónomo de Parques Nacionales, el Cabildo Insular de Tenerife, la Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia, la Fundación Abertis y EGMASA, que directa o indirectamente han patrocinado los estudios que han permitido elaborar este trabajo. Al Servicio de Espacios Naturales de la D.G. de Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León por proporcionar una completísima información sobre el equipo de medición del aforo peatonal en la Senda del Castañar de la Reserva Natural del Valle de Iruelas.

A los miembros de la tripulación del BIO Las Palmas, la dotación de la BAE Gabriel de Castilla, los investigadores de las campañas antárticas 2008-09 y 2010-11, y todas las personas que hacen posible el despliegue de los científicos españoles en aquellas lejanas tierras (logistas, Unidad de Tecnología Marina del CSIC, Comité Polar Español, etc.). Los recuerdos de los momentos vividos en la Antártida me acompañarán toda la vida y no tengo palabras para expresar lo mucho que me han aportado las personas con las que he compartido esta experiencia.

A Ana Justel, Antonio Quesada, Eugenio Rico y el resto del equipo del proyecto LIMNOPOLAR, gracias a quienes se pudieron realizar los primeros estudios sobre el pisoteo en la Antártida que han sido incluidos en este documento como ejemplos prácticos. Sin su ayuda, apoyo y consejo, esta investigación y la mayor parte de las publicaciones generadas a partir de la misma no habrían sido posibles. Su entrega y dedicación siempre fueron encomiables, a pesar de las duras condiciones de muchas de las jornadas de trabajo en la remota Península Byers.

A todos aquellos con los que he colaborado a lo largo de estos años gracias a los proyectos de investigación y las publicaciones que forman parte de esta tesis: Martí Boada, Pete Convey, Luis Pertierra, Paco Lara, María José Luciañez, Javier Arcones, Diego García, María José Díaz, María Muñoz, Paco Sanz y Pedro Lomas. Me habéis ayudado a crecer como investigador y como persona. He disfrutado enormemente trabajando con vosotros y espero seguir haciéndolo en el futuro.

A mis compañeros de la Universidad SEK, más tarde IE Universidad, por su apoyo y ánimos durante estos años. Un recuerdo especial para Jesús Gómez Ochoa de Alda, gracias a quien pude comenzar mi carrera docente, y que siempre tuvo palabras de aliento y buenos consejos cuando más los necesité.

A los miembros del grupo de Educación Ambiental y de la Oficina ECOCAMPUS con los que inicié mi andadura en el doctorado: Silvia, David, Gema, Guillermo, Sara, Antonio, Norma y Diana. Fueron unos años maravillosos y muchas veces los añoro sabiendo que ya no volverán.

A todos los amigos por su interés en mis investigaciones y su comprensión cuando mis obligaciones no me han permitido estar con ellos tanto tiempo como quisiera. Espero sorprenderos la próxima vez que me preguntéis sobre cómo va la tesis.

A Pilar y Luis, por su ayuda en estos últimos meses dedicados a redactar el documento final.

A mi familia, que supieron entender mis anhelos y me alentaron en este difícil pero grato camino que todo investigador debe recorrer. A mis abuelos, mis tíos y primos, algunos de ellos ya en la memoria. A José por su ayuda con la maquetación e impresión del documento. Y

especialmente a mis padres y mi hermano Javier, por su comprensión y cariño en los momentos difíciles.

A Mar, por su apoyo contra viento y marea para poner fin a esta aventura. Siempre me he preguntado cómo me ha soportado todos estos años. Incluso ha encontrado fuerzas para acompañarme en las largas jornadas de trabajo de campo y en las interminables sesiones de los congresos.

Y, por último, a Hugo, un recién incorporado que está aprendiendo a dar sus primeros pasos mientras escribo estas líneas. Gracias por tus risas y por darme las fuerzas para cerrar esta tesis.

Curriculum vitae



Pablo Tejedo nació en Madrid el 28 de diciembre de 1978. En 1996 inicia sus estudios en Ciencias Ambientales en la Universidad Autónoma de Madrid (UAM). Desde 1999 comienza a colaborar en diversos proyectos de investigación básica y aplicada con el Dr. Javier Benayas del Álamo, Profesor Titular del Departamento de Ecología de la UAM. Durante esos años obtiene el Título de Licenciado en Ciencias Ambientales (2001), al tiempo que lleva a cabo diferentes acciones formativas relacionadas con la gestión de espacios naturales protegidos, la educación ambiental y la interpretación del patrimonio.

En 2003 se incorpora al claustro de la Facultad de Ciencias Experimentales de la Universidad SEK en calidad de profesor asociado, actividad que compatibiliza con la realización del Doctorado en Ecología y Medio Ambiente.

A lo largo de su carrera docente ha impartido numerosas asignaturas relacionadas con la licenciatura de Biología: *Ecología, Contaminación de Ecosistemas, Muestreo del Medio Físico-Químico, Evaluación de Impacto Ambiental, Conservación y Gestión de Espacios Naturales Protegidos, Gestión Medioambiental, Observación Comparada de Ecosistemas, o Poblaciones y Ecosistemas.*

En 2005 se incorpora al claustro del Programa Interuniversitario de la Experiencia, desarrollado por las universidades de Castilla y León. A nivel de postgrado, ha colaborado en varias ediciones del Curso de Especialista en Sanidad Ambiental del Colegio Oficial de Veterinarios de Segovia y, desde 2008, imparte docencia dentro del programa World Awareness Seminar de IE Business School.

En los últimos años se ha especializado en Ecología Recreativa, centrando sus estudios en el seguimiento y control de los impactos generados por los visitantes de los espacios naturales protegidos, así como en el análisis, diseño y aplicación de modelos de gestión recreativa. También ha trabajado en otras áreas de investigación, como la valoración del impacto visual asociado a las instalaciones de radiocomunicación, el diseño de modelos para predecir el riesgo de inicio de incendio en ecosistemas forestales y agrícolas, o el impacto de la actividad agraria y ganadera sobre la biodiversidad.

Su experiencia laboral incluye colaboraciones como trabajador independiente para diferentes consultoras y fundaciones ambientales. También ha participado en diversos proyectos de investigación aplicada desarrollados desde el Dpto. de Ecología de la UAM para distintas administraciones y entidades privadas. A lo largo de estos años ha organizado y dirigido varias reuniones y jornadas técnico-divulgativas, además de participar como ponente en numerosos cursos de especialización profesional. Los resultados de estos trabajos han generado más de 40 publicaciones, incluyendo artículos en revistas científicas, comunicaciones a congresos nacionales e internacionales, obras divulgativas y documentos científico-técnicos.

Su relación con la Antártida comienza en 2002 a través de una colaboración con el Dr. Antonio Quesada (Dpto. de Biología, UAM), con el que trabaja en el desarrollo de un sistema de indicadores para el seguimiento del impacto de los investigadores del proyecto LIMNOPOLAR en la Península Byers, Isla Livingston. A raíz de estas investigaciones, inició diferentes proyectos que le han permitido formar parte de las campañas antárticas españolas 2008-09 y 2010-11. Gran parte de los experimentos y estudios que forman parte de esta tesis son fruto de esta experiencia.

Resumen

Seguimiento y Control de Impactos Recreativos en Senderos en Espacios Naturales Protegidos

Aplicación en senderos turísticos antárticos

Tanto el número de áreas protegidas como las cifras de visitantes que acuden a estos espacios no han dejado de crecer en los últimos años. Los senderos constituyen uno de los principales equipamientos de uso público de estos espacios, ya que permiten controlar los flujos de visitantes, ofrecer oportunidades recreativas mediante el acceso a diferentes elementos de atracción situados en el espacio protegido y proteger el entorno de los impactos recreativos mediante la concentración del uso. Pero por muy bueno que sea el diseño de un itinerario, su utilización siempre conlleva un cierto impacto que ha de ser evaluado, controlado y minimizado.

Hasta el momento no existe un documento que revise el estado del conocimiento relativo a las herramientas que pueden aplicarse para la gestión de los impactos recreativos generados por los visitantes en los senderos situados en los espacios naturales protegidos, ni que proponga instrumentos específicos para su seguimiento y control.

Esta investigación pretende solventar esta situación. Se han propuesto tres grandes objetivos para este estudio: (1) establecer un marco teórico para la evaluación y seguimiento de los impactos recreativos en senderos situados en áreas protegidas, el cual será proporcionado por la Ecología Recreativa; (2) proponer herramientas de gestión que guíen la identificación, el seguimiento y el control de estos impactos recreativos, y; (3) validar los instrumentos propuestos a través de su aplicación a situaciones reales en el contexto antártico.

Para la consecución del primer objetivo se ha realizado una amplia revisión bibliográfica que ha permitido profundizar en los principios y métodos de trabajo de la Ecología Recreativa, una disciplina destinada a estudiar los impactos de las actividades desarrolladas por los visitantes en los espacios naturales protegidos.

En un segundo bloque de trabajo, se han revisado los principales impactos a los que se ven sometidos los senderos recreativos, identificando los indicadores y parámetros de seguimiento utilizados en este tipo de equipamientos, así como las estrategias de trabajo en campo más habituales. Este conocimiento permite sustentar la propuesta de dos instrumentos de gestión diseñados específicamente para su aplicación en redes de senderos situados en áreas protegidas. El primero es una guía para el manejo sostenible de estos equipamientos basada en los principios de la Gestión Adaptable. El otro, un completo listado de las posibles estrategias de gestión destinadas a controlar las consecuencias de los impactos del uso público en los senderos recreativos. La dilatada experiencia práctica adquirida por el autor a través de diferentes proyectos desarrollados en España constituye la base para esta propuesta.

La aplicación de estos instrumentos en diferentes enclaves turísticos antárticos ha permitido su validación bajo situaciones reales. Por un lado, se han propuesto una serie de indicadores para analizar los impactos generados por los visitantes sobre la capa superficial de los suelos antárticos durante sus desembarcos. Los parámetros de seguimiento inicialmente seleccionados fueron testados a través de varios estudios experimentales desarrollados en la Península Byers (Isla Livingston). Su validación definitiva se realizó en senderos turísticos localizados en la Isla Barrientos, la Isla Pingüino y la Isla Decepción, en la biorregión conocida como la Antártida Marítima. Por otro lado, se ha elaborado una guía para la gestión de la red de senderos recreativos existentes en la Isla Barrientos. El desarrollo de ambos trabajos ha servido para ajustar y mejorar las herramientas de gestión propuestas en el bloque central de la investigación.

Abstract

Monitoring and Control of Recreational Impacts in Trails Located in Protected Areas

Application on Antarctic Tourist Tracks

Both the number of protected areas and the number of visitors who come to these areas have been growing in recent years. Trails are a main public facility in these zones, allowing controlling visitors flows, offering recreational opportunities through the access to different elements of interest located in protected areas, and strengthening the environment by concentrating recreational use impacts. Although the design of a route could be very good, its use always entails several impacts that must be evaluated, controlled and minimized.

To date, no document has revised the state of knowledge regarding those tools that can be applied to the management of recreational impacts generated by visitors in trails located in protected natural areas. None has proposed specific instruments for their monitoring and control either.

This research intends to address this situation. Three main objectives were proposed for this study: (1) to establish a framework for assessing and monitoring recreational impacts on trails located in protected areas, which will be provided by the Recreation Ecology; (2) to propose management tools to guide the identification, monitoring, and control of these recreational impacts, and; (3) to validate the proposed instruments through their application to real situations in the Antarctic context.

To achieve the first objective, an extensive literature review has been conducted. This task has allowed deepening in the principles and working methods for the Recreation Ecology, a discipline aimed at studying the impacts of the activities of visitors in protected areas.

In a second section, the main impacts to which recreational trails are subjected were revised, identifying both the monitoring indicators and parameters used in this type of facility, and the more common strategies for fieldwork. This knowledge supports the proposal of two management tools designed specifically for application in networks of trails located in protected areas. The first is a guide for sustainable management of these facilities based on the principles of Adaptive Management. The second is a complete list of possible management strategies to control the consequences of public use impacts on recreational trails. The extensive experience gained by the author in different projects developed in Spain is the base for this proposal.

The application of these instruments in different Antarctic tourist sites has allowed their validation under real conditions. On the one hand, several indicators were proposed to analyze the impacts generated by the visitors on the surface layer of Antarctic soils during landings. The initially selected monitoring parameters were tested through several experimental studies carried out in Byers Peninsula (Livingston Island). Their final validation was performed on tourist trails located on Barrientos Island, Penguin Island and Deception Island, in the bioregion known as Maritime Antarctica. On the other hand, a management guide for the recreational trails network on the Barrientos Island was devised. The development of both tasks has served to adjust and improve the management tools proposed in the central section of this research.

Publicaciones relacionadas con la tesis

ARTÍCULOS DE INVESTIGACIÓN:

- **TEJEDO, P.**, JUSTEL, A., RICO, E., BENAYAS, J. & QUESADA, A. (2005). Measuring impacts on soils by human activity in an Antarctic Special Protected Area. *Terra Antartica Reports*, 11: 57-62.
- **TEJEDO, P.**, JUSTEL, A., BENAYAS, J., RICO, E., CONVEY, P. & QUESADA, A. (2009). Soil trampling in an Antarctic Specially Protected Area: tools to assess levels of human impact. *Antarctic Science*, 21(3): 229-236.
- **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L., BENAYAS, J., CONVEY, P., JUSTEL, A. & QUESADA, A. (en prensa). Trampling on Maritime Antarctica. Can soil ecosystems be effectively protected through existing codes of conduct? *Polar Research*.
- PERTIERRA, L., LARA, F., **TEJEDO, P.**, BENAYAS, J. & QUESADA, A. Fast denudation processes in terricolous criptogamic communities from maritime Antarctica subjected to human trampling. *Antarctic Science*. (manuscrito enviado para su publicación)

CAPÍTULOS DE LIBROS:

a) Sistema Peer Review:

- **TEJEDO, P.** & BENAYAS, J. (2006). Is Maritime Antarctic ready to the impacts of commercial tourism? In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *MMV Third: Exploring the Nature of Management*. University of Applied Sciences, Rapperswill. pp. 489-495.
- PERTIERRA, L., **TEJEDO, P.** & BENAYAS, J. (en prensa). Looking into the future on Deception Island: drivers of change, policy alternatives and scenarios for human activities. In: TIN, T., LIGGET, D., MAHER, P. & LAMERS, M. (eds.). *The Future of Antarctica: Human impacts, strategic thinking, and values for conservation*. Springer.
- **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L. & BENAYAS, J. (en prensa). Trampling the Antarctica: consequences on soils of tourist excursions and scientific expeditions. In: TIN, T., LIGGET, D., MAHER, P. & LAMERS, M. (eds.). *The Future of Antarctica: Human impacts, strategic thinking, and values for conservation*. Springer.

b) Otros:

- BENAYAS, J., MUÑOZ, M., GARCÍA, D., **TEJEDO, P.**, DÍAZ, M.J., ASENSIO, M. & DE ESTEBAN, A. (2007). Análisis de los modelos de uso público de la Red de Parques Nacionales. En: RAMÍREZ, L. & ASENSIO, B. (eds.). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie de investigación en la red. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. pp. 7-28.
- BENAYAS, J., **TEJEDO, P.**, GARCÍA, D. & MUÑOZ, M. (2007). Perspectivas actuales y retos futuros en la gestión de las actividades de Uso Público en la Naturaleza. En: BOADA, M. & BENAYAS, J. (coord.). *Naturaleza y uso público: movilidad, impactos y propuestas*. Fundación Abertis. Barcelona. pp. 37-48.
- **TEJEDO, P.**, JUSTEL, A. & BENAYAS, J. (2007). Valoración de los Impactos Ambientales del Turismo Comercial Antártico. En: BOADA, M. & BENAYAS, J. (coord.). *Naturaleza y uso público: movilidad, impactos y propuestas*. Fundación Abertis. Barcelona. pp. 125-134.

ARTÍCULOS DIVULGATIVOS:

- **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L. BOADA, M. & BENAYAS, J. (2011). Equilibrios sobre el hielo: una breve (pero completa) revisión del conocimiento sobre el impacto humano en la Antártida. *Ecosistemas*, 20(1): 69-86.
- PERTIERRA, L., **TEJEDO, P.**, BENAYAS, J. & BOADA, M. (2011). Evolución del turismo en la Antártida: impactos y tendencias futuras. *Quercus*, 300: 52-60.

INFORMES TÉCNICOS:

- SANZ, F.J. & **TEJEDO, P.** (2000). *Calculo de la capacidad de acogida del sendero de Barranco del Infierno. Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno.* Cabildo Insular de Tenerife y Ecotono.
- BENAYAS, J., LOMAS, P. & **TEJEDO, P.** (2001). *Análisis y Valoración de la Capacidad de Acogida de los equipamientos existentes en el Paraje Natural Torcal de Antequera, Málaga.* Fundación Fernando González Bernáldez y EGMASA.
- BENAYAS, J., MUÑOZ, M. & **TEJEDO, P.** (2004). *Estudio de Capacidad de Acogida y Uso Público de los Parques Regionales de Calblanque y Sierra Espuña.* Consejería de Medio Ambiente. Región de Murcia.
- BENAYAS, J., GARCÍA, D., MUÑOZ, M. & **TEJEDO, P.** (2006). *Análisis de la capacidad de acogida e ingresos generados por las actividades y equipamientos de Uso Público de la Red de Parques Nacionales.* Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- BENAYAS, J., BOADA, M., **TEJEDO, P.**, MUÑOZ, M., PERTIERRA, L. & JUSTEL, A. (2008). *Informe sobre el turismo comercial en la Antártida. Campaña 2007/08.* Fundación Abertis. Barcelona.

CONTRIBUCIONES A CONGRESOS:

a) Internacionales:

- Workshop RISCC. Siena (Italia), julio de 2003.
Presentación del póster "*Measuring impacts on soils by human activity in an Antarctic Special Protected Area*" en la reunión de trabajo anual del RISCC (Regional Sensitivity of Terrestrial and Lymnetic Ecosystems to Climate Change). Autores: JUSTEL, A., **TEJEDO, P.**, RICO, E., BENAYAS, J. & QUESADA, A.
- Conferencia Internacional de Estadística en Estudios Medioambientales EMA'03. Salamanca (España), septiembre de 2003.
Presentación de la comunicación escrita "*Impacts of the research activity in the Antarctic area of Peninsula Byers*". Autores: JUSTEL, A., **TEJEDO, P.**, RICO, E., BENAYAS, J. & QUESADA, A.
- 2nd International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. Rovaniemi (Finlandia), junio de 2004.
Presentación del póster "*Quantitative impact indicators for footpaths: effective proposals*". Autores: **TEJEDO, P.** & BENAYAS, J.
- 3rd International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. Rapperswil (Suiza), septiembre de 2006.
Presentación del póster y comunicación escrita "*Is Maritime Antarctic ready to the impacts of commercial tourism?*". Autores: **TEJEDO, P.** & BENAYAS, J.
- 4th International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. Montecatini Terme (Italia), octubre de 2008.
Presentación del póster y comunicación escrita "*Potential interpretation index: a tool for assessing landscape diversity from pathways*". Autores: GARCÍA, D., **TEJEDO, P.**, MUÑOZ, M. & BENAYAS, J.
- International Polar Year Oslo Science Conference. Oslo (Noruega), junio 2010.
Presentación de la comunicación oral y escrita "*The Effects of Trampling by Tourists on Maritime Antarctica Soils*". Autores: **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L., JUSTEL, A. & BENAYAS, J.
- International Polar Year Oslo Science Conference. Oslo (Noruega), junio 2010.
Presentación de la comunicación oral y escrita "*Indicator system for monitoring the human activity in Deception Island (Antarctica)*". Autores: BENAYAS, J., JUSTEL, A., BOADA, M., PERTIERRA, L. & **TEJEDO, P.**

b) Nacionales:

- VII Simposio Español de Estudios Polares. Granada, septiembre de 2006.
Presentación del póster "*Indicadores físicos y biológicos de impacto humano en la Zona Antártica Especialmente Protegida de Península de Byers*". Autores: JUSTEL, A., **TEJEDO, P.**, BENAYAS, J., RICO, E. & QUESADA, A.

- VIII Congreso Nacional del Medio Ambiente. Madrid, noviembre de 2006.
Presentación de la comunicación oral "*Nuevos horizontes de investigación en impactos del uso público*". Autores: BENAYAS, J.; **TEJEDO, P.** & GARCÍA, D.

- VIII Simposio Español de Estudios Polares. Palma de Mallorca, septiembre de 2011.
Presentación del póster: "*Valoración de la eficacia de los códigos de conducta destinados a la conservación de los suelos antárticos afectados por el pisoteo*". Autores: **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L., BENAYAS, J., JUSTEL, A., QUESADA, A. & CONVEY, P.
Presentación del póster: "*Evaluación del impacto humano en la Antártida*". Autores: BENAYAS, J., **TEJEDO, P.**, PERTIERRA, L., JUSTEL, A. LAUZURICA, P. & BOADA, M.
Presentación del póster: "*Sensibilidad de la vegetación muscinal antártica al pisoteo*". Autores: PERTIERRA, L., LARA, F., **TEJEDO, P.**, BENAYAS, J. & QUESADA, A.
Presentación del póster: "*Balance ambiental del Campamento LIMNOPOLAR en la Península Byers, Isla Livingston*". Autores: PERTIERRA, L., BENAYAS, J., JUSTEL, A. **TEJEDO, P.** & QUESADA, A.

Abreviaturas utilizadas en el documento

AEON	Antarctic Environment Officers Network
ANI	Adventure Network International
ASI	Antarctic Sites Inventory
ASOC	Antarctic and Southern Ocean Coalition
ASPA	Antarctic Special Protected Area
ATCM	Antarctic Treaty Consultative Meeting
BACI	Before- After-Control-Impact
BAE	Base Antártica Española
BIO	Buque de Investigación Oceanográfica
CEDEX	Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
CEMP	CCAMLR Ecosystem Monitoring Program
CICYT	Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología
CNDP	Centro Nacional de Datos Polares
COMNAP	Council of Managers of National Antarctic Programs
CPE	Comité Polar Español
CSIC	Centro Superior de Investigaciones Científicas
DSS/TNAC	Decision Support System/Tourism Natural Asset Classification
ELM	Elaboration Likelihood Model
FIDA	Fundación para la investigación y el Desarrollo Ambiental
IAATO	International Association of Antarctica Tour Operators
IASC	International Arctic Science Committee
ICSU	International Council for Science
ICTS	Instalaciones Científico-Técnicas Singulares
IEU	IE Universidad
IGME	Instituto Geológico y Minero de España
IMBA	International Mountain Bicycling Association
IR	Infrarrojo
LAC	Limits of Acceptable Change
MICINN	Ministerio de Ciencia e Innovación
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NPS	National Parks Service
OAPN	Organismo Autónomo de Parques Nacionales
OMI	Organización Marítima Internacional
ONG	Organización No Gubernamental
PAVIM	Protected Area Visitor Impact Management
PORN	Plan de Ordenación de los Recursos Naturales
PPNN	Parques Nacionales
PRUG	Plan Rector de Uso y Gestión

ROS	Recreation Opportunity Spectrum
RSU	Residuo Sólido Urbano
SAMPAA	Science & Management of Protected Areas Association
SCAR	Scientific Committee of Antarctic Research
SCBD	Secretariat of the Convention on Biological Diversity
SEGAINVEX	Servicio de Apoyo a la Investigación
SEPRONA	Servicio de Protección de la Naturaleza de la Guardia Civil
TOMM	Tourism Optimisation Management Model
TPB	Theory of Planned Behaviour
TPC	Thresholds of Potential Concern
UAB	Universidad Autónoma de Barcelona
UAM	Universidad Autónoma de Madrid
UB	Universidad de Barcelona
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNEP	United Nations Environment Programme
URJC	Universidad Rey Juan Carlos
US	United States
UTM	Unidad de Tecnología Marina
VAMP	Visitor Activity Management Process
VERP	Visitor Experience Resource Protection
VIM	Visitor Impact Management
VS	Vital Signs
WDPA	World Database on Protected Areas
WCPA	World Commission on Protected Areas
ZAEA	Zona Antártica Especialmente Administrada
ZAEP	Zona Antártica Especialmente Protegida

Índice de contenidos

CAPÍTULO 1. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	1
1.1. Planteamiento del problema	3
1.2. Cuestiones principales	8
1.3. Objetivos de la investigación	9
1.4. Estructura de la tesis	10
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO: LA ECOLOGÍA RECREATIVA	13
2.1. Presentación de la investigación	15
2.2. La Ecología Recreativa	17
2.2.1. Orígenes históricos y metas	17
2.2.2. Cuestiones que centran la investigación y tipos de estudios	23
2.2.3. Los Modelos de Gestión Recreativa	25
2.2.4. Direcciones futuras de la Ecología Recreativa	42
2.3. La Gestión de los impactos recreativos en España	43
2.3.1. Uso Público: definición y alcance del término	44
2.3.2. Planificación del Uso Público	46
2.4. Relación entre investigación y seguimiento	49
CAPÍTULO 3. IMPACTOS RECREATIVOS EN SENDEROS DESTINADOS AL USO PÚBLICO	53
3.1. El concepto de impacto recreativo en los senderos	55
3.2. Principales impactos de la actividad recreativa en senderos	59
3.2.1. Impactos sobre la geología y el medio edáfico	59
3.2.2. Impactos sobre el medio acuático	61
3.2.3. Impactos sobre la vegetación	62
3.2.4. Impactos sobre la fauna	65
3.2.5. Impactos sobre el medio social y/o sobre la experiencia recreativa de los visitantes	68
3.3. Factores que afectan a la intensidad de los impactos recreativos en senderos	70
3.3.1. Localización y diseño del sendero	70
3.3.2. Cantidad de uso	73
3.3.3. Tipo de actividad y comportamiento de los visitantes	74
3.3.4. Condiciones ambientales	77
3.4. ¿Por qué es necesario gestionar los impactos recreativos que afectan a los senderos?	81
CAPÍTULO 4. APLICACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO RECREATIVO EN LA EVALUACIÓN DE REDES DE SENDEROS	85
4.1. Indicadores de seguimiento de impactos recreativos	87

4.2. Selección de indicadores y parámetros	92
4.3. Estrategias de trabajo más habituales en la evaluación de senderos a través de indicadores	94
4.3.1. Observaciones rápidas a lo largo de todo el sendero	94
4.3.2. Medidas replicables a lo largo de una red de puntos de control	96
4.3.3. ¿Qué tipo de estudio es más útil?	97
4.4. Consideraciones sobre la aplicación de indicadores de impacto recreativo	100
4.4.1. Niveles de fondo y patrones de referencia	100
4.4.2. Fluctuación, ciclos y tendencias	102
4.4.3. Usuarios y tipos de impactos	103
4.4.4. La importancia de la escala temporal	104
4.4.5. Mecanismos indirectos de impacto	107
4.4.6. Conocimiento ecológico	108
4.4.7. Integración de los indicadores en la gestión de las áreas protegidas	109
CAPÍTULO 5. HERRAMIENTAS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE REDES DE SENDEROS	111
5.1. Guía para la Gestión Sostenible de Senderos	113
5.1.1. Diagnóstico inicial de los senderos existentes	113
5.1.2. Elaboración de la Guía para la Gestión	117
5.1.3. Recomendaciones para la aplicación de la Guía para la Gestión	121
5.2. Estrategias de Gestión destinadas a controlar los impactos recreativos en senderos	125
5.2.1. Reducir el uso público en el sendero en su totalidad	126
5.2.2. Reducir el uso público en determinadas áreas problemáticas del sendero	128
5.2.3. Modificar los patrones espaciales de uso	128
5.2.4. Modificar la temporalización del uso	132
5.2.5. Modificar el tipo de uso y/o el tipo de visitante	133
5.2.6. Modificar las expectativas del visitante	137
5.2.7. Incrementar la resistencia del recurso	137
5.2.8. Ocuparse del mantenimiento y rehabilitación del recurso	142
5.2.9. Selección de la estrategia de gestión más adecuada para nuestras necesidades	143
5.3. El papel de la planificación en el control de los impactos recreativos en senderos	143
CAPÍTULO 6. CONTEXTUALIZACIÓN DE LOS CASOS DE ESTUDIO	147
6.1. Principales atributos de la última tierra mítica	149
6.2. El marco legislativo antártico	152
6.3. La estructura antártica española	154
6.4. La Antártida como destino turístico	156
6.4.1. Origen, evolución y características del turismo comercial antártico	157

6.4.2. Regulación de la industria turística antártica	164
6.4.3. Tendencias futuras esperadas para el turismo antártico	166
6.5. Impacto humano en el área de influencia del Tratado Antártico	170
6.5.1. La presencia humana histórica en la Antártida	170
6.5.2. Impacto de las infraestructuras	175
6.5.3. La contaminación por sustancias químicas	176
6.5.4. Aguas residuales y restos fecales	180
6.5.5. Impactos sobre la flora y la fauna	180
6.5.6. La amenaza de las bioinvasiones	182
6.5.7. Actividad de la industria pesquera antártica	184
6.5.8. Impactos de la industria turística	185
6.6. Análisis de la investigación sobre los impactos del turismo comercial antártico	188

CAPÍTULO 7. CASO DE ESTUDIO 1: DISEÑO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO PARA SUELOS ANTÁRTICOS

CAPÍTULO 7. CASO DE ESTUDIO 1: DISEÑO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO PARA SUELOS ANTÁRTICOS	191
7.1. Justificación de la investigación	193
7.2. Los suelos antárticos	197
7.2.1. Principales características	197
7.2.2. Impactos provocados en la superficie por los desplazamientos de los humanos	199
7.3. Elaboración de indicadores para el seguimiento de los efectos del pisoteo en suelos antárticos	202
7.3.1. Objetivos	202
7.3.2. Selección de los indicadores de seguimiento	202
7.3.3. Selección de los parámetros de seguimiento	205
7.3.4. Realización de estudios-piloto en condiciones reales	207
7.3.5. Validación en enclaves turísticos	226
7.3.6. Dificultades de la investigación y futuras ampliaciones	241

CAPÍTULO 8. CASO DE ESTUDIO 2: PROPUESTA DE UNA GUÍA PARA LA GESTIÓN DE LOS SENDEROS EN LA ISLA BARRIENTOS

CAPÍTULO 8. CASO DE ESTUDIO 2: PROPUESTA DE UNA GUÍA PARA LA GESTIÓN DE LOS SENDEROS EN LA ISLA BARRIENTOS	243
8.1. Presentación de la zona de trabajo y justificación del estudio	245
8.2. Diagnóstico inicial de la red de senderos de la Isla Barrientos	254
8.2.1. Inventario de la red de senderos	254
8.2.2. Caracterización	254
8.2.3. Valoración	254
8.2.4. Síntesis	260
8.3. Guía para la gestión de los senderos de la Isla Barrientos	262
8.3.1. Objetivos	262
8.3.2. Diseño de la red de senderos	262
8.3.3. Plan de Acción	262

8.3.4. Programa de Seguimiento	266
8.4. Opciones reales de implementación de un programa de seguimiento en la Isla Barrientos	270
CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES, APORTACIONES Y RECOMENDACIONES	271
9.1. Conclusiones	273
9.1.1. Sobre la Ecología Recreativa	273
9.1.2. Sobre los impactos recreativos en senderos y su seguimiento	275
9.1.3. Sobre el uso de indicadores de impacto recreativo en senderos	279
9.2. Principales aportaciones de esta investigación	280
9.3. Síntesis final	283
9.4. Recomendaciones para futuras investigaciones	285
BIBLIOGRAFÍA	287

Capítulo 1

DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN



Este capítulo se inicia con un apartado dedicado a explicar tanto los motivos que llevaron a la realización de esta investigación como el esquema de trabajo que se ha seguido. A continuación se enumeran las principales cuestiones a las que se quiere dar respuesta, en base a las cuales se han definido tres objetivos generales. Estas metas justifican la estructura del documento, que es brevemente descrita.

Imagen: hito de la Base Bellinghausen, Isla Rey Jorge, Antártida.

1.1. Planteamiento del problema

El significativo crecimiento del turismo de naturaleza en los últimos años (Worboys *et al.*, 2005) se ha visto acompañado en un gran número de áreas protegidas¹ de una potenciación de los programas, servicios, actividades y equipamientos cuya finalidad consiste en acercar a los visitantes a los valores naturales y culturales presentes en dichos territorios. La rama de la gestión encargada de llevar a cabo esta tarea de una forma ordenada, segura y que garantice la conservación, la comprensión y el aprecio de tales valores a través de la información, la educación y la interpretación del patrimonio es el uso público (EUROPARC-España, 2005a). La importancia de esta labor ha llegado a ser tal que los ingresos derivados de los turistas se han convertido en la principal fuente de ingresos para muchos territorios que albergan o circundan los espacios protegidos (Pascual, 2007). Este proceso no siempre ha estado respaldado por una adecuada regulación y planificación de las actividades recreativas, lo que ha provocado la aparición de problemas en el medio ambiente (Mulero, 2002). Estas modificaciones producidas por los visitantes de un espacio protegido sobre el estado de conservación del mismo, tanto a nivel del patrimonio natural y cultural como de los equipamientos e infraestructuras, es lo que conocemos como impactos recreativos (EUROPARC-España, 2005a). Dichas alteraciones han de ser evaluadas de una forma eficaz debido al importante volumen de visitantes que reciben los espacios protegidos y la necesidad de rentabilizar los cuantiosos recursos económicos que se dedican a este ámbito (EUROPARC-España, 2005a). De hecho, el seguimiento y la evaluación de la gestión de los espacios naturales protegidos se han convertido en los últimos años en uno de los aspectos más relevantes y debatidos en todos los foros de carácter nacional o internacional. Así queda recogido en un documento sobre evaluación del uso público elaborado por EUROPARC-España (2006: 14): “*A medida que la protección de espacios ha pasado de ser simplemente una designación legal para progresivamente tender hacia una gestión real y activa, se ha puesto de manifiesto la necesidad imperiosa de valorar la eficacia de la gestión*”. El seguimiento proporciona información cuantitativa, objetiva y verificable que permite valorar el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión establecidos en la planificación del espacio protegido. A partir de la evaluación de estos resultados, la gestión puede ser modificada o corregida, de forma que se realice un uso eficiente y ordenado de los siempre limitados recursos económicos, materiales y humanos, permitiendo alcanzar los objetivos planteados. En este proceso, los indicadores constituyen una herramienta fundamental ya que informan sobre las tendencias de variación de aquellos aspectos que resultan de especial interés. Simplifican, cuantifican y comunican diferentes cambios y tendencias de origen natural o humano, lo que facilita su seguimiento en el tiempo.

Hasta el momento, no se han desarrollado en nuestro país demasiados estudios dedicados a analizar los impactos ambientales generados por los visitantes y la capacidad de acogida de los espacios protegidos (EUROPARC-España, 2005a). Existen algunas experiencias de notable calidad que han sido pioneras en esta tarea: Andrés-Abellán & del Cerro-Barja, 1992; Benayas *et al.*, 1993, 1996, 2001, 2004, 2006; Blanco & Benayas, 1993; Gómez-Limón *et al.*, 1993; Blanco *et al.*, 1993, 1994, 1998; Gómez-Limón & de Lucio, 1993, 1994, 1995, 1996; Gómez-Limón & Múgica, 1993; Benayas & Blanco, 1994; de Lucio & Múgica, 1994; Múgica, 1994; Gómez-Limón, 1996a,b; ECOTONO, 1997, 2007; Andrés-Abellán, 1998; Andrés-Abellán *et al.*, 2000, 2005, 2006; López & Andrés-Abellán, 2000; Sanz & Tejedó, 2000; Gómez-Limón & Múgica, 2002; López-Rodríguez *et al.*, 2004; Ros *et al.*, 2004; Boada & Benayas, 2007; Lucas-Borja *et al.*, 2008, 2011. A pesar de estos trabajos, se observan notables carencias en el campo de la evaluación y el seguimiento del uso público, existiendo problemas de definición de conceptos y de ausencia de metodologías eficaces y contrastadas. La principal debilidad de los programas destinados al seguimiento de los impactos recreativos radica en que la mayoría no están vinculados a la planificación. La información generada por el seguimiento no se incorpora a un proceso de evaluación continuo destinado a valorar la eficacia de la gestión y el grado de cumplimiento de los objetivos, diluyéndose de esta forma su efectividad.

La presente investigación pretende contribuir a avanzar en el campo de la evaluación del uso público a través de la propuesta de una serie de herramientas destinadas al seguimiento de los impactos recreativos en las redes de senderos situados en las áreas protegidas. La razón de

¹ En este documento se utilizarán indistintamente los términos ‘área protegida’ y ‘espacio natural protegido’, ateniéndose ambos a la definición facilitada por la UICN (1994) como “*una superficie de tierra y/o mar especialmente consagrada a la protección y el mantenimiento de la diversidad biológica, así como de los recursos naturales y los recursos culturales asociados, y manejada a través de medios jurídicos u otros medios eficaces*”.

seleccionar los senderos como material de trabajo es que constituyen, junto a los centros de visitantes, los principales equipamientos de uso público de las áreas protegidas, aunque al contrario de éstos, sí que permiten una experiencia directa de los valores y recursos del entorno. Ello hace que su acogida por parte de los visitantes suela ser muy buena, presentando una elevada funcionalidad y rentabilidad social (EUROPARC-España, 2006). Sus principales funciones consisten en canalizar los flujos de visitantes para mejorar la utilización del espacio, ofrecer oportunidades recreativas mediante el acceso a diferentes elementos de atracción situados en el espacio protegido y proteger el entorno de los impactos recreativos mediante la concentración del uso (EUROPARC-España, 2005; Hill & Pickering, 2009). Por todo ello, estos equipamientos resultan una herramienta básica para la gestión del uso público. Entre las actividades recreativas directamente relacionadas con estas infraestructuras destacan el senderismo, las rutas a caballo, el cicloturismo, el esquí de fondo o travesía, y las rutas en vehículos todo terreno. Otras actividades asociadas indirectamente serían la acampada, la caza y la pesca, las competiciones de orientación, los raids de aventura o las carreras campo a través. A pesar de su importancia estratégica, hasta ahora no existe un documento que sintetice el conocimiento actual sobre la valoración de impactos en senderos y proponga un modelo específico para su gestión. Esta investigación surge como respuesta a esta necesidad.

El *National Parks Service* de Estados Unidos define un sendero como “*un recorrido creado a través de su construcción o bien del uso continuado que permite una o más de las siguientes acciones: desplazamientos a pie, en embarcaciones, monturas, bicicletas, patines en línea, sillas de ruedas, esquís o vehículos de recreación tales como motocicletas, motos de nieve, coches todoterreno o ATVs²*” (National Parks Service, 2007). Este organismo no es el único que incluye en el concepto de sendero aquellas rutas que discurren en ambientes acuáticos. La *Trails Tasmania Strategy* establece que un sendero recreativo es “*una ruta no motorizada claramente marcada e identificada que discurre por el agua o la tierra y que es usada con fines recreativos*” (Inspiring Place, 2007). Otra definición más sencilla es la que ofrece la *Walking Track Management Strategy* del gobierno de Tasmania. En este documento se habla de “*rutas claramente visibles como consecuencia del pisoteo en las que la vegetación ha sido eliminada de la superficie del trazado*” (Tasmanian Parks and Wildlife Service, 1994). Algunos autores nacionales (Pascual, 2007) están en consonancia con la propuesta del NPS y consideran que dentro de los senderos recreativos pueden incluirse las rutas motorizadas (itinerarios para vehículos a motor que pueden atravesar de forma combinada el medio natural o asentamientos), las vías verdes (infraestructuras ferroviarias en desuso acondicionadas como itinerarios no motorizados), las vías ecuestres y los carriles cicloturísticos. No obstante, el diseño de estos equipamientos puede hacer que se alejen del concepto de sendero más habitual, sobre todo en aquellos casos en los que el firme ha sido reforzado mediante el uso de pavimentos artificiales tipo asfalto o grava compactada. En el contexto de este trabajo, se utilizará como referencia la definición proporcionada por EUROPARC-España (2005a). Este organismo considera que un sendero es un “*itinerario que discurre en la mayoría de los casos por caminos tradicionales, recorriendo el patrimonio natural y cultural, y habilitado para la marcha y el excursionismo, fundamentalmente a pie y, a veces, en bicicleta o caballería*”.

El origen de esta investigación lo constituyen una serie de proyectos de investigación aplicada desarrollados en diferentes espacios protegidos españoles (**Figura 1.1** y **Cuadro 1.1**). A través de la realización de estos estudios se identificaron varias lagunas de conocimiento que motivaron el inicio de cuatro líneas de trabajo paralelas (**Figura 1.2**). La primera estaba dedicada a la búsqueda de un marco conceptual para el estudio, seguimiento y valoración de los impactos recreativos, el cual fue aportado por la Ecología Recreativa. La segunda se centró en la catalogación de los impactos recreativos generados de forma específica por los visitantes en las redes de senderos. Para ello, se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica que permitió completar y ampliar los efectos negativos que ya habían sido identificados a partir de los proyectos anteriormente citados. La tercera línea de investigación fue dedicada a desarrollar criterios para el diseño, selección y aplicación de indicadores de impacto en programas de seguimiento. En el cuarto y último bloque de trabajo se diseñaron herramientas específicas para la gestión y control de los impactos recreativos en las redes de senderos. El objetivo en este caso era generar unos instrumentos sólidos y contrastados que sirvieran como guía de trabajo para aquellos equipos que se enfrentaran a la valoración de los efectos negativos del uso público en estos equipamientos.

² *All-Terrain Vehicles*, conocidos también en España como cuatriciclos o quads.

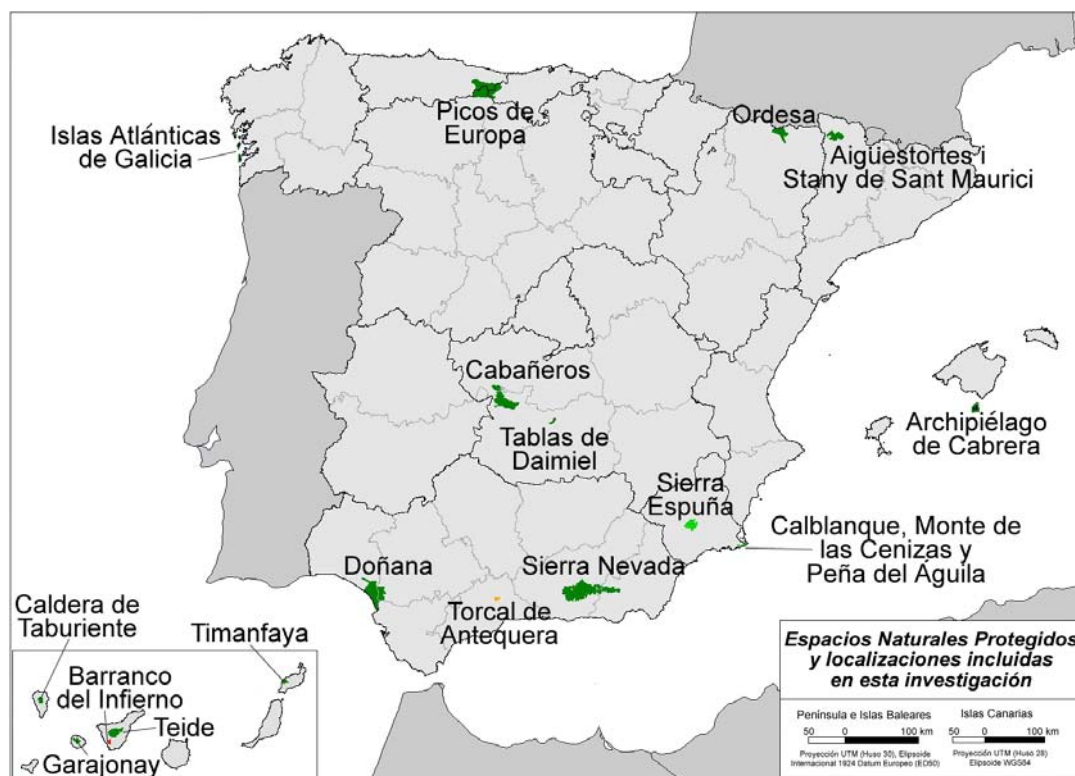


Figura 1.1: Áreas protegidas españolas en las que se desarrollaron los proyectos de investigación aplicada que han contribuido a la elaboración de esta tesis. *Fuente:* elaboración propia a partir de información procedente del visor cartográfico de EUROPAC-España.

Título del proyecto	Cálculo de la capacidad de acogida del sendero de Barranco del Infierno. Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno (Tenerife).	Diagnóstico de la capacidad de acogida de los equipamientos del Paraje Natural del Torcal de Antequera (Málaga).
Entidad financiadora	Cabildo Insular de Tenerife.	EGMASA.
Entidades participantes	Ecotono S.L. y Dpto. de Ecología (UAM).	Fundación Fernando González Bernáldez y Dpto. de Ecología (UAM).
Año	2000	2001
Investigador Principal	Dr. Javier Benayas del Álamo.	Dr. Javier Benayas del Álamo.
Presupuesto	16.828 €	9.295 €
Título del proyecto	Estudio de la Capacidad de Acogida de visitantes y actividades de uso público en los parques regionales de Sierra Espuña y Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila (Murcia).	Análisis de la capacidad de carga e Ingresos Generados por las Actividades y Equipamientos de Uso Público en la Red de Parques Nacionales (MAM I+D 102/2002: 2003-2006).
Entidad financiadora	Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia.	Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ayudas a la investigación de la Red de Parques Nacionales).
Entidades participantes	Ecotono S. L. y Dpto. de Ecología (UAM).	Dpto. de Ecología (UAM), Dpto. de Sociología (URJC), Facultad de Ciencias Experimentales (IEU).
Año	2003 – 2004	2003 – 2006
Investigador Principal	Dr. Javier Benayas del Álamo.	Dr. Javier Benayas del Álamo.
Presupuesto	6.000 €	36.000 €

Cuadro 1.1: Proyectos de investigación aplicada desarrollados en áreas protegidas españolas que contribuyeron a iniciar esta investigación.

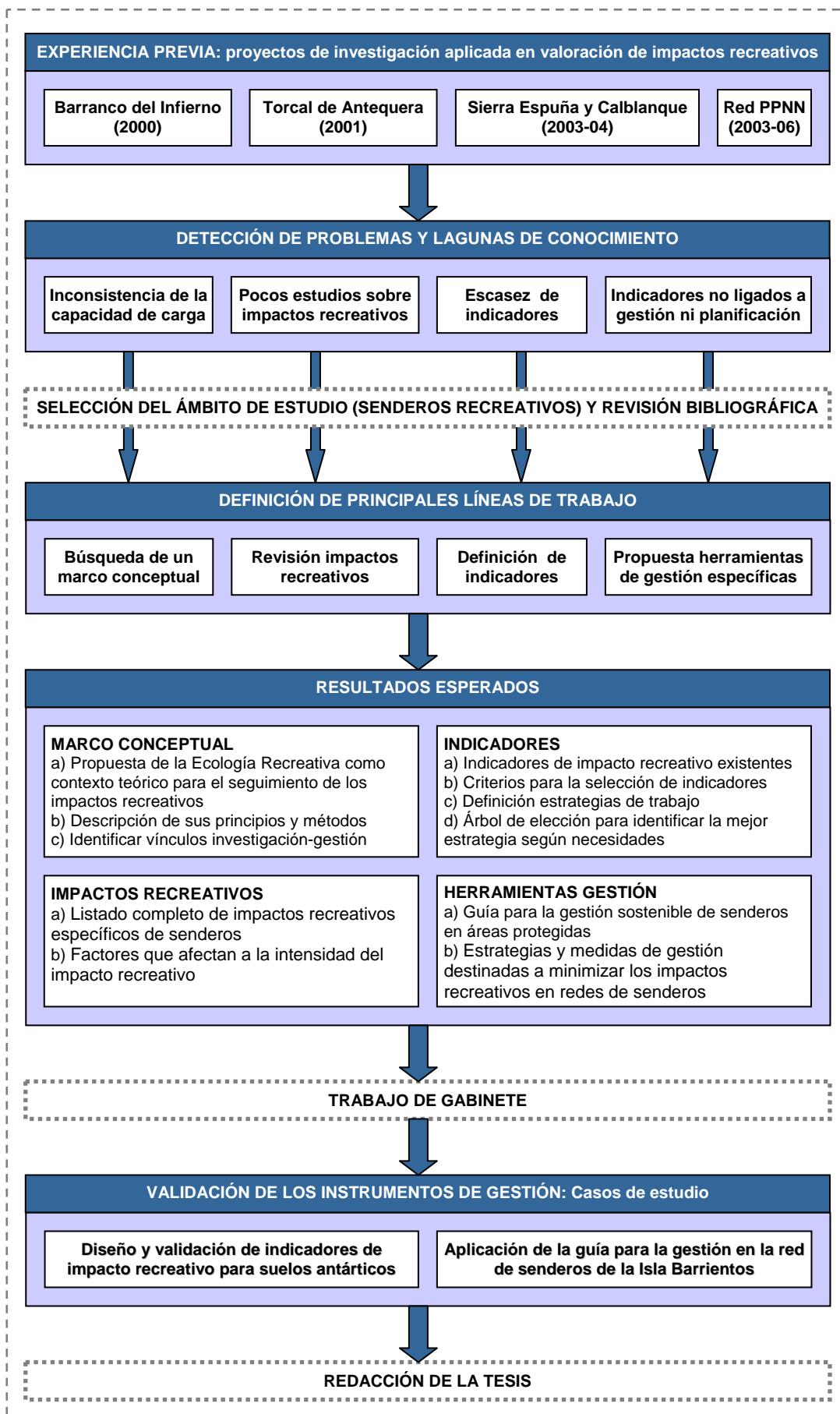


Figura 1.2: Esquema de trabajo seguido para elaborar la tesis.

Los resultados derivados de estas cuatro líneas de trabajo fueron aplicados en diferentes proyectos desarrollados en senderos antárticos para su validación y mejora (**Figura 1.3** y **Cuadro 1.2**). Aunque la elección de la Antártida como zona de trabajo complicaba enormemente las cuestiones logísticas, también abría la posibilidad de desarrollar la investigación en un entorno natural privilegiado. Una ventaja destacada de estos sistemas es su simplicidad en comparación con aquellos situados en las regiones templadas, lo que permite profundizar en el estudio de los procesos que se encuentran detrás de los impactos recreativos. Por otro lado, el extremo aislamiento de la mayor parte de los enclaves posibilita el desarrollo de estudios básicos en zonas anteriormente no alteradas por el hombre, algo que resulta casi imposible en Europa. En este contexto, se implementaron los instrumentos diseñados en las etapas previas de la investigación. Los trabajos desarrollados contribuyeron a optimizar y depurar las herramientas propuestas, generando nuevos conocimientos y experiencias que han sido incluidos en este documento en forma de recomendaciones para la aplicación de dichos instrumentos.

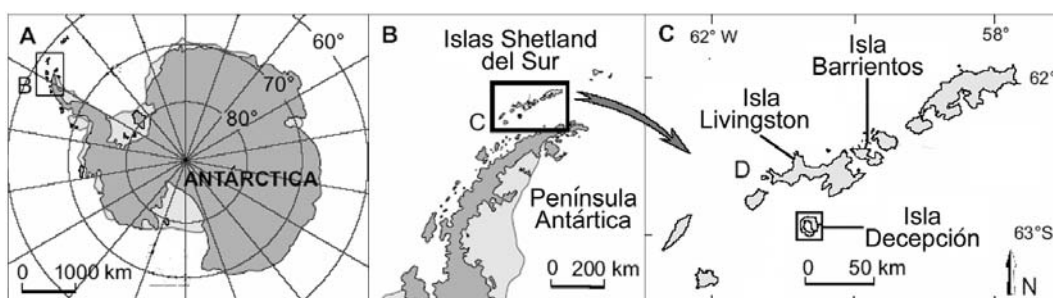


Figura 1.3: Zonas de la Antártida donde se desarrollaron los proyectos de investigación que han contribuido a la elaboración de esta tesis.

Título del proyecto	Proyecto LIMNOPOLAR: Estudio de los ecosistemas acuáticos antárticos no Valoran el impacto ambiental del turismo comercial sobre los ecosistemas marinos como sensores del cambio climático (REN2000-0435ANT).	Valoración del impacto ambiental del turismo comercial sobre los ecosistemas antárticos (CGL2007-28761-E/ANT).
Entidad financiadora	Ministerio de Ciencia y Tecnología (Plan Nacional I+D+i).	Ministerio de Educación y Ciencia (Acción Complementaria del Plan Nacional I+D+i), Fundación Abertis.
Entidades participantes	Dpto. de Biología (UAM), Dpto. de Ecología y Microbiología (UV), Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX), Instituto Nacional de Meteorología, Dpto. de Matemáticas (UAM).	Dpto. de Ecología (UAM), Dpto. de Geografía (UAB), Dpto. de Matemáticas (UAM), Facultad de Ciencias Experimentales (IEU).
Año	2001 – 2004	2007 – 2009
Investigador Principal	Dr. Antonio Quesada del Corral.	Dr. Javier Benayas del Álamo.
Presupuesto	209.152 €	10.000 + 32.000 €
Título del proyecto	Elaboración y puesta en marcha de un sistema de indicadores de seguimiento de la actividad humana en la Isla Decepción (Antártida) (CTM2009-06604-E).	Monitoreo de impactos derivados de las expediciones turísticas y científicas en sitios de visita y enclaves de Isla Decepción (CTM2010-11613-E, ANT).
Entidad financiadora	Ministerio de Ciencia e Innovación (Acción Complementaria del Plan Nacional I+D+i).	Ministerio de Ciencia e innovación (Acción Complementaria del Plan Nacional I+D+i).
Entidades participantes	Dpto. de Ecología (UAM), Dpto. de Geografía (UAB), Dpto. de Matemáticas (UAM), Facultad de Ciencias Experimentales (IEU).	Dpto. de Ecología (UAM), Dpto. de Biología (UAM), Dpto. de Matemáticas (UAM), Facultad de Ciencias Experimentales (IEU).
Año	2010 – 2011	2011 – 2012
Investigador Principal	Dr. Javier Benayas del Álamo.	Dr. Javier Benayas del Álamo.
Presupuesto	16.000 €	16.000 €

Cuadro 1.2: Proyectos de investigación desarrollados en la Antártida en los que se han aplicado los resultados de esta investigación.

1.2. Cuestiones principales

Las preguntas a las que quiere dar respuesta la presente investigación son las siguientes:

- ¿Cuál es la relación entre la investigación básica que se realiza en el ámbito de la Ecología Recreativa y el seguimiento práctico y cotidiano de los impactos del uso público en las áreas protegidas?

(Esta cuestión será analizada en el **Capítulo 2**)

- ¿Qué componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas se ven alterados por las actividades recreativas desarrolladas en las redes de senderos de los espacios naturales protegidos? ¿Qué factores afectan a la intensidad de estos impactos? ¿De qué forma?

(Estas preguntas serán abordadas en el **Capítulo 3**)

- ¿Qué indicadores se han propuesto de manera específica para el seguimiento de los impactos recreativos en redes de senderos situados en espacios naturales protegidos? ¿Cuáles son los criterios más útiles para seleccionar una batería de parámetros de seguimiento acordes a nuestras necesidades?
- ¿Cuál es el mejor diseño metodológico a la hora de utilizar indicadores para evaluar el impacto recreativo en un sendero? ¿Qué cuestiones claves se deben tener en cuenta al aplicar estos indicadores en situaciones reales?

(Estas cuestiones serán abordadas en el **Capítulo 4**)

- ¿Cómo debe afrontarse el diagnóstico y la valoración de una red de senderos para proponer un plan de acción que permita una gestión sostenible y eficaz de la misma? ¿Qué papel juegan los programas de seguimiento en la gestión de las alteraciones provocadas por los visitantes en los senderos?
- ¿Cuáles son las estrategias de gestión que pueden ser aplicadas para controlar los impactos recreativos en los senderos? ¿Cómo se selecciona la estrategia de gestión más adecuada en cada caso?
- ¿Cómo ha de contribuir la planificación a la hora de controlar y gestionar los impactos recreativos?

(Estas cuestiones se plantearán en el **Capítulo 5**)

- ¿Qué elementos de atracción posee la Antártida y cuáles son las principales características de la industria turística que opera en este territorio? ¿Qué impactos puede provocar en los ecosistemas antárticos la presencia humana?
- ¿Qué indicadores resultan más adecuados para valorar la degradación por pisoteo física y biológica de los suelos antárticos? ¿Qué diseños de trabajo permiten analizar mejor esta cuestión? ¿Cuál es la relación entre la intensidad de uso, medida en términos de pisoteo humano, y el nivel de degradación en los suelos establecido a través de estos indicadores? ¿Qué resiliencia poseen estos suelos frente a las alteraciones debidas al pisoteo? ¿Es posible un cierto uso sin que se produzca un impacto significativo en el medio? ¿Es mejor concentrar o dispersar el impacto?
- ¿Resultan útiles las técnicas y los diseños propuestos para su aplicación en zonas antárticas sometidas a un uso turístico intensivo? ¿Pueden ser también aplicadas en otros contextos, como es el seguimiento ambiental de las expediciones científicas? ¿Cómo pueden contribuir los indicadores de impacto recreativo, los planes de gestión de senderos y los programas de seguimiento a la gestión de los enclaves turísticos antárticos?

(Estas preguntas serán analizadas en los **Capítulos 6, 7 y 8**)

1.3. Objetivos de la investigación

Para dar respuesta a las cuestiones planteadas, se definen tres grandes objetivos:

1. Establecer un marco teórico para la evaluación y seguimiento de los impactos recreativos en senderos situados en áreas protegidas, el cual será proporcionado por la Ecología Recreativa (**Capítulo 2**).
 - 1.1. Presentar los objetivos, principios y métodos de trabajo de esta disciplina.
 - 1.2. Analizar la evolución de los Modelos de Gestión Recreativa, los cuales constituyen un marco para la planificación y gestión de los visitantes en los espacios naturales protegidos.
 - 1.3. Mostrar los vínculos entre la investigación desarrollada en el ámbito de la Ecología Recreativa y el seguimiento cotidiano de los impactos en las áreas protegidas.
2. Proponer herramientas de gestión que guíen la identificación, el seguimiento y el control de los impactos recreativos en los senderos de los espacios naturales protegidos (**Capítulos 3 al 5**).
 - 2.1. Identificar y describir tanto las alteraciones generadas en los senderos por las actividades recreativas como los factores que determinan su intensidad.
 - 2.2. Revisar los principales indicadores que se han definido específicamente para el seguimiento del impacto recreativo en senderos de áreas protegidas. Priorizarlos a través de una batería de criterios de valoración, de forma que puedan identificarse aquellos indicadores más útiles para el seguimiento de la gestión bajo un escenario determinado.
 - 2.3. Describir los diferentes enfoques y métodos de trabajo utilizados para valorar los impactos biofísicos en los senderos a través de indicadores. Proponer herramientas que permitan a los gestores escoger el método más adecuado según sus objetivos.
 - 2.4. Diseñar una guía para la gestión eficaz y sostenible de redes de senderos en áreas protegidas basada en el principio de la Gestión Adaptable. Definir el esquema de trabajo a seguir para la elaboración de este instrumento y proponer recomendaciones para asegurar el éxito en su implementación.
 - 2.5. Crear un catálogo de estrategias de gestión específicas para el control de los impactos recreativos en senderos, identificando qué medidas concretas se derivan de las mismas y sobre qué tipo de impactos debidos a la presencia de los visitantes puede actuar cada medida.
3. Validar las herramientas de gestión propuestas a través de su aplicación a situaciones reales en el contexto antártico (**Capítulos 6 al 8**).
 - 3.1. Evaluar una batería de indicadores para seleccionar los más adecuados para el seguimiento de los impactos humanos sobre los suelos antárticos. Construir los modelos de interacción factor-respuesta e identificar los umbrales de alerta para los indicadores seleccionados.
 - 3.2. Validar los indicadores propuestos en localizaciones antárticas sometidas a elevados niveles de uso recreativo, analizando su posible contribución al seguimiento del estado del recurso suelo en enclaves antárticos visitados por científicos o turistas.
 - 3.3. Aplicar la guía para la gestión de redes de senderos recreativos en un enclave turístico antártico sometido a un elevado nivel de uso. Valorar el diseño de este instrumento a través de su implementación práctica.

1.4. Estructura de la tesis

Los objetivos de esta investigación serán abordados a través de los diferentes capítulos que componen esta tesis. La **Figura 1.4** muestra cómo ha sido organizado el documento.

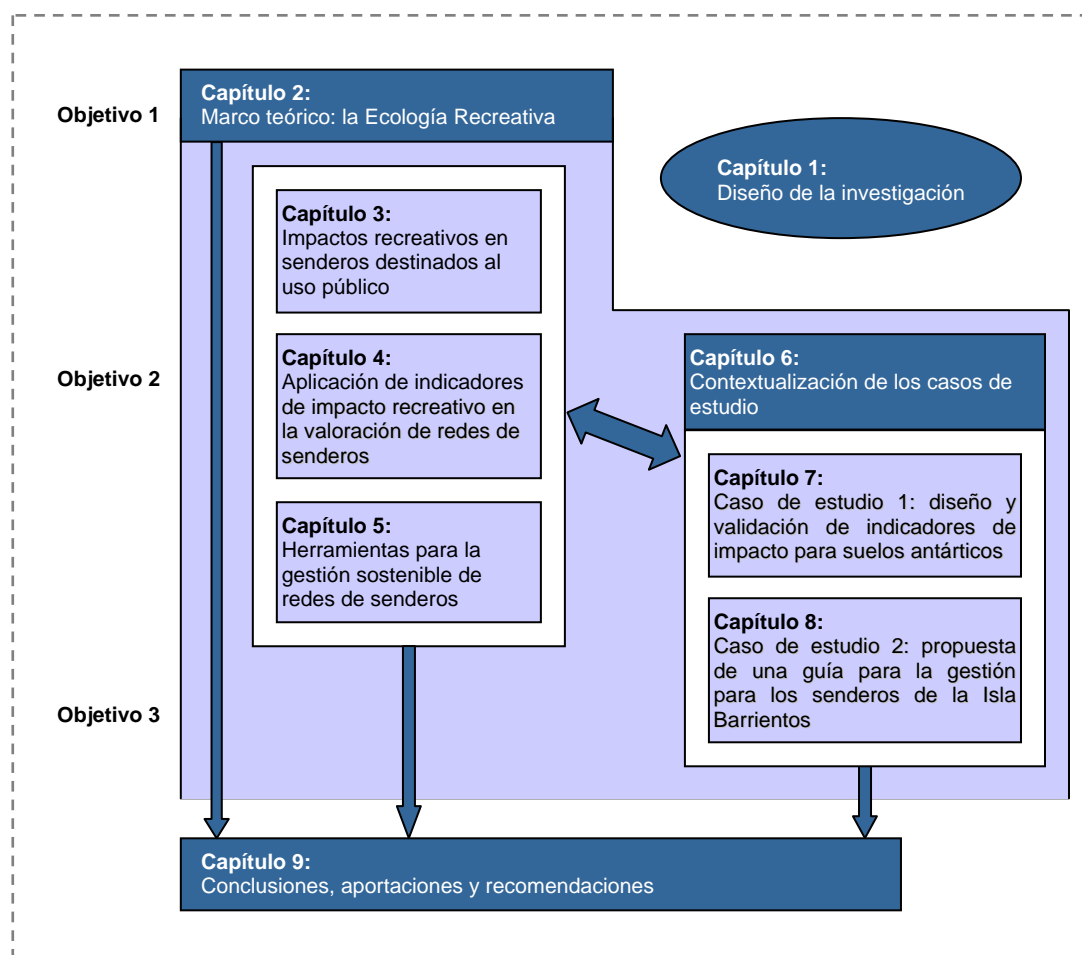


Figura 1.4: Esquema de organización de los capítulos de esta tesis.

Como puede observarse, se ha optado por una estructura clásica que se inicia con la presentación del diseño seguido en el estudio (Capítulo 1). A continuación, se define el marco conceptual en el que se encuadra el análisis y seguimiento de los impactos recreativos, el cual es proporcionado por la Ecología Recreativa (Capítulo 2). Se presenta esta disciplina y se discute la evolución que ha sufrido en las últimas décadas, destacando el cambio de paradigma como consecuencia de la pérdida de vigencia del concepto de capacidad de carga. También se muestra la posible contribución de esta rama de la ecología a la gestión aplicada de los impactos recreativos en los senderos de las áreas protegidas. Se inicia a continuación un bloque dedicado a proponer diferentes herramientas prácticas para la gestión y seguimiento de los impactos recreativos. La primera tarea que se aborda es la identificación de los propios impactos recreativos que afectan a los senderos, destacando los factores que modifican su intensidad (Capítulo 3). La existencia de estos efectos negativos derivados de las actividades de los visitantes hace necesario su estudio y gestión. Una herramienta fundamental para estas metas son los indicadores de impacto, los cuales son revisados en detalle, mostrando las diferentes estrategias y diseños de trabajo en campo que se utilizan para su aplicación específica en el seguimiento de impactos en senderos de áreas protegidas (Capítulo 4). Estos instrumentos han de estar imbricados en los planes de gestión para ser verdaderamente eficaces, motivo por el cual se propone una guía para la gestión de este tipo de equipamientos que incluye un diagnóstico previo de la red de senderos y un plan de acción específico

(Capítulo 5). Esta guía se completa con un catálogo de estrategias y medidas de gestión destinadas al control de los impactos recreativos en senderos. Los instrumentos y diseños propuestos son validados a través de su aplicación en sendos casos de estudio, los cuales fueron desarrollados en la Antártida. Antes de abordarlos, se incluye una descripción de los rasgos básicos del contexto antártico (Capítulo 6). Este territorio posee una serie de peculiaridades que es conveniente conocer antes de acometer la lectura de los casos de estudio. El primero muestra el proceso seguido para la selección, diseño y validación de indicadores de impacto recreativo destinados a valorar los efectos del pisoteo sobre los suelos antárticos (Capítulo 7), mientras que el segundo consiste en la aplicación de la guía para la gestión propuesta en el Capítulo 5 a un enclave turístico antártico específico (Capítulo 8). Estos casos de estudio contribuyeron a mejorar las herramientas de gestión propuestas en los primeros capítulos de la tesis. Su implementación facilitó la identificación de aquellos aspectos que resultaban menos operativos en la práctica, los cuales pudieron ser adaptados o eliminados. Esta retroalimentación es mostrada en la **Figura 1.4** a través de un conector de doble dirección entre el bloque de capítulos dedicados al diseño de las herramientas para la gestión y seguimiento de los impactos recreativos, y los capítulos en los que se presentan los casos de estudio. El capítulo dedicado a los indicadores de impacto para suelos antárticos muestra la inversión de tiempo y la dedicación que son necesarios para el correcto diseño de este tipo de instrumentos en un caso particular. La investigación se cierra con una revisión de las conclusiones obtenidas (Capítulo 9). En esta última sección se incluyen también las principales aportaciones realizadas y una propuesta con aquellas cuestiones en las que sería conveniente invertir un mayor esfuerzo de investigación en el futuro.

Destacar por último que este trabajo forma parte de la línea de investigación dedicada a la gestión de espacios naturales protegidos que es desarrollada por el equipo del Dr. Javier Benayas del Álamo desde el Dpto. de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, la cual ha generado hasta el momento numerosas publicaciones nacionales e internacionales, comunicaciones a congresos y tesis doctorales (**Figura 1.5**).



Figura 1.5: Líneas de investigación desarrolladas por el equipo del Dr. Javier Benayas del Álamo en el ámbito de los espacios naturales protegidos. Esta investigación forma parte de los trabajos desarrollados para evaluar los impactos derivados del uso público.

Capítulo 2

MARCO TEÓRICO: LA ECOLOGÍA RECREATIVA

La Ecología Recreativa proporciona el marco conceptual a los trabajos desarrollados en esta investigación. Se trata de una disciplina cuyo principal objetivo consiste en estudiar los impactos provocados por las actividades desarrolladas por los visitantes en los espacios naturales protegidos. Aunque es ampliamente conocida en otros países, sobre todo de influencia anglosajona, hasta el momento no ha tenido una repercusión significativa en España. En el caso español, la gestión de las actividades recreativas y las alteraciones que generan sobre el medio ambiente se incluirían dentro de lo que se conoce como Uso Público. Se trata de un área específica dentro de la gestión que pretende acercar a los visitantes los valores naturales y culturales de un territorio de una forma ordenada y segura, permitiendo garantizar la correcta conservación de los mismos. Tras presentar sucintamente ambos conceptos, este primer capítulo se cierra con una breve discusión sobre la relación entre la investigación básica y el seguimiento de los impactos recreativos que se lleva a cabo en las áreas protegidas. A lo largo de esta tesis se abordarán diferentes cuestiones relativas a ambos niveles de trabajo, investigación y gestión, por lo que es necesario tener claro las diferencias y puntos en común existentes.

2.1. Presentación de la investigación

Tanto las áreas protegidas como la recreación y el turismo en áreas naturales están aumentando en todo el mundo (Buckley, 2002; Newsome *et al.*, 2002; Worboys *et al.*, 2005). La *World Database on Protected Areas* (WDPA), dependiente de UNEP y UICN, registró en 2009 la existencia de 107.034 áreas protegidas (**Figura 2.1**), las cuales ocupaban un 4,3% de la superficie de la Tierra y un 13% de la superficie continental del globo (WDPA, 2011). Aunque es difícil estimar con precisión la cantidad de personas que visitan cada año las áreas protegidas en todo el mundo, resulta evidente que el turismo de naturaleza ha vivido un crecimiento espectacular en los últimos años. Newsome *et al.* (2002) señalan que este tipo de turismo representaba aproximadamente el 2% del volumen total de turistas a finales de los años 80, mientras que a partir del año 2000 esta cifra se elevaba al 20%, lo que supondría un volumen de negocio anual del orden de los 20.000 millones de dólares. Ante este crecimiento sostenido de la demanda global del turismo de naturaleza y aventura, las administraciones responsables de la gestión se ven obligadas a invertir una considerable proporción de sus recursos en la gestión de visitantes y sus necesidades. Aunque el objetivo primordial de las áreas protegidas es la conservación, muchos espacios tienen como meta secundaria proporcionar a los visitantes oportunidades de recreación en un entorno natural (IUCN, 1994; SCBD, 2001; Buckley, 2004; Worboys *et al.* 2005). Este uso del territorio tiene inicialmente pocas consecuencias sobre el medio, pero lo cierto es que inevitablemente se generan una serie de efectos negativos sobre los ecosistemas y sus componentes (Liddle, 1997; Hammit & Cole, 1998; Leung & Marion 2000; Hill & Pickering 2002; Newsome *et al.* 2002; Buckley 2004; Turton, 2005). Si bien la degradación que puede causar la recreación dista mucho del potencial de otras actividades humanas como la minería o la agricultura intensiva, ya se han comenzado a detectar impactos severos a escala local (Cole, 1981; Buckley *et al.*, 2000; Newsome *et al.*, 2002; Pickering & Buckley 2003; Turton, 2005). Las cifras crecientes de visitantes no hacen sino incrementar la posibilidad de que se extiendan los impactos directos e indirectos del uso recreativo en las áreas protegidas (Monz, 2000; Buckley, 2004, 2005). Más que eliminar estos efectos negativos, los gestores han de tratar de minimizarlos, teniendo en cuenta las consecuencias que tendrán sus decisiones sobre la calidad de las experiencias de los visitantes. Este objetivo no es sencillo ni barato. De hecho, en muchas áreas protegidas las inversiones destinadas al uso público incluso pueden superar los presupuestos dedicados a la conservación de los ecosistemas y las especies (Buckley, 2004).

Tratar de superar el reto de equilibrar estos dos objetivos de gestión, por un lado preservar los valores naturales de las áreas protegidas y por otro acoger a turistas interesados en conocer estos espacios, ha hecho que numerosos organismos y administraciones responsables de la gestión de estas áreas incrementen su interés por poner en marcha y mantener programas de seguimiento de los impactos recreativos (Hawden *et al.*, 2008). Desde hace varias décadas, los gestores han buscado incrementar su conocimiento sobre las consecuencias ecológicas de las actividades recreativas para mejorar la conservación de los recursos presentes en sus áreas protegidas (Liddle, 1997; Leung & Marion, 2000). En respuesta a estas demandas surge en los años 70 desde el ámbito científico-técnico la Ecología Recreativa. Esta disciplina trata de identificar relaciones causales entre las actividades particulares y varios parámetros ecológicos a través de experimentos científicamente rigurosos (Talbot *et al.*, 2003). A la exigencia de controlar los impactos recreativos para que la presencia de los visitantes no afecte a los objetivos de conservación de los espacios, se suma en los últimos años la necesidad de valorar el éxito y los efectos de las prácticas de gestión destinados a minimizarlos (Hockings, 2003; Tonge *et al.*, 2004; Worboys *et al.* 2005; EUROPARC-España, 2005a). Esta demanda supone un nuevo reto para los gestores, los cuales lejos de contar con sistemas que les proporcionen información de calidad sobre el espacio protegido y el comportamiento de los ecosistemas, suelen tener que conformarse con datos cualitativos o, en el mejor de los casos, la opinión de expertos (Hockings, 2003; Gallego, 2005). Es en este contexto en el que los sistemas de seguimiento adquieren una importancia clave, ya que son el medio para adquirir esa información cuantitativa, objetiva y contrastable, que es básica para la evaluación de la eficacia de las áreas protegidas (Hockings *et al.*, 2000; Bisbal, 2001; EUROPARC-España, 2005a).

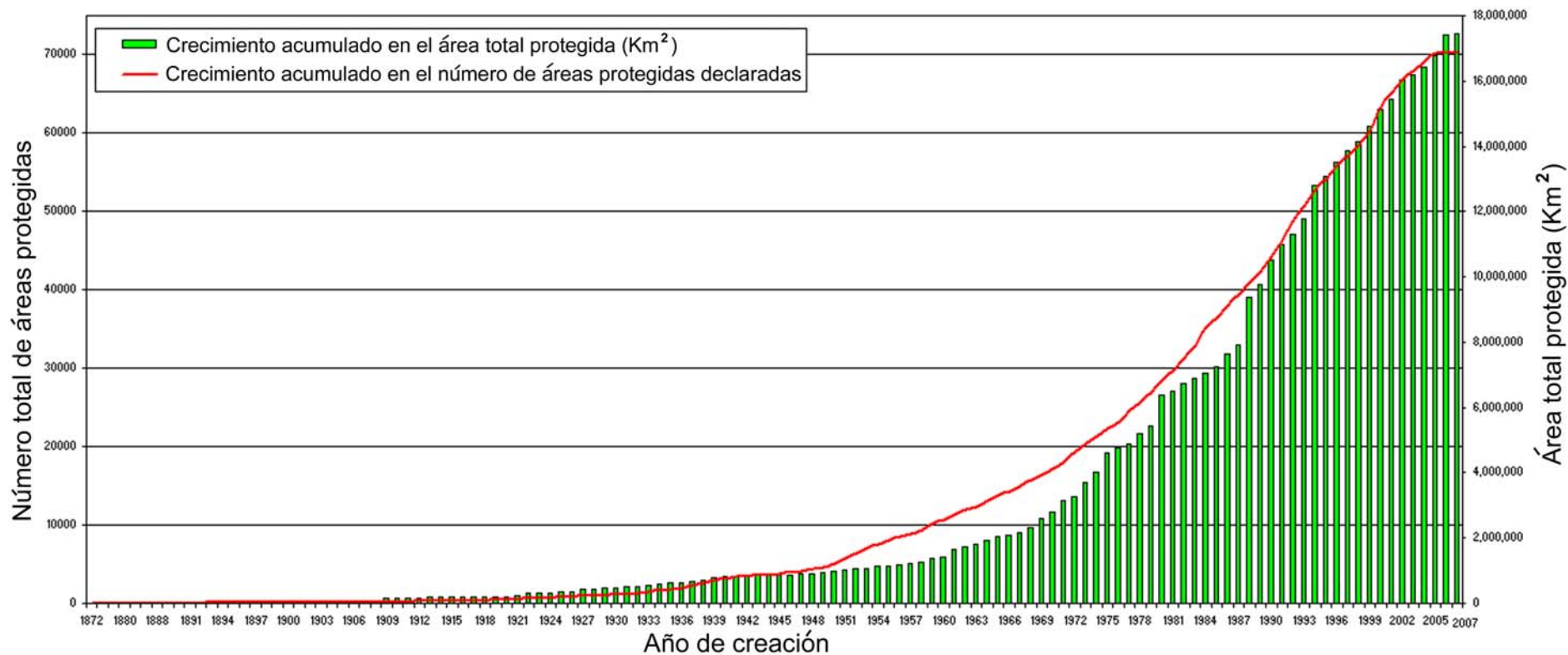


Figura 2.1: Evolución de las áreas protegidas declaradas en el mundo entre 1872, año en el que el presidente Theodore Roosevelt crea el primer Parque Nacional del mundo en Yellowstone (Estados Unidos), y 2007. Se desconoce la fecha de la declaración de 43.673 áreas protegidas, por lo que no han sido incluidas en el gráfico. Estos espacios incrementarían el área protegida en 4 millones de Km², aproximadamente. *Fuente:* WDPA (2011).

2.2. La Ecología Recreativa

Los ecólogos recreativos pueden contribuir con sus investigaciones a las dos cuestiones que planteábamos anteriormente: la mejora del diseño y de la implementación de los programas destinados al seguimiento de los impactos que los visitantes provocan en los espacios protegidos, y la evaluación de la eficacia de la gestión de las áreas protegidas. Su área de especialización está dedicada al estudio de los efectos de la recreación a nivel de los ecosistemas (Liddle, 1991). Una primera definición de esta disciplina sería la propuesta por Lindberg *et al.* (1997): “*La Ecología Recreativa se ocupa del impacto de las actividades recreativas que se desarrollan al aire libre en entornos naturales o seminaturales*”. Otros autores ofrecen una idea más completa del alcance de esta rama de la ecología: “... es el campo de estudio que examina, valora y monitoriza los impactos de los visitantes, habitualmente en las áreas naturales protegidas, así como sus relaciones con los factores que los influyen” (Hammit & Cole, 1998; Marion, 1998). Los problemas derivados del impacto de los visitantes requieren la atención de los gestores debido a que (1) pueden comprometer la protección de los recursos del área protegida; (2) numerosos impactos se producen rápidamente con niveles de uso iniciales o bajos; (3) algunos impactos son acumulativos, incrementando cada vez más la degradación de los recursos a lo largo del tiempo, y; (4) los impactos pueden conducir a otras consecuencias indeseables como una disminución de los visitantes, de los beneficios económicos o de los incentivos por la protección de los recursos (Farrell & Marion, 2002).

2.2.1. Orígenes históricos y metas.

Los primeros trabajos relacionados con los impactos de los visitantes sobre la vegetación datan de 1928, siendo realizados por Meinecke en Estados Unidos (**Cuadro 2.1**). Pero fue Bates (1935, 1938) quien mediante estudios sistemáticos y experimentales realizados en el Reino Unido, aportó las bases que posteriormente han permitido comprender y conocer mejor los efectos creados por las actividades recreativas y el turismo en el suelo y en la vegetación de las áreas naturales. En esa misma década, Hediger inició una serie de investigaciones sobre la respuesta de ciertas poblaciones animales a las aproximaciones humanas. No obstante, se trataba en todos los casos de estudios aislados que carecían de un marco metodológico. Se analizaba un aspecto y rápidamente se cambiaba de tema. Hubo que esperar hasta los años 60 y principios de los 70 para que se iniciaran los primeros programas de investigación sólidos y continuos en Ecología Recreativa. Estas investigaciones se desarrollaron a ambos lados del Atlántico, aunque siempre en el entorno anglosajón, con programas patrocinados por las administraciones de Estados Unidos y Gran Bretaña.

Los pioneros estadounidenses fueron Al Wagar, Sid Frissell y Larry Merriam, los cuales desarrollaron sus trabajos para el *USDA Forest Service*. Aunque no dedicaron por completo sus carreras profesionales a la Ecología Recreativa, sus contribuciones fueron decisivas para el inicio de la disciplina. Wagar (1964) fue el primero en utilizar el concepto de capacidad de carga y en realizar experimentos bajo condiciones controladas relacionados con los efectos del pisoteo y la restauración de áreas destinadas a la acampada. Frissell estudió los efectos de diferentes niveles de uso en zonas de acampada (Frissell & Duncan, 1965), proponiendo uno de los preceptos de la Ecología Recreativa: *el impacto es inevitable cuando existe un uso*. Sus investigaciones generaron la relación curvilínea asintótica que generalmente se utiliza para representar la intensidad del uso recreativo frente a la magnitud del impacto y que será discutida en diferentes apartados de este documento. El tercer investigador, Larry Merriam, también investigó las zonas de descanso de los campistas, desarrollando estudios a largo plazo para analizar las tendencias de los impactos detectados (Merriam & Smith, 1974).

En Inglaterra, Neil Bayfield recibió apoyo gubernamental para analizar los impactos del senderismo y el pisoteo en áreas de montaña. Durante 20 años, Bayfield desarrolló técnicas experimentales para describir cómo variaban los impactos del excursionismo y la acampada en función del tipo de vegetación. Al tener la posibilidad de realizar estudios a largo plazo, abordó aspectos relacionados con el impacto inicial, el seguimiento del daño, la capacidad de recuperación del sistema y las técnicas de restauración. Su trabajo inspiró a Mike Liddle, que fue el responsable de adaptar parte del conocimiento generado a nivel académico para su aplicación en situaciones reales, comenzando su trabajo analizando los impactos sobre sistemas de dunas en Gales. Este autor propuso también ciertas generalizaciones sobre los impactos recreativos y escribió las primeras revisiones de la disciplina (Liddle, 1975).

La distribución geográfica de la Ecología Recreativa se ha expandido en las últimas décadas (**Cuadro 2.2**). Antes de los años 80, la mayoría de la investigación estaba confinada en Norte América y Europa, aunque se habían desarrollado estudios ocasionales en Japón desde al menos finales de los 60 (Tachibana, 1969). El camino iniciado por Tachibana ha sido continuado por otros investigadores en la actualidad (Yoda & Watanabe, 2000 en Japón; Jim, 1987 y Leung & Neller, 1995 en Hong Kong). En los 80 la Ecología Recreativa se dispersó por otras regiones de todo el mundo, destacando los trabajos realizados en Sudáfrica (Garland, 1987) y Australia (Liddle & Thier, 1986; Liddle & Kay, 1987). En los 90, seguramente debido al incremento de la demanda recreativa por parte del público y de la mayor conciencia sobre las consecuencias ambientales que tienen todos nuestros actos, la disciplina se introdujo en los países en desarrollo y en destinos turísticos de todo el mundo. Se han registrado estudios en Oriente Medio (Kutiel & Zhevelev, 2001 en Israel; Hawkins & Roberts, 1993 en Egipto), América Central y del Sur (Boucher *et al.*, 1991; Farrell & Marion, 2001), África (Obua & Harding, 1997), el Sudeste Asiático (Jusoff, 1989) e incluso los ambientes polares (Scott & Kirkpatrick, 1994).

Esta expansión geográfica de la Ecología Recreativa ha tenido como consecuencia una diversificación del tipo de ecosistemas en los que se han desarrollado las investigaciones. Los primeros trabajos se centraron en ambientes de montaña y costeros debido a que estas zonas concentraban el interés de los turistas. En la actualidad, se han continuado desarrollando trabajos en estas áreas, aunque incrementando el nivel de detalle y considerando subzonas intermedias (zonas alpinas, subalpinas, zonas de intermareal, arenales costeros, arrecifes, etc.), al tiempo que se han incorporado nuevos biotipos como la tundra, el desierto, la taiga, etc. Gran parte de estos trabajos han permitido mejorar los protocolos propuestos por los pioneros de la disciplina y comprobar cómo funcionan las metodologías en ambientes muy diferentes. La mayoría de estas investigaciones se han dedicado a los impactos del senderismo y la acampada sobre la vegetación y el suelo. Las principales revisiones de estos trabajos fueron realizadas por Cole (1987,2004a), Liddle (1997), Hammitt & Cole (1998), Leung & Marion (2000), Newsome *et al.* (2002) y Pickering & Hill (2007). Hoy día se han incorporado otras actividades recreativas y se han identificado las relaciones que existen entre los impactos ambientales y factores como la intensidad o el tipo de uso (Leung y Marion, 2000; Buckley, 2004). Todo ello ha hecho que la Ecología Recreativa se haya consolidado como disciplina científica. Muestra de ello es la abundante producción científica que podemos encontrar en la actualidad. Cole (2004a) sostiene, en consonancia con Leung (2005), que los estudios específicos publicados superan los 1.000, aunque Buckley (2005) proponía en la misma época una cifra algo menor, 768 trabajos.

Período de tiempo aproximado	Eventos/Desarrollo de la investigación
Última década	Ampliación geográfica de las investigaciones e inclusión de nuevas actividades recreativas.
Años 90	Refinamiento de los métodos. Nuevos tópicos y perspectivas. Ampliación geográfica de la disciplina en los países en desarrollo.
Años 80	Integración del conocimiento acumulado hasta ese momento con los modelos de gestión recreativa. La Ecología Recreativa se expande en los países desarrollados.
Años 70	Periodo de investigación activa, sobre todo en los impactos del senderismo y la acampada. Norte América y Europa dominan la producción científica. Muchos autores sitúan en esta década el origen real de la disciplina.
Años 60	Periodo de rápido incremento de la investigación sobre la relación entre cantidad de uso y nivel de impacto. Primeros programas de investigación sólidos y continuados.
Años 40-50	Primeros estudios científicos en Estados Unidos.
Años 30	Primeros estudios experimentales sobre pisoteo en el Reino Unido.
Años 20	Primeras observaciones y estudios descriptivos.

Cuadro 2.1: Desarrollo temporal de la investigación y eventos más destacados en Ecología Recreativa. *Fuente:* adaptado de Cole (1987) y Leung & Marion (2000: 24).

El trabajo de estos pioneros, y de los investigadores que les han precedido, permite esbozar una serie de principios básicos para la disciplina, los cuales constituyen una ampliación de las propuestas realizadas originalmente por Cole (2004b) y Monz (2006):

1. El impacto es inevitable con un uso repetido en el tiempo, incluso cuando las intensidades de uso son bajas. Por lo tanto, la única opción para evitar completamente el impacto sería restringir las actividades recreativas en su totalidad. Como esto no suele ser posible ni deseable, los gestores han de trabajar para establecer los niveles de cambio que son aceptables y desarrollar estrategias para que se cumplan.
2. La estructura y función de los ecosistemas puede llegar a ser alterada por los visitantes, dada su dependencia con el estado de los componentes del ecosistema, los cuales son modificados a menudo por las actividades recreativas.
3. Aunque se pueden realizar ciertas generalizaciones, la resistencia y la resiliencia frente a los impactos de los visitantes son diferentes para cada ecosistema. Esto dificulta la labor de los ecólogos recreativos, que tienen que readaptar a menudo sus protocolos de trabajo.
4. Los impactos ocurren rápidamente, mientras que la recuperación toma mucho más tiempo. Esto pone de manifiesto la importancia de realizar una adecuada gestión, ya que es mucho más sencillo y barato evitar los impactos que restaurar entornos ya degradados. También es recomendable que los gestores incrementen la atención que dedican a los sitios menos impactados, en contraste con la opinión generalizada de que hay que centrar los recursos en los lugares más visitados e impactados.
5. En muchas ocasiones, los impactos se incrementan más como resultado del deterioro de nuevas localizaciones que hasta ese momento se conservaban relativamente bien, que debido a un empeoramiento de las condiciones en zonas que han sido explotadas recreativamente de manera tradicional. Esto hace que sea importante realizar un seguimiento de las zonas menos impactadas y de la distribución espacial de los visitantes en las áreas protegidas. Los inventarios periódicos de todos los lugares impactados es a menudo más importante que el seguimiento en unas pocas zonas de estudio concretas.
6. La magnitud de los impactos recreativos es función de la frecuencia de uso, el tipo y el comportamiento de los visitantes, la estación en la que se produce el impacto, las condiciones ambientales y la distribución espacial del uso. Por lo tanto, las principales estrategias de gestión destinadas a reducir los impactos recreativos han de actuar sobre estos factores.
7. La relación en muchos ecosistemas entre la intensidad de uso y la magnitud del impacto es curvilínea y asintótica, produciéndose la mayor parte del deterioro al inicio del uso. Esto tiene numerosas implicaciones para la gestión y los mensajes educativos destinados a que se produzca el mínimo impacto. Sugiere que es mejor concentrar el uso, y por lo tanto el impacto, en zonas populares y dispersar el uso y el impacto en zonas relativamente prístinas.

	Contexto, recorrido histórico y líneas de trabajo	Puntos débiles	Oportunidades
América	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Los orígenes de la Ecología Recreativa se sitúan en Norteamérica, por lo que cuentan con una amplia experiencia teórica y aplicada. Leung (2005) realizó una revisión bibliográfica exhaustiva centrada en esta disciplina, detectando más de 1.100 referencias. ▪ Los estudios en Canadá se han centrado en los impactos de la escalada en roca (McMillan & Larson, 2002), de las bicicletas de montaña sobre la vegetación y el suelo (Thurston & Reader, 2001), en la zona intertidal (Alessa <i>et al.</i>, 2003), en las zonas de acampada (Aroecena <i>et al.</i>, 2006) y en la nidificación de aves (Olson & Rohwer, 1998). ▪ En los Estados Unidos se investigan los efectos de la acampada y los senderos recreativos (Cole & Monz, 2004a, 2004b), la capacidad de recuperación del medio tras el impacto (Zabinski & Cole, 2000), los problemas de erosión (Marion & Olive, 2006), la eficacia de diferentes técnicas de restauración (Zabinski <i>et al.</i>, 2002), el desarrollo de indicadores de impacto (Leung & Meyer, 2004) o los beneficios de programas educativos en la lucha contra los impactos recreativos (Daniels & Marion, 2006). También se han realizado multitud de revisiones del 'estado de la cuestión' (Gutzwiller & Cole, 2005) y se ha comenzado a investigar en la aplicación de las nuevas tecnologías como el geoposicionamiento (Leung <i>et al.</i> 2002). ▪ En Sudamérica se han desarrollado estudios sobre el impacto de los visitantes sobre los senderos (Olive 2005; Talora <i>et al.</i>, 2006), estudios de capacidad de carga en entornos emblemáticos como el Parque Nacional Galápagos (Araujo <i>et al.</i>, 2007), valoraciones de la erosión en zonas recreativas y senderos de áreas protegidas de Ecuador y Costa Rica (Wallin & Harden, 1996) o estudios del impacto del submarinismo en la fauna (Hawkins <i>et al.</i>, 1999). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Escasa financiación y apoyos gubernamentales a la investigación en América Central y Sudamérica. ▪ La investigación básica en Canadá y Estados Unidos recibe poco apoyo frente a los estudios aplicados, por lo que es difícil generar nuevos conocimientos y modelos para la evolución de la Ecología Recreativa (Marion, 2006). ▪ En Centroamérica y Sudamérica existe un escaso desarrollo conceptual, aunque se han documentado numerosas experiencias prácticas. Las limitaciones presupuestarias y de personal han impedido un mayor desarrollo de este tipo de estudios. ▪ En Canadá, los ecólogos recreativos están dispersos por un territorio muy amplio, lo que dificulta el intercambio de ideas (Campbell & Walter, 2008). Muestra de ellos es la suspensión de la séptima reunión trianual de la SAMPAA (Science & Management of Protected Areas Association) a celebrar en abril de 2011 debido a la falta de financiación para abordar los desplazamientos de los participantes. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ En Estados Unidos existen varios programas gubernamentales (Servicio de Parques Nacionales, Servicio Forestal) que patrocinan estudios recreativos, tanto aplicados como de investigación básica a largo plazo. Esto facilita que exista una contribución directa de la investigación a la gestión. ▪ En toda América existen grupos de investigación dedicados a tiempo completo a la Ecología Recreativa, aunque con grandes diferencias en lo relativo a la financiación y los medios.

Cuadro 2.2: Situación actual de la investigación en Ecología Recreativa en diferentes zonas del mundo. No se considera el continente africano debido a la falta de referencias bibliográficas, aunque estos países suelen importar los modelos propuestos por Estados Unidos y Reino Unido (Buckley *et al.*, 2006).

	Contexto, recorrido histórico y líneas de trabajo	Puntos débiles	Oportunidades
Europa	<ul style="list-style-type: none"> La región europea es un territorio históricamente muy transformado y con una elevada diversidad normativa en lo relativo a la conservación de la naturaleza. La Ecología Recreativa tuvo una de sus cunas conceptuales en el Reino Unido, por lo que los países de influencia anglosajona han incorporado de forma más o menos rápida los avances de la disciplina (Haider, 2006). No ha sucedido lo mismo con los países de influencia soviética o los situados en el entorno mediterráneo, los cuales comienzan a interesarse por la gestión recreativa en los últimos 10-15 años. En todo caso, en el entorno europeo se han trabajado todas las líneas que se han citado para otras zonas del mundo. Estos ejes de desarrollo oeste-este y norte-sur hacen que mientras en unos países la disciplina se ha consolidado y se plantea incluso la necesidad de un cambio de paradigma (Sheppard, 2006), otros todavía estén realizando estudios exploratorios aplicando técnicas específicas. 	<ul style="list-style-type: none"> La investigación en Europa adolece de una dependencia de los avances provenientes de los Estados Unidos. Hay una cierta incapacidad de progresar sin el apoyo de figuras claves provenientes del otro lado del Atlántico. Escasean los estudios sobre las consecuencias del turismo de naturaleza a nivel de paisajes o grandes territorios (de Vries <i>et al.</i>, 2006). Hasta el momento, se ha desarrollado poco el concepto de parques periurbanos que proporcionen experiencias recreativas de calidad reduciendo la presión turística sobre las áreas naturales más emblemáticas (Petrova, 2006). 	<ul style="list-style-type: none"> Existe una buena masa crítica de expertos en Ecología Recreativa muy interesados en la aplicación de las nuevas tecnologías (Campbell, 2006; Thamm & Krämer, 2006). Existen foros de encuentro para el intercambio de conocimientos y se trabaja en la construcción de una red de expertos en ecología recreativa. Comienzan a aparecer los primeros trabajos transnacionales (Muhar <i>et al.</i>, 2006). Se ha trabajado mucho en procesos de participación pública o la gestión de visitantes, pero existen pocos estudios sobre los efectos económicos de las áreas protegidas (Bodnár, 2006; Muñoz, 2008).
Asia	<ul style="list-style-type: none"> Número creciente de áreas protegidas, con redes todavía no consolidadas (Sheppard, 2001). Crecimiento anual del turismo entre 7.2 y 7.6% (OMT 1999), tanto por turismo doméstico como internacional. La industria está orientada principalmente al ecoturismo, intentando lograr un desarrollo sostenible (Leung, 2006). La Ecología Recreativa se entiende como una herramienta que puede contribuir a minimizar unos impactos que podrían frenar este desarrollo económico. Se han vivido tres fases (Leung & Lee, 2003). (1) <i>Fase de Formación</i> (hasta 1970): estudios aislados en Japón, Corea del Sur, Taiwán, Hong Kong, China y Corea del Norte que se difunden en las lenguas locales, con una mínima repercusión. El objeto de estudio principal era el efecto del pisoteo sobre la flora alpina a lo largo de los senderos de las áreas protegidas. (2) <i>Fase de expansión</i> (1970-1990): se realizan estudios en otras áreas de la región, tomando protagonismo el análisis de los impactos recreativos en áreas de montaña y en redes de senderos, incluso con experimentos a largo plazo (Yoda & Watanabe, 2000). Se adaptaron los modelos desarrollados en Estados Unidos y Europa. (3) <i>Fase de consolidación</i> (desde 2000): aumenta la investigación, aplicando los avances tecnológicos y discutiendo el marco teórico. El principal tema es la gestión del ecoturismo en el contexto del desarrollo sostenible (Deng <i>et al.</i>, 2004). 	<ul style="list-style-type: none"> Escasa madurez de la disciplina en el área; todavía no se han creado los puentes necesarios para que la investigación contribuya de una forma directa a la gestión (Leung <i>et al.</i>, 2008). Hay que adaptar los protocolos para valorar los impactos recreativos a las características y problemáticas de la región, por lo que muchos indicadores no son útiles o relevantes. Falta información de base para el desarrollo de estudios a largo plazo. Existe una gran presión de usos humanos no recreativos respecto a las áreas protegidas. La planificación está poco desarrollada y existen problemas como las barreras a la comunicación por diferencias en la cultura o el idioma. 	<ul style="list-style-type: none"> Existe poca investigación en ambientes no montañosos. Algunas hipótesis de la Ecología Recreativa pueden ponerse a prueba en áreas vírgenes y paisajes inalterados que se abren por primera vez al turismo. Pueden examinarse cuestiones como la fragmentación, los efectos de la presencia de los visitantes sobre la fauna o los impactos a nivel de grandes ecosistemas. Debido a la gran presión que reciben ciertas áreas, es posible analizar técnicas de restauración. Algunos autores han propuesto elaborar una batería de indicadores de impacto específicos para la región (Leung & Lee, 2003).

Cuadro 2.2 (continuación): Situación actual de la investigación en Ecología Recreativa en diferentes zonas del mundo. No se considera el continente africano debido a la falta de referencias bibliográficas, aunque estos países suelen importar los modelos propuestos por Estados Unidos y Reino Unido (Buckley *et al.*, 2006).

	Contexto, recorrido histórico y líneas de trabajo	Puntos débiles	Oportunidades
Oceanía	<ul style="list-style-type: none"> Zona caracterizada por un gran número de endemismos, la ausencia de ciertos taxones, la presencia de ecosistemas adaptados a perturbaciones cíclicas (sobre todo en el caso australiano) y con una alta sensibilidad a las invasiones biológicas por su historia reciente. La investigación en Ecología Recreativa se ha desarrollado en los últimos 20 años y suele realizarse por actividades: conducción fuera de pista (Priskin, 2003), paseos a caballo (Philips & Newsome, 2003), bicicleta de montaña (Goedt & Alder, 2001), senderismo (Whinam <i>et al.</i>, 2003), acampada (Talbot <i>et al.</i>, 2003), submarinismo (Rouphael & Inglis, 2002), avistamiento de ballenas (Higham & Luseau, 2004) o jetboating (Mosisch & Arthington, 2004). También se llevan a cabo estudios por infraestructuras recreativas, como carreteras en áreas alpinas (Johnston & Johnston, 2004) o equipamientos turísticos en áreas costeras (Walker, 1991). Por último, existen multitud de trabajos relacionados con los efectos de las especies invasoras que son introducidas o favorecidas por la presencia de visitantes en las áreas protegidas (Green & Osbourne, 1994; Turton, 2005; Hill & Pickering, 2005 y 2008). Existen investigaciones básicas dedicadas a analizar la relación entre intensidad de uso y magnitud del impacto que niegan el modelo asintótico propuesto por los investigadores estadounidenses (Rouphael & Inglis, 2002; Growcock, 2005). 	<ul style="list-style-type: none"> Existen lagunas de conocimiento en lo relativo a los efectos de los programas educativos en el control de los impactos recreativos (Buckley <i>et al.</i>, 2006). Es necesario establecer nexos de unión con otras ramas de la Ecología (ecotoxicología, ecología del fuego, ecología de poblaciones, etc.) para comprender los complejos efectos de las actividades recreativas sobre los ecosistemas (Buckley <i>et al.</i>, 2006). Debido a las particularidades de los ecosistemas de Oceanía, es difícil aplicar los mismos indicadores y protocolos de muestreo que se utilizan en otras zonas del mundo (Buckley, 2004). 	<ul style="list-style-type: none"> La mayoría de las áreas protegidas desarrollan programas de seguimiento que, aunque no son investigación en sentido estricto, contribuyen a la valoración de las actividades recreativas y de las medidas de gestión. Se aplican nuevas tecnologías para analizar el efecto de la presencia de los visitantes sobre la fauna local, como huevos artificiales para controlar a distancia cambios fisiológicos en los pingüinos que nidifican en zonas turísticas (Bridle & Kirkpatrick, 2005). Están empezando a considerarse impactos que dependen de complejos mecanismos ecológicos, como las consecuencias de la compactación de la nieve por el pisoteo y los deportes de invierno para los pequeños marsupiales que viven en la zona subnival (Sanecki <i>et al.</i>, 2008).
Regiones polares	<ul style="list-style-type: none"> Entornos aislados, con cifras crecientes de turistas que se ven atraídos por esta inaccesibilidad. Concentración de las actividades en unos pocos lugares con fácil acceso, valores naturales destacados y vulnerabilidad intermedia. Sólo una mínima parte de la extensa investigación polar se ha dedicado a analizar los efectos de los impactos recreativos (Stewart <i>et al.</i>, 2005). Abundan las revisiones descriptivas de los impactos pero hay pocos estudios cuantitativos (Tejedo & Benayas, 2006; Tin <i>et al.</i>, 2009). En el caso de la Antártida, los escasos estudios cuantitativos se centran principalmente en los pingüinos (Ibáñez y Ferrer, 2006; Patterson <i>et al.</i>, 2003; Harris, 2001), mientras que unos pocos artículos analizan la presencia de patógenos y contaminantes fecales (Hughes, 2003; Hughes & Nobbs 2004; Curry <i>et al.</i>, 2001) o estudian los impactos sobre los suelos antárticos (Tejedo <i>et al.</i> 2005, 2009; Sjoling & Cowan, 2000). En el Ártico se añaden otras líneas de investigación como son los efectos sociales del turismo sobre las comunidades locales (Notzke, 1999). 	<ul style="list-style-type: none"> La falta de estudios cualitativos surge de la ausencia hasta hace poco de estudios a largo plazo sobre poblaciones de especies indicadoras y la incapacidad de diferenciar entre variabilidad natural y efectos de la presencia humana (Tejedo <i>et al.</i>, 2007). Parte de la investigación sobre impactos del turismo polar se basa en meras recopilaciones de impresiones personales y anécdotas (Dann <i>et al.</i>, 1988). Hay variables físico-químicas que dominan los ecosistemas y que no han sido convenientemente incorporadas en las investigaciones (cobertura de hielo, temperaturas, horas de insolación, etc.). 	<ul style="list-style-type: none"> Se ha de fomentar el intercambio y la colaboración científica para incrementar rápidamente el conocimiento sobre los impactos recreativos en regiones polares. Hay que aprovechar los programas de seguimiento ecológico a largo plazo para explicar la variabilidad natural. Los resultados de las investigaciones han de contribuir a la gestión de la industria turística (Tejedo <i>et al.</i>, 2007). El calentamiento global abre nuevas líneas de trabajo, como el análisis del ciclo de vida del turismo polar o las adaptaciones que deberá realizar el sector.

Cuadro 2.2 (continuación): Situación actual de la investigación en Ecología Recreativa en diferentes zonas del mundo. No se considera el continente africano debido a la falta de referencias bibliográficas, aunque estos países suelen importar los modelos propuestos por Estados Unidos y Reino Unido (Buckley *et al.*, 2006).

2.2.2. Cuestiones que centran la investigación y tipos de estudios.

La Ecología Recreativa como tal cuenta con casi medio siglo de historia. Lo que apenas ha cambiado son las cuestiones que monopolizan la atención de los investigadores, las cuales son resumidas en el **Cuadro 2.3**. El conocimiento y las técnicas han avanzado sustancialmente en este tiempo, pero dar una respuesta a estas siete cuestiones continúa resultando clave.

1. ¿Qué tipos de impactos recreativos existen? Se han identificado multitud de impactos directos generados por las actividades recreativas, aunque gran parte de los trabajos se han centrado en el suelo y la vegetación (Hammit & Cole, 1998), mientras que otras áreas han tenido menos relevancia hasta el momento, como la disminución de la calidad del agua, las alteraciones de la microbiota edáfica o los efectos fisiológicos en la fauna derivados de la presencia de visitantes. Sin embargo, en los últimos años se han incrementado este tipo de estudios (por ejemplo, Zabinski & Gannon, 1997 o Patterson *et al.*, 2003). Han surgido nuevas actividades recreativas (jetboating, kayaking, canopying, buceo, etc.) que generan impactos que han de ser analizados. Los impactos indirectos o secundarios (desplazamiento de la fauna o incremento en la depredación) han sido poco examinados. Por otro lado, se han aplicado escalas espaciales, temporales y ecológicas muy limitadas (Cole & Landres, 1996), mientras que son escasos los trabajos a nivel de ecosistema o de grandes territorios.

2. ¿Cuál es la magnitud y la relevancia de los impactos recreativos? El conocimiento de la magnitud de los impactos es necesario tanto para evaluar su relevancia social y ecológica, como para determinar su aceptabilidad y priorizar las necesidades de mantenimiento y gestión. Suelen utilizarse dos magnitudes: la intensidad del impacto y sus cualidades espaciales –extensión, distribución, asociación con otros impactos– (Cole, 1994; McEwen *et al.*, 1996), existiendo más conocimiento en lo relativo a la primera (Cole, 1989).

3. ¿Cuál es la relación entre cantidad de uso y la intensidad del impacto? La gran mayoría de estos estudios parten del concepto de capacidad de carga y suelen concluir que la relación entre el uso y el impacto es compleja y dependiente de cada situación, ya que existen multitud de factores sociales y ambientales que influyen. Los últimos estudios tratan de identificar indicadores y estándares apropiados que reflejen niveles explícitos de impactos aceptables, aunque todavía queda mucho por investigar.

4. ¿Qué otros factores contribuyen al problema? Aunque la cantidad de uso es el factor más estudiado a la hora de analizar la influencia sobre los impactos recreativos, otros factores relativos al uso y a las condiciones ambientales interactúan para determinar la intensidad y extensión de los espacios (Hammit & Cole, 1998; Leung & Marion, 1996). Las medidas de gestión pueden regular muchos de esos factores para influir así en las características de los impactos (Marion, 1995).

5. ¿Cómo evolucionan las condiciones con el paso del tiempo? Las tendencias temporales de los impactos recreativos han sido analizadas a través de estudios a medio y largo plazo. Para ello resultan de gran ayuda los programas estables de seguimiento que se realizan en muchas áreas protegidas. Destaca el estudio realizado durante 30 años en los senderos del Glacier National Park, en Montana (Hartley, 1999), el cual puede considerarse una excepción por su elevada longevidad.

6. ¿Cuál es la efectividad de las medidas de gestión relativas a los visitantes y los recursos recreativos? Las medidas han de contar con un programa de seguimiento que permita evaluar su eficacia, de forma que puedan identificarse y potenciarse aquellas prácticas que resulten más exitosas (Hammit & Cole, 1998). Desgraciadamente, la habitual falta de recursos económicos limita la aplicación de este tipo de instrumentos, por lo que en muchas ocasiones se implementan las medidas de gestión sin contar con un programa de seguimiento específico asociado.

7. ¿Cómo pueden mejorarse los métodos destinados a investigar y valorar los impactos recreativos? Diversos autores señalan la necesidad de reducir los indicadores de impacto de tal forma que se seleccionen aquellos que resultan realmente eficaces para el seguimiento y valoración de los cambios debidos a las actividades recreativas (Gettinger *et al.*, 1998; Leung & Marion, 1999). Hay que definir adecuadamente las condiciones de aplicación de los indicadores y los protocolos de muestreo para poder contar con información relevante y comparable.

Cuadro 2.3: Principales cuestiones que han centrado la investigación en la Ecología Recreativa. *Fuente:* adaptado a partir de Leung & Marion (2000: 24).

Para poder ofrecer respuestas sólidas a estas cuestiones, se ha aplicado un amplio rango de métodos de investigación que van desde sencillas descripciones cualitativas del impacto a complejos experimentos realizados bajo condiciones controladas (**Cuadro 2.4**). Algunos trabajos incluyen medidas que requieren un alto grado de sofisticación tecnológica, pero se limitan a tomar unos pocos datos. Un ejemplo es la determinación de la densidad aparente del suelo realizada en los primeros 10-30 cm del suelo mediante sondas mecánicas nucleares automáticas, la cual resulta útil pero tremendamente lenta y costosa (Skov-Petersen, 2006). Otros estudios apuestan por métodos más sencillos, lo cual les permite obtener grandes volúmenes de datos a lo largo de extensos territorios o realizar varias réplicas del muestreo. Ambos tipos de estudios contribuyen a la comprensión de los efectos de los impactos recreativos. La elección de unos u otros se basa fundamentalmente en la hipótesis de partida, el tipo de dato necesario, las características del área de estudio, la experiencia previa de los investigadores y las limitaciones logísticas existentes.

Diseño de la investigación	Descripción	Ejemplos
Estudios descriptivos	Se toman medidas en los sitios destinados a la recreación para evaluar las condiciones actuales de los recursos. Se identifican los impactos y sus consecuencias.	Benayas <i>et al.</i> , 2006 Sanz & Tejedo, 2000 Cole <i>et al.</i> , 1997
Comparación de entornos usados y no-usados	Se toman medidas en los recursos recreativos y en entornos próximos no impactados (zonas de control) para determinar la magnitud del impacto.	Tejedo <i>et al.</i> , 2009 Monz, 1998 Marion & Leung, 1997 Hall & Kuss, 1989
Estudios de seguimiento del impacto	Destinados a establecer cómo varían las condiciones del recurso a lo largo del tiempo tras un cambio. Las medidas se toman antes y después de comenzar o cesar una actividad, o bien de aplicar una medida de gestión que se pretende evaluar. Son estudios muy atractivos para los gestores, por lo que han sido los más numerosos hasta el momento.	Tejedo <i>et al.</i> , 2009 Growcock, 2005 Benayas <i>et al.</i> , 1996 Marion, 1995 Blanco <i>et al.</i> , 1993 Doucette & Kimball, 1990
Estudios experimentales	Realizados bajo condiciones controladas, ya sea en campo o laboratorio. Las medidas se toman antes y después de someter a un recurso a una cierta cantidad o tipo de uso con objeto de establecer la magnitud del impacto debido al tratamiento aplicado. Son los denominados diseños BACI (<i>Before-After-Control-Impact</i>).	Tejedo <i>et al.</i> , 2005 Hartley, 1999 Cole, 1995a DeLuca <i>et al.</i> , 1998
Estudios de simulación	Se aplican modelos informáticos para simular distintos aspectos relacionados con la recreación, tales como la probabilidad de encuentros entre visitantes en una red de senderos dada o la distribución de usuarios entre zonas de acampada en función de la probabilidad de elección de rutas alternativas. Se combinan los sistemas de información geográfica con los programas estadísticos.	Lawson <i>et al.</i> , 2004 Leung & Marion, 1999 Cole, 1992

Cuadro 2.4: Diseños utilizados habitualmente en la investigación en Ecología Recreativa. Fuente: adaptado de Leung & Marion (2000: 28).

2.2.3. Los Modelos de Gestión Recreativa.

Muchas áreas fueron inicialmente creadas para la protección de los recursos o la investigación científica y no están preparadas para un uso público intensivo sin supervisión (McNeil, 1996), lo que está generando multitud de impactos indeseados (Ceballos-Lascurain, 1996). Los primeros estudios en gestión recreativa tan sólo pretendían identificar los problemas derivados de la presencia de los visitantes en las áreas protegidas (Godin & Leonard, 1979). En este contexto, los gestores basaban el control de los impactos de los visitantes en una estrategia de ensayo y error sustentada en la mayoría de las ocasiones en impresiones subjetivas del deterioro de las condiciones del recurso. Para evitar esta limitación surgen en Norteamérica en la década de los 60-70 los Modelos de Gestión Recreativa, los cuales constituyen un marco para la planificación y gestión, presente y futura, de los visitantes en los espacios naturales protegidos. Su aparición vino dada por el notable incremento de la afluencia de visitantes a las áreas protegidas que se produjo durante esos años debido al aumento de la movilidad de la sociedad post-industrial emergente (Haider, 2006). Esta situación creó la necesidad de establecer nuevos enfoques de gestión homogéneos y, sobre todo, eficaces que permitieran minimizar los efectos de las actividades recreativas antes de que fueran necesarios costosos programas de restauración y rehabilitación (Farrell & Marion, 2002).

El principio: la Capacidad de Carga

Los primeros modelos de gestión recreativa estaban basados en el concepto de capacidad de carga, el cual fue adaptado del ámbito de la gestión a inicios de los años 60 para estimar cuánto uso recreativo puede soportar un área (Wagar, 1964). Se trataba de determinar la cantidad de visitantes, ya fueran simultáneos o a lo largo de un periodo de tiempo, que podía acoger un área o equipamiento sin que se vieran amenazadas la calidad ambiental y recreativa del enclave (Stankey & McCool, 1990; Benayas *et al.*, 2007). Para evitar llegar a este punto, debía determinarse el nivel de uso por encima del cual los impactos excedían unos ciertos niveles aceptables especificados mediante estándares evaluados (Shelby & Heberlein, 1986). De esta forma, la capacidad de carga se construye en base tanto a componentes descriptivos, incluyendo parámetros de gestión o variables relativas a las características del medio, como a componentes evaluativos, fundamentalmente juicios de valor sobre la aceptabilidad de diferentes niveles de impacto (Shelby & Heberlein, 1984). Este concepto posee una importancia capital en la Ecología Recreativa, tanto por ser el primer modelo teórico que permitió el avance de la disciplina, como porque en la actualidad todavía es aplicado en numerosas áreas del planeta. Ello hace necesario indagar con mayor detalle tanto en sus orígenes como en su definición actual, ya que continúa siendo un concepto aplicado en la gestión cotidiana de muchas áreas protegidas del mundo.

Aunque la idea proviene de la gestión rural y de la vida salvaje, la primera referencia sobre la aplicación del concepto de capacidad de carga a los recursos recreativos la encontramos en unos comentarios realizados por Lowell Sumner (1.936 y 1.942), un empleado del Servicio de Parques Nacionales de Estados Unidos que señaló que “*nuestros parques no pueden esperar acoger un número ilimitado de visitantes*” y que el uso de las áreas protegidas debe mantenerse “*dentro de la capacidad de carga o por debajo del punto de saturación recreativa*” (Stankey, 1982). Tal vez una de las primeras definiciones formales fue la propuesta por James y Ripley (1963, citado en Pratt, 1976) quienes hablaban de las limitaciones físicas y biológicas de un territorio para soportar un uso recreativo. Durante la década de los 60 aumentó la investigación respecto a los componentes sociales de la capacidad de carga, ya que cada vez era más evidente que los niveles de uso crecientes afectaban a la experiencia recreativa ofrecida por un determinado lugar hasta el punto de que fuera diferente de lo que inicialmente atrajo a los participantes (LaPage, 1963; Wagar, 1964; Lucas & Priddle, 1964). A partir de este momento, comienza a ampliarse el concepto inicial añadiéndole nuevas dimensiones. LaPage (1963) consideraba dos componentes esenciales: (1) la capacidad de carga recreativa-estética, la cual es definida como el nivel de desarrollo y uso a partir del cual se producen descensos medibles en la satisfacción de los visitantes debido a una excesiva cantidad de usuarios de un recurso; y (2) la capacidad de carga biológica, la cual debe ser definida como el nivel de desarrollo y uso más allá del cual la capacidad de un entorno para proporcionar un elevado nivel de satisfacción comienza a verse afectada debido a los daños sobre el ambiente.

En la primera mitad de la década de los 70 destacan los trabajos de Lime & Stankey (1971), los cuales señalaron la importancia de establecer unos objetivos para el concepto de capacidad de

carga y conocer el perfil del visitante-tipo del área recreativa, ya que los valores y expectativas pueden variar considerablemente. Estos autores propusieron a partir de sus trabajos una nueva definición más sucinta: *"tipo o nivel de uso que puede ser soportado durante un cierto periodo de tiempo por un área sin causar un excesivo daño a los componentes físicos o a la experiencia del visitante"*. Por otro lado, Frissell & Stankey (1972) señalaron la importancia de observar no sólo el número de visitantes, sino los propios cambios sociales y ambientales, para gestionar un entorno hacia unas condiciones deseables. En este tiempo multitud de trabajos analizaron los niveles de uso y la satisfacción del visitante (Fisher & Krutilla, 1972; Stankey 1973; Alldredge 1973; Shelby & Nielsen 1976; Price 1977; McConnell 1977; Schreyer & Roggenbuck 1978; Shelby 1980; Shelby & Heberlein 1980; Brown & Haas 1980; Absher & Lee 1981; Shelby & Colvin 1982). También surgieron las primeras revisiones críticas que abogaban por un cambio en la formulación de la capacidad de carga (Lime, 1976; Schreyer 1976; Butler & Knudson 1977; McCool 1977; Brown 1977; Heberlein 1977; Schreyer 1979). Wagar salió en defensa de este marco teórico argumentando que los análisis debían centrarse en los factores físicos, menos complejos de estudiar, y dejar de lado otros factores igualmente importantes pero cuya valoración es muy compleja. Clark (1978) señaló a su vez que aunque a nivel conceptual la capacidad de carga estaba sólidamente establecida, su aplicación a situaciones concretas era bastante más vaga y solía estar basada en asunciones más que en datos empíricos relativos a las necesidades de los usuarios o a las limitaciones de los ecosistemas. Además, este autor realizó una importante contribución al proponer que los objetivos de gestión también deben ser considerados a la hora de definir la capacidad de carga, de tal forma que ésta quedaría definida como *"el nivel o tipo de uso recreativo que puede ser soportado durante un tiempo dado por un entorno de forma que se maximice la satisfacción de los usuarios sin limitaciones administrativas o del recurso"*. Stankey (1982) señaló que el concepto mejoraba según se hacía más riguroso, aumentaban las inversiones en este tipo de investigaciones y se hacía más aplicable a las decisiones de gestión, constituyéndose como una estrategia útil para determinar unas metas deseables en lo relativo a la gestión de los visitantes.

En los 80 se realizan también algunas revisiones claves del concepto (Stankey & McCool 1984; Graefe *et al.* 1984; Shelby *et al.* 1989) que permitieron a Shelby & Heberlein (1984) proponer un modelo conceptual para su determinación. Para estos autores la capacidad de carga sería el *"nivel de uso a partir del cual los impactos exceden los niveles aceptables descritos a través de estándares evaluables y se construye a partir de cuatro componentes: la capacidad de carga ecológica, la física, de los servicios y la social"*. Pigram (1983) propone una definición parecida, aunque sustituye la capacidad de los servicios por lo que él llama la capacidad de carga económica. Stankey & McCool (1984) también proporcionaron un modelo para determinar la capacidad de carga más sencillo y expandieron el conocimiento en lo relativo al número de encuentros y la satisfacción de los usuarios. Otros trabajos destacados en esta década fueron los de Heberlein *et al.* (1986), quienes utilizaron la capacidad de carga social para evaluar los impactos de los desarrollos costeros, o la investigación de Kuss & Morgan (1986), quienes combinaron el concepto de capacidad de carga con la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo para determinar la capacidad de las áreas naturales para las actividades recreativas.

La investigación continúa en los años 90, aunque con menos intensidad. Sin embargo, en esta década se producen dos hechos importantes. El primero es la integración en las metodologías de cálculo de la capacidad de carga de los nuevos avances tecnológicos, tales como los sistemas de análisis expertos, los sistemas de información geográfica o las tecnologías de geoposicionamiento (Lein, 1993). Por otro lado, se aplica la capacidad de carga a otros entornos turísticos al margen de las áreas protegidas, generándose la denominada *Capacidad de Carga Turística* (Inskip, 1988; Wolters, 1991). La Organización Mundial del Turismo define esta nueva componente como *"el máximo número de personas que pueden visitar un destino turístico al mismo tiempo sin causar una destrucción de sus recursos físicos, económicos o socio-culturales, ni un inaceptable descenso de la calidad de la satisfacción de los visitantes"* (PAP/RAC 1997). Otra propuesta sería la de Hunter (1995), el cual vuelve a introducir cuatro componentes a la hora de definir esta Capacidad de Carga Turística: (1) la Capacidad de Carga Física, o límite a partir del cual el desgaste natural empezará a producirse en un lugar o se generarán problemas ambientales; (2) la Capacidad de Carga Perceptual o Psicológica, que se define como el menor grado de disfrute turístico que se puede aceptar antes de buscar un destino alternativo, (3) la Capacidad de Carga Social, o nivel de tolerancia de la población local

ante la presencia y el comportamiento del turismo en el área de destino y el nivel de hacinamiento que los turistas están dispuestos a asumir, y (4) la Capacidad de Carga Económica, que se refiere a la posibilidad de asumir actividades turísticas sin desplazar o perturbar las actividades locales deseables. Finalmente, con la llegada del siglo XXI, se multiplican las críticas respecto a la utilidad del concepto y muchos autores defienden la idea de que las condiciones necesarias para establecer este concepto no se cumplen en el mundo real (McCool & Lime 2001; Hausser *et al.*, 2006). Aún así, la capacidad de carga continúa siendo hoy día examinada y aplicada en el campo de la recreación y los recursos naturales.

Esta breve revisión de la capacidad de carga nos permite comprobar cómo este concepto ha evolucionado a lo largo de los años para incorporar tanto aspectos físicos, biológicos, sociales y económicos, como la necesidad de definir indicadores y estándares de calidad que determinen las condiciones deseables para un recurso. A modo de síntesis, se considera que existen cuatro tipos de capacidades de carga:

- **Capacidad de carga física:** se refiere al número de visitantes que puede recibir un determinado lugar en función de sus características físicas, principalmente dimensiones y accesibilidad. Shelby & Heberlein (1984) hablan de la cantidad de espacio disponible en áreas naturales, mientras que Pigram (1983) la define como el número máximo de “*unidades de uso*” (personas, vehículos, embarcaciones) que pueden ser acomodadas físicamente en un área. Viñals (2002) propone establecer una relación entre el espacio disponible y la media de la necesidad de espacio por visitante. De esta forma, para el cálculo de esta primera componente de la capacidad de carga, se estimaría por un lado la superficie útil para el uso recreativo (SUR) en un determinado enclave y, por otro lado, la superficie requerida por cada visitante o vehículo (SRV), la cual varía notablemente en función de la actividad a realizar. A partir de ambos conceptos se estima cuántos usuarios pueden utilizar un espacio y se determina la capacidad de carga. Por ejemplo, si se estima que cada usuario de una zona recreativa ocupa físicamente 2 m^2 , sólo habría que conocer los m^2 de este equipamiento para saber su capacidad. Al ser fijo, hasta cierto punto, el espacio disponible en las áreas naturales, la única forma de incrementar la capacidad física sería realizar un uso más eficiente del espacio (Shelby & Heberlein, 1984). Esta primera componente suele considerarse como un punto de inicio bastante teórico y poco práctico a partir del cual establecer la capacidad de carga, para lo cual es necesario considerar el resto de componentes parciales de este concepto.
- **Capacidad de carga de los servicios (de los medios o de las infraestructuras):** hace referencia al umbral de uso que un servicio, infraestructura o equipamiento situado en un espacio natural para dar servicio a los visitantes puede sostener con un nivel específico de desarrollo o de calidad. Se han de considerar, entre otros, los aparcamientos, centros de visitantes, áreas recreativas, miradores, medios de transporte o de acceso, así como las actividades guiadas de educación o interpretación. Shelby & Heberlein (1984) proponen incluir en esta componente de la capacidad de carga al personal administrativo, ya que también “*facilitan*” el uso. Esta capacidad de carga puede incrementarse en muchos casos a través de una inversión de dinero, ya que pueden ampliarse el número de plazas de aparcamiento o el horario de visitas guiadas, aunque dichos cambios afectarán al resto de capacidades de carga y han de ser evaluados.
- **Capacidad ecológica:** viene determinada por el umbral de uso a partir del cual los impactos sobre los ecosistemas debidos a las actividades recreativas de los visitantes comienzan a ser demasiado graves e irreversibles (Pigram, 1983). Se definiría como el nivel de degradación reversible que puede admitir un lugar determinado como resultado de la presión ambiental generada por las actividades de uso público. Los parámetros o valores ecológicos del ecosistema que pueden utilizarse para realizar un seguimiento del impacto son muy variados e incluyen el porcentaje de cobertura de vegetación, la diversidad de la flora, el número de animales observados o conteos de coliformes. El problema de esta capacidad es la gran complejidad que implica la determinación de los umbrales de impacto, ya que la resiliencia del ecosistema puede variar enormemente según la época del año (época de cría o estación vegetativa), las especies presentes, la conectividad de la red trófica o su grado de madurez. A esto se suman otras dificultades que fueron propuestas por Wall & Wright (Mieczkowski, 1995) y Manning (1994): (1) es difícil establecer

estándares de calidad para muchos ecosistemas debido a que se desconoce cómo era el medio antes de las transformaciones provocadas por las actividades turístico-recreativas u otras; (2) cualquier uso en el territorio causa cambios y no es fácil aislar los impactos humanos de los procesos naturales en los ecosistemas, los cuales son en muchos casos altamente dinámicos; (3) entre la causa del impacto y el efecto hay unos intervalos espaciales y temporales que, aunque conocidos, son difíciles de cuantificar; (4) la complejidad de las interacciones del ecosistema dificulta su medición, sobre todo cuando estamos ante un cambio con efecto cascada que afecta a otros componentes del sistema, y; (5) los impactos sobre el ecosistema varían según el tipo de uso turístico y los comportamientos de los visitantes (no es lo mismo 100 personas caminando que 100 personas en coches todo-terreno, pero igualmente una persona con un comportamiento vandálico puede ser más lesiva que 100 visitantes respetuosos).

- **Capacidad social (perceptual, psicológica o de la conducta):** se refiere a la sensación de agobio o hacinamiento que pueden llegar a tener las personas que visitan un determinado enclave al encontrarse con un número elevado de visitantes. A partir de un cierto nivel de masificación, el usuario tiende a valorar su experiencia recreativa como negativa, independientemente de las virtudes escénicas o naturales del enclave visitado. Pigram (1983) la define como el nivel máximo de uso recreativo, en términos de números y actividades, a partir del cual existe un descenso de la calidad de la experiencia recreativa desde el punto de vista de los visitantes. Shelby & Heberlein (1984) la definen como el nivel de uso a partir del cual se exceden ciertos parámetros destinados a evaluar la experiencia recreativa, entre los que estarían el número, tipo y localización de los encuentros con otros grupos de visitantes y cómo afectan dichos encuentros a la experiencia recreativa. Es el componente de la capacidad de carga menos tangible y el más complejo de determinar, ya que la sensación de hacinamiento depende de los tipos de visitantes (de su perfil, expectativas previas y comportamiento) y del tipo de actividades recreativas desarrolladas, pudiendo variar no sólo entre individuos, sino que incluso puede ser distinta para la misma persona en diferentes situaciones o momentos. Getz (1983) incluso sostiene que la satisfacción del visitante es dinámica y podría estar cambiando constantemente, lo que dificulta su valoración. También pueden influir otros factores como las características sociológicas (país, entorno cultural), la edad, la tipología de grupo, la edad, etc.

Otros autores proponen un quinto componente, la **Capacidad de Carga Económica**. Pigram (1983) la define como aquellas situaciones en las que un recurso es simultáneamente utilizado para la recreación y para otras actividades económicas (por ejemplo, un embalse usado como abastecimiento y para uso recreativo). En este sentido, se han de establecer niveles de uso recreativo que no interfieran con el resto de usos para evitar reducir la viabilidad económica de los recursos. En tales situaciones, a menudo es necesario realizar un estudio económico con el fin de determinar el nivel de viabilidad del sistema con diferentes niveles de uso recreativo. En todo caso, esta última componente de la capacidad de carga no suele aplicarse en los estudios de gestión recreativa debido a que se considera que la resolución de los conflictos entre distintas actividades estratégicas corresponde a la planificación y ordenación territorial antes que a los gestores de las áreas protegidas.

A través de cada uno de los componentes descritos anteriormente se obtendría una cifra de visitantes o usuarios compatible con el desarrollo de la recreación, por lo que la Capacidad de Acogida Global de un espacio sería, en teoría, un número resultado de combinar las distintas componentes anteriormente comentadas. Esta definición integral ha mejorado la siempre difícil aplicación práctica de la capacidad de carga (More & Manning, 2002), pero también ha generado un mayor nivel de complejidad al conjugar conocimientos de distintas disciplinas (Geografía, Biología, Economía, Psicología y Sociología, entre otros).





A pesar de que han pasado más de cuatro décadas desde sus primeras aplicaciones, la capacidad de carga sigue siendo el modelo de toma de decisiones más utilizado en diversas zonas como América Central o Sudamérica (Farrell & Marion, 2002). Diversas razones justifican esta elección: se trata de un modelo sencillo y de bajo coste en cuanto a su implementación, con una elevada popularidad en la literatura recreativa y turística, que constituye para los gestores un medio simple para administrar cuantitativamente las visitas a sus áreas protegidas y que, finalmente, ha sido ampliamente aplicado en entornos con una

larga tradición en ecoturismo como son Costa Rica y otros destinos reconocidos a nivel mundial. Todo ello a pesar de que en numerosas ocasiones se haya aplicado incorrectamente en la práctica y que a menudo fracase en la mitigación eficaz de los impactos de los visitantes (Lindberg & McCool, 1998; Norris, 1994; Wallace, 1994). La principal causa de estas limitaciones es que utiliza como única variable para definir el uso de un enclave o equipamiento el número de visitantes, sin tener en cuenta el tipo de uso, el tamaño del grupo, el comportamiento del visitante, su experiencia previa y expectativas, las medidas de gestión existentes o las características del medio. Por lo tanto, la premisa de la que parte el modelo (la cantidad de uso determina la aparición de los impactos debido a que entre ambas variables existe una fuerte relación causa-efecto) se ha demostrado falsa. Un segundo aspecto que reduce su atractivo para los gestores es que su principal medida de gestión ante una situación de deterioro es la limitación, ya sea parcial o total, del acceso de los visitantes. Evidentemente, este tipo de decisión no siempre asegura la protección del recurso, su implementación puede resultar difícil y costosa, es muy complejo aplicarla en áreas protegidas sometidas a un intenso uso público y puede afectar al poder de atracción del enclave. Esto último siempre es perjudicial para los gestores, pero en el caso de espacios situados en países en desarrollo que dependen para su financiación en gran medida de los visitantes puede ser una auténtica catástrofe. Incluso considerando estas limitaciones, ha de reconocerse la enorme importancia que tiene y ha tenido la capacidad de carga, y su decisiva contribución como inicio del camino en la búsqueda de un modelo que permitiera a los gestores detectar las situaciones de deterioro de los recursos visitados antes de que estos sufrieran daños irreversibles.




La segunda generación

Con el tiempo, el concepto original de capacidad de carga ha evolucionado en una cierta cantidad de diferentes modelos de toma de decisiones alternativos cada vez más sofisticados, los cuales se describen de forma resumida en el **Cuadro 2.5**. Estos modelos fueron desarrollados por diferentes organismos para (1) identificar oportunidades recreativas y turísticas, (2) valorar la relación entre el uso humano y el impacto, (3) proveer a los gestores de pasos específicos para determinar condiciones aceptables, e (4) identificar estrategias de gestión que permitan alcanzar las condiciones deseables en cuanto a la conservación de los recursos naturales y culturales (Stankey *et al.*, 1985). Estas nuevas propuestas no descartan el concepto de capacidad de carga, pero lo consideran demasiado simple como para abordar adecuadamente la complejidad de la naturaleza de los impactos de los visitantes (Borrie *et al.*, 1998; Lindberg *et al.*, 1997; Stankey *et al.*, 1985). Los modelos de decisión alternativos valoran los problemas derivados de los impactos de los visitantes, interpretan y consideran múltiples causas subyacentes de los impactos, proporcionan un contexto más explícito para establecer estándares de calidad ambiental y recreativa, y proveen de soporte para la información, la justificación de las decisiones, la coordinación de la planificación, la investigación y el seguimiento (McCool & Cole, 1997).

En general, los modelos han ido evolucionando de una filosofía basada en las condiciones deseables (ROS, LAC) a un enfoque dirigido a cumplir unos ciertos objetivos de gestión (VAMP, VIM, VERP), con procesos continuos que pueden también implicar activamente al público y a otros agentes sociales interesados (McCool & Cole, 1997). Estos modelos permiten contar con una guía práctica para abordar con una cierta garantía de éxito el seguimiento, evaluación y regulación de las actividades recreativas que se desarrollan en un área protegida (Benayas *et al.*, 2007). La información recopilada permite describir la naturaleza y severidad de los impactos y las relaciones que existen entre el medio ambiente, el uso público y la gestión de un cierto territorio (la investigación ha revelado que dichas interacciones son complejas y a menudo poco obvias intuitivamente). Por otro lado, estos instrumentos proporcionan el carácter explícito y la capacidad de respuesta necesaria ante períodos de cambios complejos e inciertos, facilitando hasta cierto punto la detección y la respuesta temprana ante ciertas situaciones adversas, incluyendo perturbaciones, desastres o incluso catástrofes, ya sean de origen natural o debido a la acción del hombre. Otra aplicación de estos instrumentos es la justificación de las solicitudes relativas a financiación o recursos destinados a la gestión de visitantes (Marion, 1995).

AÑO	NOMBRE ORIGINAL / INSTITUCIÓN RESPONSABLE / AUTORES		BREVE DESCRIPCIÓN
1979	Recreation Opportunity Spectrum (ROS) USDA Forest Service y Bureau of Land Management Clark y Stankey		Espectro de Oportunidades Recreativas: surge en respuesta a la preocupación respecto a la creciente demanda de ocio en las áreas forestales y el incremento de los conflictos derivados del uso compartido de los recursos. El origen del modelo son una serie de directrices legislativas que demandaban un enfoque global e integrado para la planificación de estos entornos. Combina las distintas actividades y las experiencias recreativas para su distribución en seis tipos de zonas: <i>primitiva, semi-primitiva no mecanizada, semi-primitiva mecanizada, camino natural, zona rural o urbana</i> . La capacidad de una zona es determinada por la interrelación entre el marco físico (accesibilidad, lejanía, extensión, grado de intervención del hombre, posición respecto a las demás zonas), social (tamaño de los grupos de visitantes, frecuencia de encuentros, impactos que generan) y de gestión (nivel de control de cada área y reglamentación existente). Su principal producto es la zonificación del territorio según las oportunidades recreativas existentes, no la gestión del mismo, prevaleciendo el criterio social para imponer los límites de capacidad de cada área. Su diseño hace que sólo resulte interesante para grandes escalas espaciales.
1985	Limits of Acceptable Change (LAC) USDA Forest Service Stankey <i>et al.</i>		Límite Aceptable de Cambio: se centra en alcanzar acuerdos entre las partes interesadas (residentes locales, turistas-visitantes y técnicos en gestión y conservación) para definir de forma conjunta las condiciones ambientales y sociales deseables e intentar mantenerlas en el tiempo. Incluye un seguimiento del estado de los recursos y de las medidas de gestión; si no se cumplen las normas de calidad establecidas se toman acciones terapéuticas consensuadas de antemano. El producto final es un plan estratégico para el área basado en límites aceptables de cambio para cada modelo recreativo, con indicadores de cambio que pueden ser utilizados para el seguimiento de las condiciones ecológicas y sociales. Es el modelo más exitoso en Norteamérica al ser el más sólido, participativo y adecuado para escalas locales. Su principal defecto es un exceso de rigidez que limita su capacidad de respuesta frente a nuevos impactos inicialmente no considerados en el modelo.
1985	Visitor Activity Management Process (VAMP) Parks Canada Graham <i>et al.</i>		Proceso de Gestión de las Actividades de los Visitantes: trata de planificar jerárquicamente las actividades recreativas y educativas considerando la potencialidad del área en la que se aplica, las instalaciones existentes en el espacio natural protegido y los objetivos del mercado turístico. Más centrado en valorar las posibles oportunidades recreativas para los visitantes que en la conservación efectiva del espacio. Considera el perfil de los visitantes, su tipología, número, ubicación, experiencias deseadas y grado de satisfacción; incorpora una valoración de los recursos existentes y de los aspectos que han de centrar la interpretación del espacio; se tiene en cuenta la legislación, políticas, planificación y directrices de gestión vigentes; y, por último, se analiza la oferta actual de servicios e instalaciones de apoyo al uso público, tanto a nivel regional como local. No cuenta con implementaciones exitosas.

Cuadro 2.5: Cronología de los principales modelos de gestión recreativa. *Fuente:* elaboración propia en base a Clark & Stankey (1979), Stankey *et al.* (1985), Graham *et al.* (1985), Graefe *et al.* (1990), Manning *et al.* (1996), NPS (1997a,b), Sidaway (1995), Manning (2001), Farrell & Marion (2002), Newsome *et al.* (2002), McCool (2005), Castley *et al.* (2008).

AÑO	NOMBRE ORIGINAL/INSTITUCIÓN RESPONSABLE		BREVE DESCRIPCIÓN
1990	Visitor Impact Management (VIM) <i>US National Parks Service y Conservation Association</i> <i>Graefe et al.</i>		Gestión de los Impactos de los Visitantes: está basado en el LAC. Fue diseñado a petición del US-NPS, el cual buscaba un instrumento de planificación para controlar los impactos de los visitantes en sus espacios protegidos. Es una herramienta que se centra en intentar resolver los impactos, para lo cual identifica las condiciones en las que se genera el problema, determina las causas potenciales que afectan a su incidencia y gravedad y, por último, selecciona las potenciales estrategias de gestión que mitiguen sus efectos. Parte de una revisión de los objetivos de gestión del área. En una segunda fase identifica los indicadores relacionados con esos objetivos (indicadores físicos, biológicos y sociales) y los estándares de dichos indicadores, los cuales son comparados con las condiciones reales. El VIM proporciona una clasificación de posibles estrategias de gestión para guiar y atenuar los impactos, así como una matriz para evaluarlas y seleccionar la más adecuada en cada caso. Finalmente, se supervisan los procesos para ver la efectividad de las acciones de gestión, de manera que el esquema es dinámico y retroalimentado para que pueda responder a los cambios en las condiciones de uso y en los impactos.
1993	Visitor Experience Resource Protection (VERP) <i>US National Parks Service</i> <i>Manning et al.</i>		Protección del Recurso y la Experiencia del Visitante: este modelo es un segundo intento a mayor escala de adaptar el LAC para el US-NPS e introducirlo en sus sistemas de planificación y gestión. Centrado en la calidad de los recursos y de la experiencia recreativa, define qué niveles de uso son apropiados, dónde, cuándo y por qué. Se crean zonas de gestión para las que se definen condiciones de futuro deseadas con indicadores y estándares. En esta ocasión sí se incluyeron instrumentos de participación pública en el proceso de planificación. Se consideran los siguientes factores: objetivos del parque, figura de protección, valor de los recursos patrimoniales, sus características y vulnerabilidad, oportunidades para la experiencia recreativa, infraestructura recreativa y zonificación del espacio.

Cuadro 2.5 (continuación): Cronología de los principales modelos de gestión recreativa. *Fuente:* elaboración propia en base a Clark & Stankey (1979), Stankey *et al.* (1985), Graham *et al.* (1985), Graefe *et al.* (1990), Manning *et al.* (1996), NPS (1997a,b), Sidaway (1995), Manning (2001), Farrell & Marion (2002), Newsome *et al.* (2002), McCool (2005), Castley *et al.* (2008).

Los modelos proporcionan un proceso formal para especificar objetivos de gestión preceptivos que definan los recursos y condiciones sociales deseados, y la selección de indicadores adecuados y estándares de calidad que reflejen esos objetivos (**Figura 2.2**). Ejemplos típicos de indicadores son la calidad del agua, la compactación del suelo o el número de encuentros. Los estándares expresan el nivel del indicador a partir del cual el cambio es inaceptable. Tanto unos como otros deben considerar las condiciones actuales y las posibles evoluciones futuras, por lo que los objetivos y estándares no son estáticos ni permanentes, y a menudo varían en función de la zonificación del área protegida, según lo determinado por las condiciones existentes, la sensibilidad de los recursos y evaluaciones de las oportunidades de recreación (Boyd & Butler, 1996; Butler & Waldbrook, 1991; Clark & Stankey, 1979).

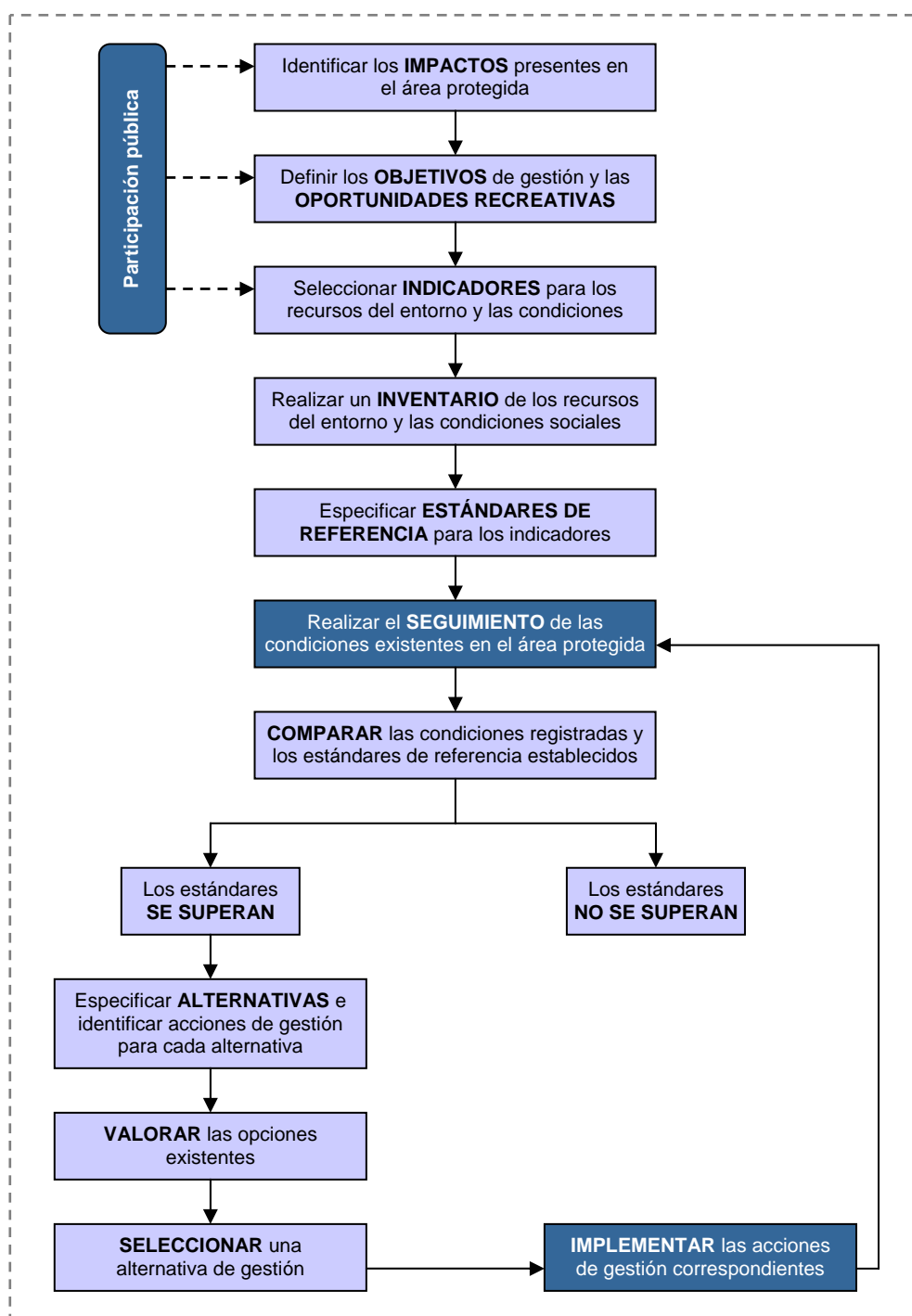


Figura 2.2: Diagrama esquemático utilizado en los modelos de gestión recreativa LAC, VIM y VERP. Fuente: adaptado a partir de Farrell & Marion (2002: 35).

Los programas de vigilancia permiten realizar el seguimiento de las variables indicadoras para realizar comparaciones periódicas entre los estándares establecidos y las cifras reales para el recurso. Si los estándares se incumplen, se realiza una evaluación de las razones y los factores responsables de forma que se identifiquen las oportunas respuestas de gestión. La vigilancia se utiliza en una segunda fase para evaluar el éxito de las acciones aplicadas, proporcionando datos objetivos que pueden justificar el uso de medidas más restrictivas o permitir el fin de las limitaciones impuestas. Al mismo tiempo, se obtienen datos para revisar y mejorar los estándares de calidad. Estos modelos no insisten en el uso de umbrales o restricciones en respuesta a niveles inaceptables de impacto por parte de los visitantes, sino que consideran estas acciones como una de las numerosas respuestas posibles. Esta labor suele complementarse con mecanismos que facilitan la participación pública, de forma que ésta sustenta la aplicación del proceso, así como la incorporación de los resultados derivados de la actividad investigadora de vanguardia. Estos modelos se han imbricado particularmente bien con las contribuciones realizadas desde la *Gestión Adaptable* o el *Análisis de Riesgos*³. En 1986, Walters ya proponía que “...la aplicación de un modelo no es un fin en sí mismo, sino un proceso interactivo que se corresponde con el espíritu de la *Gestión Adaptable*”. Por lo tanto, los modelos de gestión recreativa han de tratar de incorporar los principios de estas disciplinas (**Figura 2.3**).

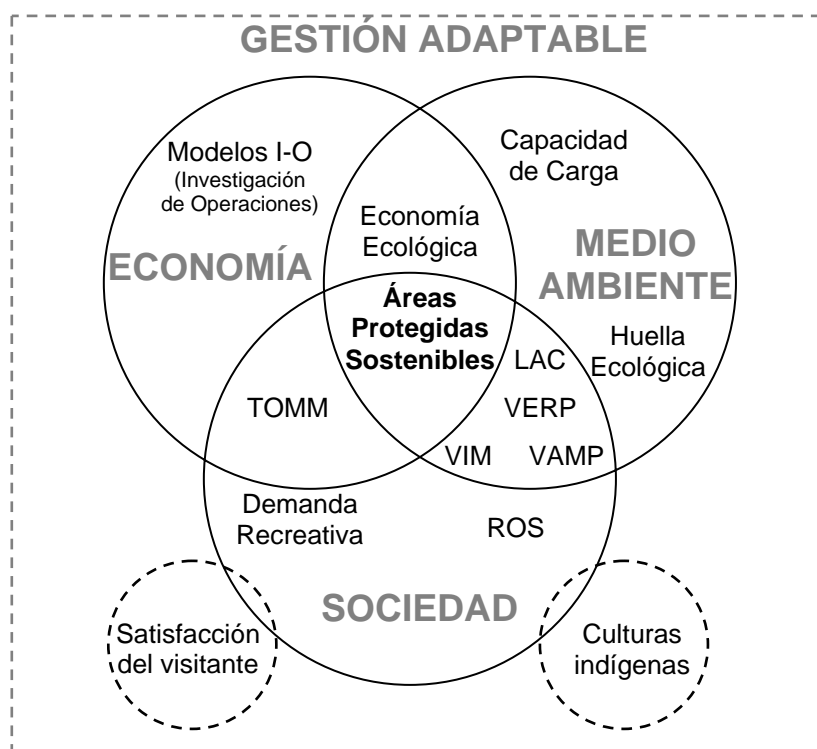


Figura 2.3: Mapa conceptual de los modelos de gestión de visitantes y otros modelos relacionados con la gestión de las áreas protegidas. Fuente: parcialmente adaptado de Brown *et al.* (2006: 47).

³ Un ejemplo de la aplicación del *análisis de riesgos* a la gestión de visitantes es el Lech River Valley, una zona protegida de la Red Natura 2000 situada en el Tirol austriaco. Se utilizó un sistema de información geográfica para cruzar su infraestructura recreativa con los hábitats potenciales de las especies de fauna y flora sensibles a la presencia humana, de forma que pudieran identificarse los puntos del territorio en los que la presencia de los visitantes podía afectar negativamente a recursos naturales vulnerables. En una segunda fase se solaparon las diferentes capas de información considerando como variables de estado la frecuencia, intensidad y tipo de uso recreativo. Este proceso permitió jerarquizar el territorio en cuatro categorías de riesgo de impacto, facilitando la distribución de los recursos a los gestores (Pflüger, 2004).

Esta segunda generación de modelos de gestión recreativa tiene también sus puntos débiles: (1) son difíciles de implementar debido a su alto coste y a la necesidad de contar con personal cualificado y experimentado, (2) son demasiado poco adaptativos para ser utilizados en el día a día de las áreas protegidas situadas en países en desarrollo o que cuentan con pocos recursos, (3) han de sustentarse en sólidos programas de seguimiento y (4) suelen precisar de horizontes de planificación a 5-10 años (**Cuadro 2.6**). También es necesario tener en cuenta que cada modelo fue creado en un contexto geográfico, ecológico y social distinto, por lo que no deben ser considerados como recetas universales que pueden aplicarse directamente. En cada caso será necesario ajustar y adaptar la metodología según los condicionantes locales. Por ejemplo, la propiedad de la tierra es mucho más compleja en Europa que en el caso norteamericano, de donde son originarios la mayoría de los modelos. A este lado del Atlántico existe un mayor acceso y potenciación de las oportunidades recreativas, así como una mayor diversidad de figuras legales de protección. Ello ha limitado las aplicaciones de estos modelos a países como Noruega, Suecia, Dinamarca, Inglaterra, Finlandia⁴ o, fuera del entorno europeo, Japón⁵. ¿Significa esto que estos modelos no han sido exportados desde Norteamérica? Nada más lejos de la realidad. La explicación es sencilla. En Europa existe una planificación sectorial más compleja que en el caso norteamericano que ya incorpora instrumentos similares a los propuestos en el marco metodológico de esta segunda generación de modelos de gestión recreativa, como son los mecanismos de participación pública, los programas de seguimiento, la zonificación selectiva del área protegida, los indicadores de impacto, etc. Esto hace que pueda considerarse que en la práctica existe una aproximación muy parecida a la gestión de los impactos del uso público, aunque no se hayan implementado de forma directa los modelos procedentes de Norteamérica.

En lo relativo a los países en desarrollo, sus carencias en recursos materiales y humanos hacen muy difícil en la mayoría de las ocasiones una aplicación exitosa de estos modelos, por lo que tradicionalmente se han decantado por continuar usando la capacidad de carga. Prueba de ello es un estudio realizado en 1994 a nivel internacional en áreas protegidas de países en desarrollo, en el que se constató que menos del 10% usaban el LAC y menos del 20% usaban el VIM, VAMP o el ROS (Giongo *et al.*, 1994). Leung & Marion (2002) y Wallace (1993) apuntan las limitaciones presupuestarias y la falta de conocimiento entre los gestores sobre los nuevos modelos como las principales razones de esta falta de innovación en la gestión recreativa de los países en desarrollo. Como solución intermedia se han propuesto nuevos sistemas basados en esta segunda generación, pero que tratan de reducir las inversiones presupuestarias necesarias para la toma de decisiones.

⁴ En 2006, el Parque Nacional de Pyhä-Luosto fue el primer espacio protegido de la red del Metsähallitus, el equivalente finés a nuestro Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, que aplicó un modelo de planificación basado en el LAC norteamericano para gestionar el turismo de naturaleza de una forma sostenible. En la actualidad, se está procediendo a valorar la eficacia del modelo antes de proceder a su implementación en el resto de áreas protegidas gestionadas por esta institución, entre las cuales se encuentran 34 de los 35 parques nacionales que existen en Finlandia (Erkkonen & Itkonen, 2006).

⁵ El ROS fue aplicado en el Parque Nacional de Daisetsuzan para clasificar su red de senderos en base a las opiniones de los visitantes. El cuestionario utilizado incluía preguntas sobre accesibilidad, frecuencias de encuentros, características del sendero y naturalidad del entorno para identificar, mediante un Análisis de Componentes Principales, aquellos aspectos que guiaban las elecciones de los participantes en el estudio. Como consecuencia de esta investigación, la red de senderos fue dividida en cuatro categorías: *primitivo*, *semi-primitivo*, *semi-urbano* y *urbano*. Cada tipología implica una gestión diferente para mejorar la experiencia recreativa del visitante, el cual es informado para que pueda optar por aquellos itinerarios que mejor se ajusten a sus expectativas (Yamaki & Shoji, 2004).

	ROS	LAC	VAMP	VIM	VERP
Objetivo prioritario	Maximizar oportunidades recreativas para los visitantes.	Conservación de los recursos naturales.	Planificar actividades recreativas de visitantes.	Conservación de los recursos naturales.	Conservación/protección de los recursos naturales.
Proceso y enfoques de trabajo	Se realiza un inventario del medio físico, social y de la gestión. Se analiza esta información identificando los conflictos y se diseña el seguimiento. Utiliza indicadores y estándares de calidad. Fuerte conexión con aspectos sociales para detectar futuras oportunidades de desarrollo.	Proceso cíclico con 9 pasos destinado a identificar indicadores ecológicos y sociales para diferentes escenarios recreativos. Se identifican límites de cambio aceptables y se sugieren diferentes estrategias de gestión para minimizar los impactos identificados. Define condiciones aceptables dentro de desviaciones máximas. Esencialmente, define compromisos para controlar la capacidad de carga recreativa.	Crea un marco basado en los objetivos de gestión del espacio para la creación, oferta y gestión de oportunidades recreativas. Tiene en cuenta la capacidad de los recursos existentes en el espacio. Jerarquía de decisiones dentro de un plan de gestión.	Aproximación <i>top-down</i> . Se revisan los objetivos de gestión del espacio y se proponen indicadores clave. Centrado en tres cuestiones principales: condiciones que dan lugar a problemas, posibles factores de origen de los impactos y posibles respuestas de gestión. Incluye impactos físicos, biológicos y sociales.	Proceso iterativo centrado en la calidad del recurso y de la experiencia recreativa. Usa un equipo multidisciplinar para desarrollar indicadores biológicos y estándares de calidad destinados a controlar las actividades recreativas. Define niveles de uso apropiados en el espacio y el tiempo a través de la zonificación del espacio. Compara áreas utilizadas frente a zonas de control.
Razones para su aplicación	Conflicto entre los objetivos de protección del espacio y las actividades recreativas. Planificación del paisaje. Gestión de oportunidades recreativas. Nivel local y regional.	Deseo de mejorar la gestión de los impactos recreativos. Ampliamente utilizado para valorar condiciones ecológicas y sociales, sobre todo en grandes áreas protegidas.	Desarrollar una guía para la planificación y gestión del área protegida. Valorar oportunidades recreativas de un espacio.	Tratar de identificar problemas y los factores que los originan para mejorar las estrategias de gestión. Flexible y similar al LAC. Puede usarse en lugares concretos con situaciones complejas.	Relacionar la gestión y la planificación operativa de los recursos del espacio protegido. Permite crear zonas con límites de uso aceptables. Proporciona indicadores de impacto recreativo medibles y respuestas de gestión.

Cuadro 2.6: Descripción de los principales modelos de gestión recreativa basados en el concepto de *Capacidad de Carga*. Se incluye asimismo el PAVIM como modelo alternativo que trata de superar este marco teórico. *Fuente:* basado parcialmente en Castley *et al.* (2008: 22-23).

	ROS	LAC	VAMP	VIM	VERP
Fortalezas	Pone en relación oferta (recursos) y demanda (turismo). Maximiza oportunidades recreativas identificando posibles impactos.	Permite el seguimiento tanto de condiciones ecológicas como sociales. Genera alternativas estratégicas de gestión. Sistema con capacidad de alerta temprana ante los impactos.	Fuertemente centrado en las necesidades de gestión pero desde una perspectiva social.	Incluye indicadores sobre la estructura y composición del ecosistema. Usa estándares de calidad y límites de cambio aceptables. Sistema con capacidad de alerta temprana ante los impactos.	Considera la existencia de gradientes espacio-temporales para la monitorización. Valora la situación comparando indicadores de seguimiento y parámetros de referencia. Capacidad de alerta temprana ante impactos.
Debilidades	Pone demasiado énfasis en las oportunidades recreativas y se centra poco en la integridad ecológica. Trata de identificar una situación u objetivo deseable.	No explicita conexiones entre objetivos de gestión prioritarios. Escaso interés por identificar la causa de los impactos.	Muy enfocado en las oportunidades recreativas y poca atención a las condiciones ecológicas o a la integridad del ecosistema. Centrado en desarrollar servicios destinados al componente social de las áreas protegidas.	Ausencia de indicadores funcionales. Indicadores relativos a condiciones deseables.	Requiere un nivel de conocimientos técnicos muy elevado para el seguimiento ecológico. Implica un gran apoyo de los responsables de la gestión. Escaso interés por identificar la causa de los impactos.
Nivel de sofisticación	Moderado	Muy alto	Alto	Moderado	Alto
Participación pública	Baja	Alta	Alta	Moderada	Moderada
Aplicación real	Alta	Moderada	Baja	Moderada	Baja
Síntesis	Muy centrado en el desarrollo de oportunidades recreativas, por lo que desde el punto de vista de protección de los recursos naturales es poco eficaz. Sin embargo ha tenido bastante éxito por ser el primer modelo y facilitar la gestión recreativa.	Parte de un concepto teórico muy sencillo pero que es difícil de aplicar en situaciones reales. Precisa de mucha información, lo que ha limitado su aplicación debido a que la mayoría de las áreas protegidas cuentan con recursos escasos.	Modelo canadiense que trató de dar una respuesta a los sistemas estadounidenses sin lograrlo. Destaca su propuesta de jerarquización de decisiones. Apenas ha sido utilizado.	Intento de mejorar el LAC a través de la incorporación de las causas de los impactos y de una reducción de las necesidades de información. Bastante útil para resolver problemas concretos en zonas determinadas.	Segundo intento de actualizar el LAC. Modelo demasiado ambicioso, lo que limitó su aplicabilidad. Se basa parcialmente en el criterio de expertos y aunque permite la participación pública no la tiene demasiado en cuenta en la toma de decisiones final.

Cuadro 2.6 (continuación): Descripción de los principales modelos de gestión recreativa basados en el concepto de *Capacidad de Carga*. Se incluye asimismo el PAVIM como modelo alternativo que trata de superar este marco teórico. *Fuente:* basado parcialmente en Castley *et al.* (2008: 22-23).

¿Una tercera generación?

El representante más conocido de esta nueva hornada de modelos que asumen los principios de la segunda generación tratando de limitar las inversiones necesarias es el PAVIM, *Protected Area Visitor Impact Management* (**Cuadro 2.7**). Al estar diseñado para su aplicación en países en desarrollo, parte de la premisa de una escasa dotación de recursos humanos y materiales. Este diseño apoya fuertemente la necesidad de fomentar procesos de participación pública que aseguren la implicación de la población local en la gestión de las áreas protegidas. Sustituye los costosos programas de seguimiento mediante la incorporación de un panel de expertos que analizan los problemas de la gestión recreativa del espacio en base a su experiencia previa y a estudios anteriores. Por último, establece estrategias de gestión más flexibles que otros modelos previos para adecuarse a las características de la gestión de las áreas protegidas situadas en países en desarrollo. Tal vez lo más llamativo de este modelo es su origen, de nuevo completamente norteamericano, aunque para su concepción se realizó un intenso proceso participativo que incorporó a gestores y personal provenientes de áreas protegidas de Belice, Costa Rica, Chile y México (Leung & Marion, 2002).

Un segundo modelo ampliamente mencionado en la literatura especializada es el TOMM (*Tourism Optimisation Management Model*). Se trata de una propuesta procedente de Australia que fue diseñada en origen para guiar la gestión de entornos turísticos a nivel regional a través de la generación de escenarios deseables de futuro a nivel del medio ambiente, la economía, el marketing, las comunidades locales, la experiencia del visitante y la infraestructura turística. Aunque incorpora cuestiones ecológicas, no se puede considerar un modelo tan específico para las áreas protegidas como el PAVIM o el resto de propuestas de la segunda generación anteriormente comentadas, ya que está muy dirigido a la elaboración de modelos turísticos.

Los orígenes geográficos del PAVIM y el TOMM podrían hacernos pensar que, hasta el momento, los países en desarrollo no han propuesto sus propios modelos de gestión recreativa, pero la realidad es que sí los han desarrollado, aunque con éxito variable. El problema es que hasta el momento su contribución a las conferencias y workshops internacionales ha sido residual, lo que ha impedido la difusión de sus modelos a nivel mundial (Leung, 2006). Su aportación más destacada ha sido enlazar los modelos de gestión de visitantes con otros sistemas más centrados en analizar las condiciones ambientales (**Cuadro 2.7**), como son el TPC (*Thresholds of Potential Concern*), el VS (*Vital Signs*) o el DSS/TNAC (*Decisión Support System/Tourism Natural Asset Classification*). El ejemplo de estas combinaciones de modelos más conocido internacionalmente no pertenece precisamente a una nación en desarrollo. Se trata del Parque Nacional Kruger, en Sudáfrica, que ha asumido el TPC como su principal herramienta de gestión (Castley *et al.*, 2008).

Aunque estos sistemas potencialmente permiten identificar los impactos debidos a la actividad recreativa en una etapa temprana de su gestación, tienen dos grandes limitaciones: a menudo no relacionan el impacto con la causa que lo provoca y no van más allá de la mera identificación de los impactos que afectan a un emplazamiento (Nilsen & Tayler, 1998). Su principal ventaja es que han sido construidos teniendo en cuenta que los ecosistemas son unidades de organización dinámicas e inherentemente inestables (Miller & Twining-Ward, 2005), lo que permite al gestor valorar los cambios a lo largo de gradientes ambientales más que definir situaciones finales, o climáticas, deseables para lugares específicos. Los responsables del área protegida pueden realizar así una gestión más flexible, asumiendo los principios de la Gestión Adaptable, lo que permite asumir ciertas fluctuaciones mientras la resiliencia del sistema no se vea comprometida a largo plazo. Por esta razón, estos modelos recalcan la necesidad de definir indicadores apropiados para un amplio rango de niveles espaciales y temporales (Ward *et al.*, 2002; Hughey *et al.* 2004; Hadwen *et al.* 2005; Castley *et al.*, 2008).

	PAVIM	TOMM	TPC	VS	DSS/TNAC
Nombre original	<i>Protected Area Visitor Impact Management</i> (Gestión de los Impactos de los Visitantes en Áreas Protegidas)	<i>Tourism Optimisation Management Model</i> (Modelo de Optimización de la Gestión del Turismo)	<i>Thresholds of Potential Concern</i> (Umbrales de Preocupación Potencial)	<i>Vital Signs</i> (Signos Vitales)	<i>Decision Support System/Tourism Natural Asset Classification</i> (Sistema de Apoyo a las Decisiones/Clasificación de Activos Naturales del Turismo)
País	Estados Unidos	Australia	Sudáfrica	Estados Unidos	Nueva Zelanda
Autores	Farrell & Marion (2002)	Newsome <i>et al.</i> (1996)	Biggs & Rogers (2003)	Monz <i>et al.</i> (2003)	Ward <i>et al.</i> (2002)
Objetivo prioritario	Ofrecer alternativas a modelos basados en la capacidad de carga.	Maximizar las oportunidades recreativas para turistas.	Mantener la integridad funcional de los sistemas maximizando la heterogeneidad de los hábitats.	Crear modelos conceptuales de interacciones entre agentes de cambio, factores de estrés y respuestas del ecosistema.	Integrar eficazmente en las áreas protegidas combinaciones de diferentes atracciones naturales y actividades recreativas.
Proceso y enfoques de trabajo	Proceso flexible basado en 6 pasos. Considera los objetivos, valores y zonificación del espacio para crear áreas con objetivos de gestión explícitos. Identifica y prioriza los problemas debidos a los impactos recreativos en un proceso de participación pública. Un panel de expertos analiza los problemas detectados y propone las acciones de gestión más adecuadas y los sistemas de seguimiento necesarios.	Se describe el contexto de la gestión y el desarrollo turístico usando rangos de cambio aceptables y patrones de referencia. Se revisan los objetivos, indicadores seleccionados y escenarios deseados para identificar impactos probables, estrategias de gestión e implementar acciones. Se aplica el proceso cíclico de la gestión adaptable. Se definen indicadores de seguimiento que guían el desarrollo de la industria turística.	Usa una aproximación científica sólida para identificar umbrales límites tanto superiores como inferiores de un amplio rango de componentes y servicios del ecosistema que han sido seleccionados como críticos. El seguimiento es utilizado para valorar las tendencias de los umbrales en el tiempo y el espacio, permitiendo a los gestores tomar decisiones tempranas e intervenir antes de que el sistema colapse. Umbrales dinámicos, pudiendo cambiar los niveles de referencia (máx. y mín.).	Se identifican/seleccionan los signos vitales que permiten controlar las condiciones de un recurso. Se usan modelos conceptuales sobre las interacciones de los agentes de cambio (<i>drivers</i>), los factores de estrés (<i>pressures</i>) y las respuestas del ecosistema (<i>state & response</i>). La valoración de los factores de estrés está muy relacionada con los parámetros de los visitantes (densidad, distribución, etc.). Los impactos se producen en áreas sensibles. Allí deben centrarse los esfuerzos.	Clasifica los elementos de atracción de un área identificando sus valores asociados mediante clases/tipos prefijados. Las actividades turísticas y sus impactos significativos guían la elaboración de los indicadores. Las respuestas de gestión tratan de mitigar o remediar los impactos para mantener los elementos de atracción del área protegida.
Razones para su aplicación	Superar el concepto de capacidad de acogida. Aplicación potencial en áreas con diferentes usos y zonas de reserva estricta.	Desarrollo de un uso sostenible de los hábitats integrando gestión de los recursos y de los visitantes.	Deseo de pasar de un modelo de gestión y de toma de decisiones reactivo a otro proactivo.	Seguimiento de variables relacionadas con condiciones naturales que son indicativas de la salud de los ecosistemas y la integridad de los recursos.	Un marco conceptual que integra las necesidades de los operadores turísticos y los gestores del medio natural.

Cuadro 2.7: Descripción de otros modelos alternativos aplicados en la gestión de visitantes en áreas protegidas. El TOMM es específico de la industria turística, mientras que el TPC, VS y DSS/TNAC son propuestas recientes centradas en el análisis de las condiciones ecológicas.

	PAVIM	TOMM	TPC	VS	DSS/TNAC
Fortalezas	Propone soluciones a partir de una fuerte participación pública pero requiere un alto nivel de conocimiento sobre las condiciones locales. Tiene en cuenta valoraciones multidisciplinares.	Considera el contexto social y político además de cuestiones ambientales. Hace previsiones de futuro. Usa un rango aceptable de indicadores que no se limitan a un único estado o nivel.	Gran potencial para la detección temprana de situaciones que amenacen la integridad del ecosistema. Usa un rango aceptable de indicadores que no se limitan a un único estado o nivel.	Útil para ilustrar los mecanismos de los impactos y las consecuencias a nivel ecológico. Permite visualizar las relaciones entre factores ambientales, de forma que se reduce el número de indicadores seleccionados.	Se aplica en los diferentes niveles de gestión. Construye sobre la experiencia de modelos de gestión de visitantes anteriores e incorpora una clasificación para valorar los recursos que dirige el desarrollo de indicadores.
Debilidades	Usa un panel de expertos en lugar de indicadores de seguimiento y estándares de calidad, incrementando así el riesgo de subjetividad y de que se produzcan sesgos en el diagnóstico de la situación.	No realiza mención explícita a los objetivos de gestión y cómo éstos dirigen el proceso de seguimiento. Fuertemente relacionado con las cuestiones sociales y relativas a la gestión.	Los umbrales utilizados están basados en la mejor información disponible en cada momento, por lo que deben ser revisados periódicamente mediante nuevas investigaciones y diseños de seguimiento.	No explicita las relaciones entre los signos vitales analizados y los objetivos de gestión, ni siquiera cuando el proceso es dirigido por una cuestión relativa a la gestión. Muy centrado en componentes funcionales del ecosistema.	Usa un subconjunto limitado de agentes sociales para el desarrollo de los indicadores. Su éxito como sistema de gestión no se ha valorado hasta el momento.
Nivel de sofisticación	Moderado	Moderado	Muy alto	Alto	Moderado
Participación pública	Alta	Alta	Moderada	Baja	Moderada-Alta
Aplicación real	Baja	Baja	Baja	Baja	Moderada
Síntesis	Propuesta para áreas protegidas de países en desarrollo. Apuesta por la flexibilidad, que es importante cuando los recursos son escasos. Trata de abaratar el diagnóstico de los problemas del área combinando un panel de expertos y participación pública. Esto puede sesgar los resultados. No existen experiencias reales que lo sustenten.	Propuesta que incorpora cuestiones ecológicas, pero que fue diseñada para guiar la gestión de entornos turísticos a nivel regional y de escenarios deseables de futuro (del medio ambiente, la economía, el marketing, las comunidades locales, la experiencia del visitante y la infraestructura turística). Fuertemente sesgado hacia cuestiones sociales y modelos turísticos. Incorpora los principios de la gestión adaptable, lo que permite una mejora continua del sistema.	Ambicioso sistema, muy potente a nivel ecológico pero que implica la disponibilidad constante y considerable de recursos materiales, humanos y económicos. Podría verse como un modelo deseable pero que se aleja de las posibilidades reales de la mayor parte de las áreas protegidas. Incorpora la Gestión Estratégica Adaptable para mejorar continuamente a través del aprendizaje derivado de la experiencia.	Considera los mecanismos que están detrás de los impactos y las consecuencias a nivel ecológico de éstos, pero a niveles de la estructura y composición de los ecosistemas, por lo que puede ser poco sensible a las consecuencias de ciertos impactos recreativos. Los modelos conceptuales no siempre son completos y deben ser revisados para cada zona o territorio.	Permite una participación pública tanto limitada como extensiva, pero parece que genera unos resultados muy efectivos. Incorpora la gestión adaptable para asegurarse de que se cumplen los objetivos de gestión. Algo sesgado hacia los impactos biofísicos. Se ha aplicado en diferentes áreas de Nueva Zelanda, aunque no se ha informado acerca de su eficacia. Parece que tiene un buen potencial de futuro.

Cuadro 2.7 (continuación): Descripción de otros modelos alternativos aplicados en la gestión de visitantes en áreas protegidas. El TOMM es específico de la industria turística, mientras que el TPC, VS y DSS/TNAC son propuestas recientes centradas en el análisis de las condiciones ecológicas.

Tendencias actuales en los Modelos de Gestión de Visitantes

Para valorar las ventajas e inconvenientes de los principales Modelos de Gestión Recreativa existentes en la actualidad se han tenido en cuenta las características básicas que ha de tener un sistema ideal según la bibliografía especializada (Farrell & Marion, 2002⁶). Los resultados se muestran en el **Cuadro 2.8** y no incluyen los modelos de tercera generación no específicos de las áreas protegidas (TOMM) o que están centrados específicamente en las condiciones ecológicas (TPC, VS y DSS/TNAC). La primera conclusión parece clara: la capacidad de carga es un concepto útil en su esencia, pero demasiado limitado como para ser de utilidad a los gestores a la hora de enfrentarse a los complejos impactos del uso público que podemos encontrarnos en la actualidad. No obstante, los modelos de segunda e incluso tercera generación, si bien son correctos sobre el papel, carecen del éxito de la propuesta original. ¿Por qué se produce esta paradoja?

Los Modelos de Gestión Recreativa constituyen una herramienta de enorme utilidad que proporciona a los gestores la información necesaria para decidir qué objetivos de futuro quieren para su espacio natural protegido, qué caminos alternativos existen para alcanzar dichas metas y qué consecuencias tienen las distintas alternativas (Haider, 2006). Adicionalmente, estos modelos aportan el carácter explícito y la retroalimentación necesaria en estos tiempos de rápidos cambios, gran complejidad e incertidumbre (McCool, 2005). Si estos instrumentos no se están aplicando de forma directa en muchas zonas del mundo es sólo porque ya existen instrumentos basados en los mismos principios que ofrecen similares potencialidades y ventajas. Por ejemplo, en el caso europeo contamos con una legislación sectorial que propone un esquema de trabajo muy parecido al que siguen estos modelos: (1) formulación de unos objetivos de gestión que puedan ser evaluados a partir de indicadores (ambientales, sociales, etc.) y estándares de calidad considerados adecuados; (2) seguimiento de las variables indicadoras para determinar la situación del espacio respecto a los estándares de calidad propuestos; (3) aplicación de medidas de gestión para asegurarse del manteniendo de la calidad ambiental y recreativa del espacio y; (4) uso de la participación pública como guía para la implementación del sistema.

La filosofía de estos modelos ya se está aplicando, aunque no sea bajo las denominaciones originales. ¿Significa eso que en realidad sí son propuestas exitosas? En nuestra opinión, pueden considerarse herramientas adecuadas en esencia para el control de los impactos de los visitantes en áreas protegidas. Lo que sucede es que como todo instrumento de planificación, deben ser revisadas continuamente para que puedan dar respuestas eficaces a los nuevos retos que puedan surgir, entre los que destacan el esperable incremento del turismo en los próximos años, los efectos del calentamiento global sobre el ecoturismo y la gestión recreativa de los espacios protegidos, la necesidad de que los espacios protegidos asuman su papel como motor de desarrollo sostenible para las economías locales, la mejora de la información relativa a los visitantes para la adecuación de la oferta recreativa (para ello existen ya sistemas contrastados como el propuesto por Hornback & Eagles, 1999) o la incorporación de las nuevas tecnologías para la integración de la información (sistemas de información geográfica, Internet, sensores remotos).

Y es en esta revisión continua donde radica la verdadera herencia de estos modelos: la Gestión Adaptable. Es posible que la Capacidad de Carga y los Límites Aceptables de Cambio se integren en los modelos más recientes, pero el verdadero esqueleto de las propuestas actuales es el uso de mecanismos de retroalimentación que permiten una revisión continua de los objetivos, las prioridades y las medidas de gestión, de forma que puedan identificarse y solucionarse conflictos potenciales (Cole & Stankey 1998). Este enfoque está presente en los modelos más recientes, como es el caso del anteriormente citado DSS/TNAC, y posibilita una aproximación más integrada en el ámbito de la gestión de visitantes.

⁶ Estos autores elaboraron una propuesta de criterios basada en su propio trabajo y en una amplia revisión bibliográfica en la que consultaron las siguientes fuentes: Anderson *et al.* (1998), Furze *et al.* (1996), Graefe *et al.* (1990), Haurron & Boo (1995), Shelby & Heberlein (1986), Lindberg *et al.* (1997), Lindberg & McCool (1998), McCool & Cole (1997), McCoy *et al.* (1995), Stankey *et al.* (1985), NPS (1997b).

CRITERIO DE VALORACIÓN	MODELOS VALORADOS		
	Capacidad de Carga	Otros modelos (LAC, VAMP, VIM, VERP)	PAVIM
(1) Ser fácil, rápido, barato y eficiente a la hora de su implementación	+ Cumple este criterio, aunque en ocasiones ha sido aplicada sin tener en cuenta los objetivos de gestión o bajo la presión de criterios políticos.	- Superan las deficiencias de la capacidad de carga, pero exigen una importante dotación de personal, una sólida financiación y requieren tiempo de trabajo.	+ Tiene entre sus fortalezas la simplicidad, flexibilidad y la rentabilidad en cuanto a inversiones necesarias.
(2) Ser capaz de valorar y/o minimizar exitosamente los impactos de los visitantes	- La valoración objetiva de los impactos no siempre es fiable al basarse principalmente en cantidades estimadas de visitantes. Establecer cupos de entrada no asegura una visita de calidad ni evita los impactos.	+ La valoración, gestión y minimización de los impactos recreativos es potencialmente mejor al estar basados en programas de seguimiento de las condiciones locales y utilizar la zonificación para proteger las áreas más remotas o prístinas.	+/- La valoración de los impactos es limitada ya que no incorpora de forma explícita programas sólidos de seguimiento de variables ambientales de estado.
(3) Considerar múltiples causas de impactos subyacentes	- Resulta insuficiente al considerar como única variable de uso el número de visitantes.	+ La mayoría enfatiza la importancia de comprender el origen y causas del impacto, analizándolo holísticamente.	+/- La falta de programas de seguimiento continuo hace peligrar el análisis de los impactos detectados.
(4) Facilitar la selección entre diversas acciones de gestión	- Al basarse únicamente en la cantidad de visitantes no se adapta bien a diferentes estrategias de gestión.	+ Usan un amplio espectro de estrategias y acciones de gestión, evitando aplicar restricciones al uso público.	+ Incorpora la diversidad de estrategias de otros modelos de segunda generación.
5) Generar decisiones justificables	- Es difícil justificar las limitaciones al uso. Con frecuencia prevalece la presión por obtener beneficios económicos de las visitas o las directrices de los gobiernos de promocionar ciertas áreas.	+ El uso de contextos que integran la participación pública, la búsqueda del consenso y el seguimiento para apoyar las decisiones de gestión, permite adoptar decisiones más justificables.	+/- La justificación de las decisiones no siempre es sencilla al prescindir de instrumentos de seguimiento ambiental formal y estándares de calidad claros.
(6) Diferenciar información técnica de juicios de valor	- Las cifras aportadas por el modelo son altamente subjetivas y a menudo son producto de una serie cuestionable de ecuaciones y cálculos. Los criterios científicos tratan de objetivarlas.	+ Diferencian claramente los juicios de valor de las decisiones técnicas. Estimulan el debate sobre hasta qué punto el cambio inducido por el hombre es aceptable combinando la legislación y otros factores.	+ Muchas decisiones se basan en el criterio de expertos y/o en la participación pública, y no en conocimiento científico. Se especifica cuándo sucede esto.
(7) Alentar la participación pública, el aprendizaje compartido, y la búsqueda de consenso	- No suelen tener en cuenta en su implementación procesos de participación pública.	+ Salvo el VIM, si incorporan estos aspectos aunque con importancia variable (VERP y TOMM son los más completos).	+ Punto fuerte del modelo. Puede ser útil incorporar expertos en negociación para evitar frenar la toma de decisiones.
(8) Utilizar recursos locales e incorporarlos a la gestión	- No consideran las necesidades locales.	+ Permiten tener en cuenta ambas cuestiones.	+ Consideran ambos aspectos.

Cuadro 2.8: Comparativa de los principales Modelos de Gestión Recreativa. Cada criterio recibe una valoración positiva (+), negativa (-) o bien dependiente de la forma en la que se implemente el modelo (+/-). *Fuente:* reelaborado a partir de Shelby & Heberlein (1986), Cole (1987), Williams (1994), McCool (1994), Harroun & Boo (1995), Ceballos-Lascurain (1996), McCool & Cole (1997), Lindberg & McCool (1998), Farrell & Marion (2002).

2.2.4. Direcciones futuras de la Ecología Recreativa.

Mucho se ha avanzado desde los inicios de la Ecología Recreativa, aunque ciertas problemáticas hacen que los retos parezcan mayores ahora que hace 30 ó 40 años (Cole, 2004a). Es necesario mejorar nuestra comprensión respecto a los efectos de las especies invasoras en la estructura y función de los ecosistemas, sobre todo en lo relativo a la modificación de las redes tróficas y los flujos de materia y energía. Otra línea de trabajo en la que se están realizando sustanciales avances es la comprensión de las dinámicas del suelo y su diversidad funcional. También resulta imprescindible mejorar la capacidad de predicción de los modelos, los cuales son utilizados para evaluar las posibles consecuencias de escenarios de futuro alternativos. Por otro lado, muchos impactos han sido evaluados únicamente a pequeña escala en el tiempo y el espacio, desconociéndose sus consecuencias a nivel territorial o a varios años vista. Paradójicamente, también es conveniente ampliar el conocimiento de lo que sucede en la microescala, tanto en el caso de la biota edáfica como de las interacciones suelo-planta. Han de realizarse estudios de seguimiento e investigación básica a largo plazo que nos permitan documentar y comprender las implicaciones para el futuro de nuestras medidas de gestión (Cole & Landres, 1996; Hartley, 1999; Leung & Marion, 2000), evaluando su eficacia, tanto en lo relativo a las medidas educativas o comportamentales, como en las medidas de rehabilitación de senderos o la adopción de estrategias de concentración o dispersión de visitantes. Por último, hay que tratar de corregir confusiones habituales entre ciertos sectores que participan en la gestión de los espacios protegidos, como son por ejemplo los investigadores sociales, respecto al alcance real de los impactos recreativos. Entre ciertos colectivos se considera que estas alteraciones actúan localmente en las áreas destinadas al uso público, sin tener en cuenta que su trascendencia a nivel espacial puede ser mucho mayor y que dichas alteraciones tienen lugar en áreas de gran valor que poseen especies únicas u otros atributos sobresalientes.

En cuanto a los recursos disponibles, señalar que los expertos dedicados a tiempo completo a la Ecología Recreativa son muy escasos, trabajando casi siempre en grupos relativamente pequeños y aislados. Como señalaban Leung & Marion (2000), *“el tamaño de la comunidad investigadora en este campo no es todavía acorde con la extensión de los problemas”*. Para abordar el análisis de los impactos recreativos se deben constituir equipos multidisciplinares que permitan abordar las complejas interacciones que existen entre el uso de los recursos y su degradación. Otro frente de batalla es la financiación. La inversión en investigación básica utilizando diseños experimentales ha sido tradicionalmente muy limitada, ya que los gestores prefieren apoyar trabajos de campo aplicados que evalúan su gestión, pero que difícilmente identifican las complejas relaciones entre el uso recreativo y los impactos en el ecosistema. El desarrollo de indicadores objetivos, aplicables a grandes escalas espaciales, precisos y lo más específicos posible respecto a la presencia de los visitantes también requiere de costosos estudios a medio-largo plazo. Por último, recordar que la implementación de Modelos de Gestión Recreativa requiere de fuertes y continuas inversiones.

Para el futuro se van dibujando nuevos retos. Hay que seguir trabajando para construir una base teórica más sólida para la Ecología Recreativa. También han de desarrollarse principios eficaces que contribuyan a potenciar nuestra capacidad para predecir cómo evolucionan los impactos (Monz *et al.*, 2010). Los estudios realizados a pequeña escala, los más habituales en lo relativo a la investigación básica, han de relacionarse con los procesos que se desarrollan a grandes escalas espaciales, que son los que más interesan a los gestores para su trabajo. Se debe continuar prestando atención a otras disciplinas, como sucede con el ecoturismo, para identificar nuevas actividades recreativas que surgen en las áreas protegidas (paracaidismo, snorkeling, etc.). Es aconsejable consolidar las redes de investigadores existentes en la actualidad para facilitar el intercambio de experiencias, así como el desarrollo de estudios transnacionales y la consolidación teórica y conceptual de los tópicos centrales del área (Monz, 2006). Por último, se tiene que integrar la investigación social y ecológica sobre impactos recreativos. Los gestores se enfrentan a decisiones difíciles acerca de la limitación de las actividades recreativas para tratar de contener los problemas que éstas generan al carecer de criterios fiables para determinar cuándo limitar el uso. Por su lado, los visitantes apoyan la lucha contra los impactos, pero en muchas ocasiones no los reconocen (Farell *et al.*, 2001). Esta paradoja establece un buen caldo de cultivo para el desarrollo de futuras investigaciones interdisciplinares.

2.3. La Gestión de los impactos recreativos en España

El análisis y valoración de los impactos recreativos en nuestro país se incluiría dentro de un área de gestión conocida como Uso Público. La importancia de gestionar adecuadamente los flujos de visitantes que reciben las áreas protegidas se hace evidente al conocer las cifras que se manejan en la actualidad sobre el número de visitas a los espacios naturales españoles. Se estima que dicha cifra, sólo para los parques, se sitúa en una horquilla entre los 26 y los 36 millones de visitas anuales (EUROPARC-España, 2008a), lo cual supone una media aproximada de 19.500 visitantes por cada espacio protegido. Evidentemente, la demanda se concentra en determinados enclaves con mayor atractivo o bien con mejores equipamientos, de tal forma que el 90% de las visitas corresponden a 24 parques, mientras que únicamente cinco de estos espacios protegidos reciben casi 12 millones de visitas, más del 50% del total (Parque Nacional del Teide, Parque de Collserola, Parque de Montserrat, Parque Nacional de Picos de Europa, Parque Nacional de Timanfaya). Tan solo los parques nacionales acaparan casi 11 millones de visitas, es decir, entre el 30 y el 40% del total. Si pensamos que en 1984 poco más de 2.400.000 personas visitaron los parques nacionales españoles, nos es difícil entender el gran cambio sufrido en las demandas de ocio de la sociedad en los últimos 25 años. Los espacios naturales protegidos acaparan gran parte de un turismo de naturaleza que es cada vez más exigente con la calidad del entorno. Diferentes causas han motivado este crecimiento de la afluencia. Entre ellas, el aumento del poder adquisitivo y de la movilidad de los ciudadanos, el incremento de la sensibilidad ambiental y del nivel de formación, el aumento del tiempo dedicado al ocio y la necesidad de espacios verdes. De esta forma, la demanda de naturaleza con fines recreativos, educativos y turísticos, ha pasado a ser uno de los aspectos más dinámicos de los cambios de uso producidos en los espacios protegidos, principalmente en aquellos que tienen entre sus objetivos la atención a los visitantes, como son los parques nacionales y los parques naturales. La ordenación de estas actividades se ha convertido en los últimos años en un reto y en una de las principales tareas para los responsables de estas áreas, por lo que el uso público se erige como uno de los pilares fundamentales de los espacios naturales protegidos.

Época	Preocupación	Gestión de ENPs	Objetivo del UP	Gestión del UP
s. XIX – años 50	Naturaleza.	No intervención.	Disfrute contemplativo.	Se facilita el acceso.
Años 50-60	Especies.	Medidas específicas para especies en peligro.	Concepto de uso múltiple. Antecedentes de la EA e IA.	Se facilita el acceso.
Años 70	Hábitats.	Centrada en gestión de hábitats.	Actividades recreativas.	Se fomentan actividades de UP.
Años 80	Ecosistemas, biodiversidad y procesos ecológicos.	Centrada en gestión de hábitats.	Desarrollo de EA e IA en áreas protegidas.	Auge equipamientos y UP como instrumento de gestión de las áreas protegidas.
Años 90	Sociedad y ecosistemas.	Incorporación de objetivos sociales y económicos.	Mejora de equipamientos y función social del UP.	Planificación del UP y redes de áreas protegidas.
s. XXI	Sociedad en el ambiente.	Centrada en el desarrollo regional.	Hacia modelos planificados del UP.	Planificación en cascada y UP a nivel territorial.

Nota: ENPs: Espacios Naturales Protegidos; UP: Uso Público; EA: Educación Ambiental; IA: Interpretación Ambiental

Cuadro 2.9: Evolución de la gestión de los espacios naturales protegidos y el uso público en el Estado español. *Fuente:* adaptado a partir de Muñoz (2008: 4).

2.3.1. Uso Público: definición y alcance del término.

Los espacios naturales protegidos aportan numerosos bienes y servicios a la sociedad, entre los cuales se encuentran el proporcionar un espacio para el ocio, la cultura y la educación. El área de gestión destinada a regular estas actividades en el ámbito de las áreas protegidas es conocida como uso público. La evolución histórica del concepto de espacio protegido ha tenido su reflejo en esta área de trabajo, de forma que los objetivos y herramientas del uso público han debido adaptarse a las demandas cambiantes de la sociedad en relación a estos espacios, y a las propias necesidades de dichas áreas ante los nuevos retos planteados desde la conservación de la biodiversidad (**Cuadro 2.9**). A la concepción inicial de uso público, restringida a las actuaciones de interpretación y educación ambiental, se han unido otras como la comunicación, la participación o las actividades recreativas y turísticas unidas al desarrollo socioeconómico de los entornos de estos espacios. Esto se ha producido en la medida en que el sector turístico ha convertido las actividades deportivas y de conocimiento de la naturaleza en nuevos productos, atendiendo a sus propias necesidades de diversificación y cambio (EUROPARC-España, 2002). En la actualidad, el uso público se ha constituido como una potente herramienta para la gestión de los espacios protegidos, siempre en consonancia con los criterios de conservación de la naturaleza. A continuación, se revisan algunas de las principales definiciones del uso público aportadas en la bibliografía:

“Conjunto de actividades, servicios y equipamientos que, independientemente de quien los gestione, debe proveer la administración del espacio protegido con la finalidad de acercar a los visitantes a sus valores naturales y culturales, de una forma ordenada, segura y que garantice la conservación y la difusión de tales valores a través de la información, la educación y la interpretación del patrimonio”.

**Plan de Acción de EUROPARC-España
EUROPARC-España, 2002**

Esta definición, tal vez la más completa, incide en cinco aspectos fundamentales:

- La finalidad del uso público es *“acercar a los visitantes a los valores naturales y culturales”* de un territorio, lo cual está en consonancia con los objetivos definidos para las áreas protegidas en las legislaciones pioneras en lo relativo a la conservación de la naturaleza. Así, la primera Ley de Parques Nacionales, aprobada el 8 de diciembre de 1916, incluía entre las finalidades de los Parques Nacionales *“respetar y hacer que se respete la belleza natural de sus paisajes, la riqueza de su fauna y de su flora y las particularidades geológicas e hidrológicas que encierran”*. También se establecía en esta Ley la necesidad de *“favorecer su acceso por vías de comunicación adecuadas”*, lo que nos indica que ya a principios del siglo XX, la promoción del uso público era uno de los ejes centrales de las políticas de declaración de espacios naturales.
- El acercamiento de los visitantes debe hacerse de *“una forma ordenada, segura y que garantice la conservación y difusión de tales valores”*. Se han de compatibilizar pues los objetivos de conservación con la difusión de los valores de un espacio, aunque el disfrute de estos últimos quedará siempre supeditado a la garantía de su mantenimiento. A efectos prácticos, y desde el punto de vista de la planificación, esto supone que el Plan de Uso Público no puede ser contradictorio con el Plan de Conservación, formando parte ambos del Plan de Uso y Gestión del Espacio (o Plan de Manejo, como se suele denominar en Latinoamérica).
- Los tres ámbitos de actuación prioritarios del uso público para la difusión de los valores naturales y culturales de un espacio natural son *“la información, la educación y la interpretación ambiental”*. El turismo comercial y las actividades recreativas centradas en el ocio de los participantes se alejarían inicialmente de este concepto, aunque un buen diseño permite conjugar ambos objetivos, disfrute y sensibilización.
- El uso público incluye diferentes *“actividades, servicios y equipamientos”* que han de ser definidos, planificados y regulados en base a los objetivos determinados en los programas de información, educación e interpretación.

- Independientemente de quien lo gestione, el uso público debe ser provisto “*por la administración del espacio protegido*”. Es decir, que será una administración pública la responsable última de la gestión del uso público en los espacios naturales protegidos, aunque se admite la posibilidad de que esta tarea sea transferida o encargada a otras instituciones, entidades u organizaciones, siempre y cuando exista un control de las mismas por parte del ente público.

“Conjunto de prácticas y actividades que se derivan del uso y disfrute por parte de las personas que acuden a los espacios protegidos, individual o colectivamente, de forma espontánea u organizada, con el fin principal de disfrutar de sus valores naturales, ambientales, estéticos, paisajísticos o culturales”.

**Organismo Autónomo de Parques Nacionales
Ministerio de Medio Ambiente**

Esta segunda definición, mucho menos detallada, se centra en lo relativo al uso del espacio protegido por parte de los visitantes, los cuales, al margen de su perfil e intenciones iniciales, acuden a estas áreas en busca de ciertos atractivos. Dichos valores pueden ser muy variados e incluir por lo tanto las demandas tanto del público más especializado (montañeros, naturalistas-conservacionistas) como de los visitantes más generalistas (paseantes, campistas, turistas culturales, deportistas). Un tema que aparece de forma velada en el texto propuesto por el OAPN es la relación del uso público con el turismo, el cual se ha diversificado en la actualidad en diferentes tipos de turismo que suelen relacionarse estrechamente con los espacios protegidos: turismo rural, turismo de naturaleza o ecoturismo, turismo activo o de aventura, turismo sostenible. No obstante, no todos estos tipos de turismo son siempre respetuosos con el entorno, ya que ciertamente se pueden visitar áreas naturales buscando disfrutar de sus valores naturales sin que medien pautas de respeto ambiental o incluso generando serios impactos en el medio. Esto ha de quedar claro para evitar conflictos entre el sector turístico y el área de gestión del uso público de los espacios naturales. Un instrumento que ayuda enormemente a promover el desarrollo del turismo en los espacios protegidos en clave de sostenibilidad es la Carta Europea del Turismo Sostenible en Espacios Naturales Protegidos. Esta iniciativa de la Federación EUROPARC propone un método para alcanzar un compromiso voluntario entre gestores de espacios naturales protegidos y empresas del sector turístico. El objetivo de dicho acuerdo es definir de manera conjunta las oportunas estrategias para aplicar los principios del turismo sostenible. Se pretende así maximizar la calidad de las actividades y servicios turísticos, al tiempo que se protege el entorno. Por lo demás, la definición del OAPN deja de lado demasiados aspectos de gran trascendencia para el uso público, por lo que no resulta la más adecuada para transmitir el alcance de esta disciplina.

“Conjunto de actividades que tienen relación con la atención a los visitantes, reales o potenciales, de un espacio natural, protegido o no. Estas funciones son, generalmente, las de divulgación, información-orientación, oferta de servicios y equipamientos, recreo, interpretación, didáctica, educativa, etc.”.

FIDA, Fundación para la investigación y el Desarrollo Ambiental

Esta tercera definición abre el ámbito de trabajo del uso público a los espacios naturales no protegidos. Esto puede ser visto como un error, ya que estas áreas carecen de una declaración legal de protección y su titularidad es privada, por lo que la decisión de permitir un uso público de las mismas depende de la voluntad e interés de los propietarios, al margen de que existan unos compromisos generales de conservación del patrimonio natural por los que han de velar las administraciones públicas como responsables últimas y garantes de la conservación de la naturaleza (Pascual, 2007). Por lo tanto, los objetivos de un posible uso por parte de los visitantes de dichos espacios no tienen por qué ser consecuentes con la principal finalidad asignada al uso público, “*acercar a los visitantes a los valores naturales y culturales de un territorio*”, y no debería ser considerado dentro de este ámbito.

“Conjunto de actividades, servicios e instalaciones en espacios naturales, con el fin de acercar a visitantes y habitantes a sus valores tanto naturales como culturales, de una forma ordenada que garantice la conservación de dichos recursos a través de mensajes educativos, utilizando la interpretación del patrimonio como estrategia de comunicación y asimismo garantice y promueva el desarrollo sostenible del espacio”.

Gruber & Benayas, 2002

El valor añadido de esta definición, muy similar en algunos aspectos a la de EUROPARC-España, es la consideración de la población local en el ámbito del uso público, algo realmente importante en la concepción actual de los espacios naturales protegidos. Se incide a su vez en el papel económico de estas áreas al aludir al desarrollo sostenible. Este aspecto resulta clave en muchos casos para garantizar el éxito de unos espacios que actúan como reclamo turístico y como modelos de desarrollo para otras áreas próximas, contribuyendo a estimular la economía de las poblaciones locales al crear nuevas oportunidades socioeconómicas que redundan en una mejora de la calidad de su vida. El segundo aspecto diferencial es la elección de la interpretación del patrimonio como estrategia de comunicación más eficaz a la hora de acercar al visitante y/o al habitante del entorno a los valores del espacio.

En resumen, los objetivos del uso público son promover la información, la interpretación y la educación ambiental de los visitantes, incluida la población local; minimizar el impacto ambiental de las actuaciones y actividades de uso público sobre el medio natural; garantizar la seguridad de los visitantes; promover el desarrollo socioeconómico del territorio y, por último, facilitar la participación en el espacio protegido. Fuera de esta definición suelen dejarse las actividades que poseen un carácter explotador o extractivo de los recursos, así como los usos ganaderos, agrarios, mineros, cinegéticos, piscícolas o forestales, y las actividades de gestión destinadas a la conservación. Sin embargo, con todas ellas se relaciona el uso público y, en el caso de las destinadas a la conservación, a ellas se debe supeditar. La importancia relativa del uso público dentro del esquema de gestión de un espacio protegido depende en gran medida de la categoría en la que éste se encuadre. Algunas figuras de protección, principalmente parques, monumentos y paisajes protegidos, incluyen referencias explícitas a la gestión del uso público en sus objetivos de gestión, leyes de declaración o instrumentos de planificación (EUROPARC-España, 2005a). Otras categorías, como es el caso de las reservas, se alejan de estos fines y no suelen incluir entre sus objetivos de gestión facilitar o promover actividades educativas, de comunicación, interpretación, sensibilización, cultura, turismo o recreo. En cualquier caso, y sea cual sea la figura de protección asignada a un área protegida, el modelo de uso público ha de ser definido a través de un instrumento de planificación que permita la correcta gestión de los flujos de visitantes.

2.3.2. Planificación del Uso Público.

El uso público es un tipo de explotación del territorio con un potencial teórico de impacto *per cápita* reducido, siempre y cuando se regule adecuadamente teniendo en cuenta las características de los espacios utilizados y el cumplimiento de sus fines conservacionistas (Pascual, 2007). No obstante, un exceso de los volúmenes de visitantes, no considerar las demandas reales de la población local y de los turistas, una inadecuada selección de las actividades permitidas, o la falta de control de los comportamientos poco respetuosos hacia el medio, pueden tener graves consecuencias para los ecosistemas. El ordenamiento del uso público exige pues de una planificación específica que permita asegurar el cumplimiento de los objetivos establecidos por los gestores, los cuales siempre han de supeditarse a la conservación. Entendemos por Planificación un *“proceso organizado y secuenciado dirigido a la identificación y ejecución de actuaciones mediante mecanismos de adopción racional de decisiones”* (Pascual, 2007). Su aplicación permite optimizar el uso de los recursos, hace posible la evaluación de la eficacia de la gestión y evita tanto la dispersión de las actuaciones como el desaprovechamiento de las posibles sinergias (EUROPARC-España, 2008b).

La organización de la planificación de los espacios naturales protegidos en nuestro país suele realizarse siguiendo un modelo jerárquico, también denominado *en cascada*, en el que cada nivel está supeditado a las directrices establecidas en el nivel superior (**Figura 2.4**). Como podemos observar, el uso público suele concretarse en el nivel más bajo de la planificación, es

decir, a través de los programas o planes sectoriales de un área protegida específica. El documento marco que incluye tanto el diagnóstico de los aspectos fundamentales que han de ser tenidos en cuenta a la hora de decidir el modelo de uso público a aplicar, como las actuaciones a desarrollar y las directrices que rigen los programas a desarrollar es el denominado Plan de Uso Público o Plan de Ordenación del Uso Público (EUROPARC-España 2005a). Este texto debe definir claramente las fórmulas de gestión más convenientes para las actividades y los equipamientos de uso público en función de las características del área protegida. De esta forma, se evitará una excesiva vulnerabilidad ante posibles cambios institucionales, técnicos o políticos, asegurando así una trayectoria más continua y eficiente. Es importante favorecer en este proceso la participación pública con objeto de consensuar dicho modelo con todos los agentes sociales implicados. Este documento ha de estar igualmente supeditado a los Planes de Gestión del espacio (Plan Rector de Uso y Gestión –PRUG– y otros documentos afines⁷) y ha de estar en consonancia con los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y los planes o programas sectoriales que se relacionan con el uso público. Entre estos últimos, pueden citarse los Planes de Conservación de la Naturaleza, las Estrategias de Conservación y Uso Sostenible de la diversidad biológica, los Planes de Restauración y Recuperación de especies amenazadas, las Estrategias y Planes Forestales y de Prevención de Incendios, las Estrategias de Protección de Humedales, la Planificación Territorial, el Planeamiento Urbanístico, las A21 Locales y regionales, los Planes de Infraestructuras y Transporte, la Planificación Energética y de Redes de Transporte de la Energía, los Planes de Protección Civil, los Planes de Ordenación de Recursos Cinegéticos y Piscícolas-marinos, la Planificación Turística (estaciones de esquí, campos de golf, puertos deportivos,...), los Planes y Programas de Explotación Agraria, los Planes de Control de la Contaminación (RSU, montes de recarga de acuíferos), los Planes Hidrológicos o los Planes de Mantenimiento del Patrimonio Histórico-Artístico. Como puede observarse, la tarea de contextualización de la planificación del uso público puede resultar compleja.

El proceso de planificación ha de completarse con una última fase de capital importancia que ha centrado el interés de los gestores en los últimos años, ya que permite estimar la eficacia de su trabajo a través del grado en el que se han alcanzado determinados objetivos establecidos de antemano (Hockings *et al.*, 2000). Nos referimos a la evaluación, la cual se realiza a través de los denominados programas de seguimiento. Son una herramienta básica ya que suministran información cuantitativa, objetiva y verificable para la toma de decisiones. Se componen de un conjunto de indicadores que informan sobre las tendencias de variación de ciertos aspectos del sistema que resultan de especial interés. Dichos indicadores sirven tanto para resumir extensos datos en una cantidad limitada de información clave significativa, como para gestionar y evaluar los progresos realizados respecto a los objetivos establecidos. Puede decirse pues que estas herramientas responden a tres funciones principales: simplificación, cuantificación y comunicación (Askasibar, 2003). Los indicadores permiten conocer la capacidad de acogida de visitantes de un espacio protegido, establecer la efectividad de los diversos programas de uso público o valorar las repercusiones de las actividades de uso público, tanto en lo relativo a su impacto ambiental, como a las consecuencias socioeconómicas para las poblaciones locales.

⁷ Aunque España fue pionera en la declaración de zonas protegidas, la introducción de elementos de planificación no llega hasta 1977 (reglamento que desarrolla la Ley 15/1975 de espacios naturales protegidos). El instrumento propuesto para la planificación básica de los espacios naturales protegidos es el PRUG (Plan Rector de Uso y Gestión), mientras que el PORN (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales) se encargaría de integrar la planificación de los recursos naturales en un marco territorial amplio. En la actualidad, las Comunidades Autónomas han creado diferentes tipos de planes de gestión en virtud de su competencia en materia de protección de la naturaleza (proceso asimilable al de las figuras de protección), lo cual ha generado un panorama complejo que debe tender a la simplicidad para optimizar su eficacia (existen Planes de Conservación, Plan Director, Plan Parcial, Programa Anual de Gestión, Plan Especial de Protección del Medio Natural, Planes de Protección, Normas de Conservación, Plan Especial de Protección Paisajística, Normas de Protección y Normas de Actuación, entre otros). Para ello, EUROPARC-España propone la diferenciación de las áreas protegidas en dos tipos basándose en el tipo de gestión que precisan: (1) espacios de gestión activa, los cuales incluyen zonas que precisan de una cierta planificación y gestión debido a su complejidad (Parques y Reservas) y (2) espacios de gestión pasiva, en los que no es preciso gestionar, sino crear la normativa que garantice la conservación de los valores naturales (Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos, Árboles Singulares, Lugares y Sitios de Interés Científico).

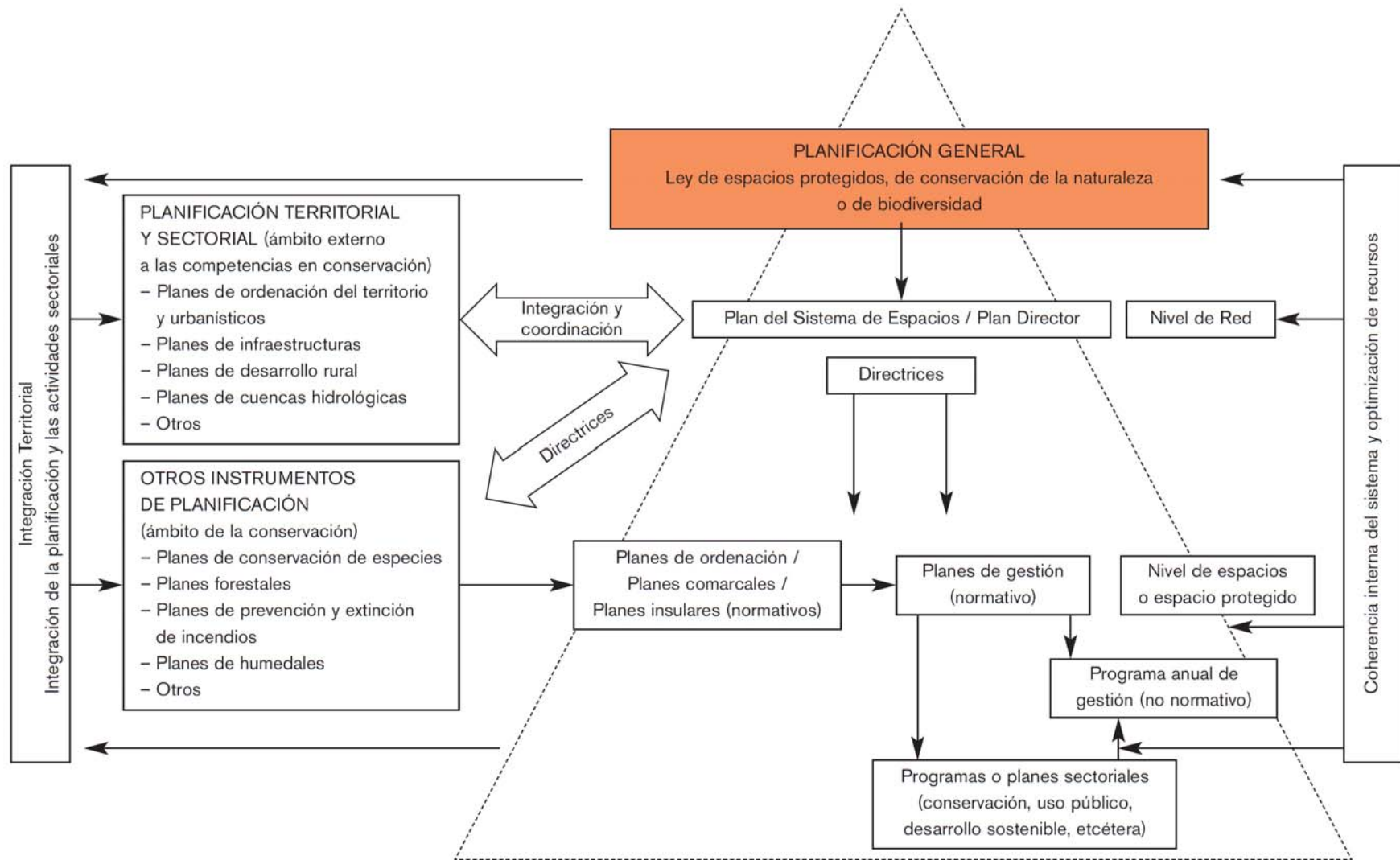


Figura 2.4: El modelo teórico de la planificación en cascada aplicado a los espacios naturales protegidos. Fuente: EUROPARC-España (2008b: 40).

La mayoría de los planes de evaluación y seguimiento del uso público existentes en la actualidad centran sus esfuerzos en la estimación del número de visitantes o vehículos que acceden a los espacios naturales (EUROPARC-España, 2006). Este conocimiento posee un gran interés para los gestores, los cuales suelen manejar como principal indicador de éxito las cifras de visitantes que acuden al área protegida. El desarrollo de las tecnologías en los últimos años ha permitido automatizar esta labor de control de los accesos, sobre todo gracias a los sensores remotos (células fotoeléctricas, sensores de presión, etc.). Como consecuencia del uso generalizado de estos sistemas, las estimaciones de las cifras de usuarios, que tradicionalmente se basaban en recuentos manuales, han mejorando sustancialmente. Los resultados suelen complementarse con encuestas o entrevistas periódicas relacionadas con los hábitos, preferencias y valoraciones que expresan los visitantes del espacio. En ocasiones, los resultados incorporan la distribución de los visitantes en el espacio y en el tiempo (áreas y épocas de mayor afluencia) así como estimaciones sobre la capacidad de acogida recreativa. El segundo gran tema al que se dedica el seguimiento es la valoración del impacto que los visitantes generan sobre el medio. Esta Tesis está dedicada específicamente a esta cuestión, la cual será discutida en profundidad a lo largo de los capítulos centrales de esta investigación.

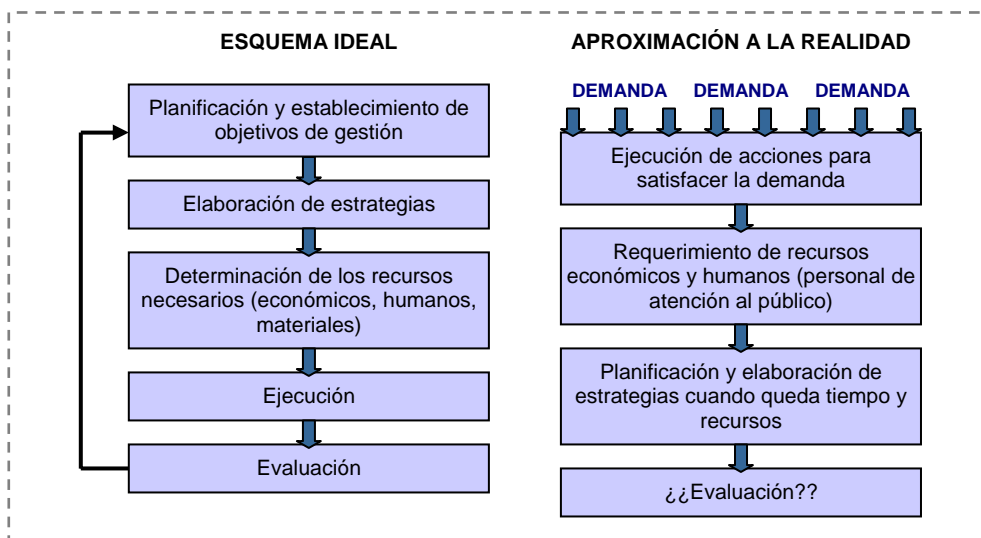


Figura 2.5. Planificación y gestión en los espacios naturales protegidos. Esquema ideal versus real. Fuente: Newsome *et al.* (2002: 147) para el esquema ideal y Muñoz (2008: 199) para la aproximación a la realidad.

2.4. Relación entre investigación y seguimiento

A lo largo de este capítulo hemos revisado los objetivos de la Ecología Recreativa y de la gestión del Uso Público, comprobando que existen numerosos puntos en común entre ambas. No obstante, estas dos líneas de trabajo no siempre tienen los mismos intereses en lo relativo al seguimiento y evaluación de los impactos recreativos (Hadwen *et al.*, 2008). La primera ha aportado el necesario marco teórico, sustentado en conceptos como la Capacidad de Carga (Buckley, 1999; Cole *et al.*, 2005) o el Límite Aceptable de Cambio (Cole & McCool, 1998). Estas contribuciones han permitido avanzar en la comprensión de la resistencia y la resiliencia de los sistemas estudiados (Cole, 1995b). Sin embargo, para los gestores de las áreas protegidas que deben buscar un equilibrio entre el uso público y los objetivos de conservación, estos conceptos han demostrado tener una limitada capacidad operativa en su trabajo cotidiano (Cole, 2002, 2004b, 2006; Leung & Marion, 2000). El progresivo incremento de la complejidad en los métodos utilizados por los ecólogos recreativos tampoco ha resultado de ayuda (Hadwen & Bunn, 2004, 2005), ya que cada vez es más frecuente la necesidad de contar con expertos y apoyo técnico más allá de las posibilidades reales de los gestores de las

áreas protegidas (Buckley, 2003). Esto hace que exista una diferencia significativa en conocimientos, experiencia y apoyos necesarios entre el análisis científico de los impactos llevado a cabo por los ecólogos recreativos y la aplicación de un programa de vigilancia basado en esos resultados (Buckley, 2002; Cole, 2002, 2004c, 2006). La investigación ecológica fundamental y aplicada en las áreas protegidas es necesaria para apoyar las estrategias de gestión para las especies, los hábitats y los visitantes. Pero la realidad es que precisa en muchas ocasiones de unos medios de los cuales en numerosas ocasiones los gestores carecen (Cole, 2006).

El objetivo fundamental de los programas de seguimiento es detectar el cambio, si es posible antes de que se produzcan alteraciones irreversibles o de larga duración en las condiciones del ecosistema (Boulton, 1999; Monz & Leung, 2006). El cumplimiento de este objetivo requiere la medición de indicadores sensibles a las escalas temporales y espaciales más adecuadas (Leung & Marion, 2000; Hadwen *et al.*, 2003; Monz & Leung, 2006). Sin embargo, al contrario que en el caso de la Ecología Recreativa, un programa de control no necesariamente tiene que demostrar una relación causal entre una determinada perturbación y el indicador que lo mide. Por este motivo, el enfoque que ha de ser adoptado para desarrollar un programa de vigilancia debe ser diferente a la que se requiere para diseñar un proyecto de investigación en el ámbito de la Ecología Recreativa. Mientras la investigación fundamental ha de demostrar causalidad entre una actividad y un impacto, el seguimiento puede suponer u obviar esta relación y centrarse en informar sobre los cambios en los indicadores. Podría decirse que aunque los programas de vigilancia deber ser apoyados por la ciencia, no han de constituir ciencia en sí mismos (Cole, 2006). Eliminar la necesidad de demostrar causalidad reduce ostensiblemente el coste y los conocimientos necesarios para el establecimiento y mantenimiento de un programa de vigilancia. Habida cuenta de la dificultad asociada a la obtención de financiación y apoyo técnico para el desarrollo de programas de seguimiento en las áreas protegidas (Buckley, 1996, 1998; Cole, 2006; Monz & Leung, 2006), esta distinción entre los objetivos y necesidades de la investigación sobre los impactos recreativos y el seguimiento sistemático de los mismos resulta fundamental. Como el seguimiento puede utilizar protocolos simplificados y estandarizados que no requieren una amplia formación en técnicas de muestreo ecológicas y análisis estadísticos (Monz & Leung, 2006), debería ser más sencillo establecer y mantener programas de vigilancia. No obstante, el seguimiento también puede beneficiarse de colaboraciones puntuales o periódicas con equipos de investigación externos. Aunque el seguimiento debe estar integrado en las actividades cotidianas de la plantilla del área protegida, lo que asegura su vinculación a las necesidades de la gestión, también es posible desarrollar proyectos conjuntos que lo enriquezcan. Estas colaboraciones permiten proporcionar un respaldo científico a las tareas de monitoreo del espacio protegido, al tiempo que abren la posibilidad de desarrollar programas de seguimiento combinados de mayor complejidad gracias a la participación de expertos. En este sentido, la adopción de convenios de colaboración con centros de investigación, o incluso la ubicación de centros de investigación en el propio espacio protegido, pueden ser herramientas útiles para asegurar la mayor eficacia de los planes de seguimiento (EUROPARC-España, 2005a).

Estos vínculos entre investigación y vigilancia en lo relativo a la valoración de los impactos recreativos han sido puestos de relieve por Hadwen *et al.* (2008). Estos autores proponen un organigrama que articula un proceso que los gestores de las áreas protegidas pueden seguir para poner en práctica estrategias con objeto de evaluar los impactos de los visitantes en sus áreas protegidas. Hay cuatro pasos clave en el proceso: (1) identificar y caracterizar las actividades de los visitantes a través de un diagnóstico previo, (2) investigar el impacto de los visitantes; (3) realizar un seguimiento de las alteraciones provocadas por los visitantes, y (4) evaluar los resultados del seguimiento (**Figura 2.6**). Los ecólogos recreativos pueden contribuir en diferentes fases del proceso, tanto desarrollando experimentos destinados a probar hipótesis relacionadas con la respuesta del ecosistema ante una actividad recreativa o un cierto nivel de estrés, como en la identificación de indicadores y umbrales de alerta temprana. También han de asistir a los gestores en aquellas situaciones en las que el seguimiento genera resultados que éstos no son capaces de interpretar o cuando se requieren evaluaciones independientes respecto a las administraciones competentes por cuestiones políticas o por tratarse de lugares emblemáticos. Una vez establecida la causalidad o el indicador más adecuado junto a los umbrales de alerta, el seguimiento puede de nuevo ser llevado a cabo una vez más sin necesidad de acudir a costosos o complejos experimentos. Otra fase en la que

la investigación resulta útil da comienzo cuando el umbral de alerta del indicador es superado. Los programas de seguimiento deben estar vinculados a planes de actuación para que, llegado este momento, se activen las oportunas medidas de gestión que permitan mejorar las respuestas de los indicadores en futuros seguimientos debido a una mejoría en las condiciones del recurso analizado. Por ello es necesario que la evaluación de las acciones de gestión vuelva a conectarse con los niveles de investigación y seguimiento en el diagrama, ya que se ha de conocer el éxito de la medida para mantenerla, rediseñarla o ponerle fin si fuera preciso. A través de este modelo, los ecólogos recreativos y los gestores de las áreas protegidas pueden definir espacios para involucrarse en proyectos de colaboración a través de los cuales mejorar conjuntamente tanto el conocimiento existente como la eficacia de la gestión, algo que resulta imprescindible debido a la elevada presión de uso que soportan muchas áreas protegidas. En definitiva, las relaciones entre cada uno de los pasos del proceso deben ser bien entendidas para que la conservación de los recursos y el uso público puedan coexistir en estas áreas protegidas.

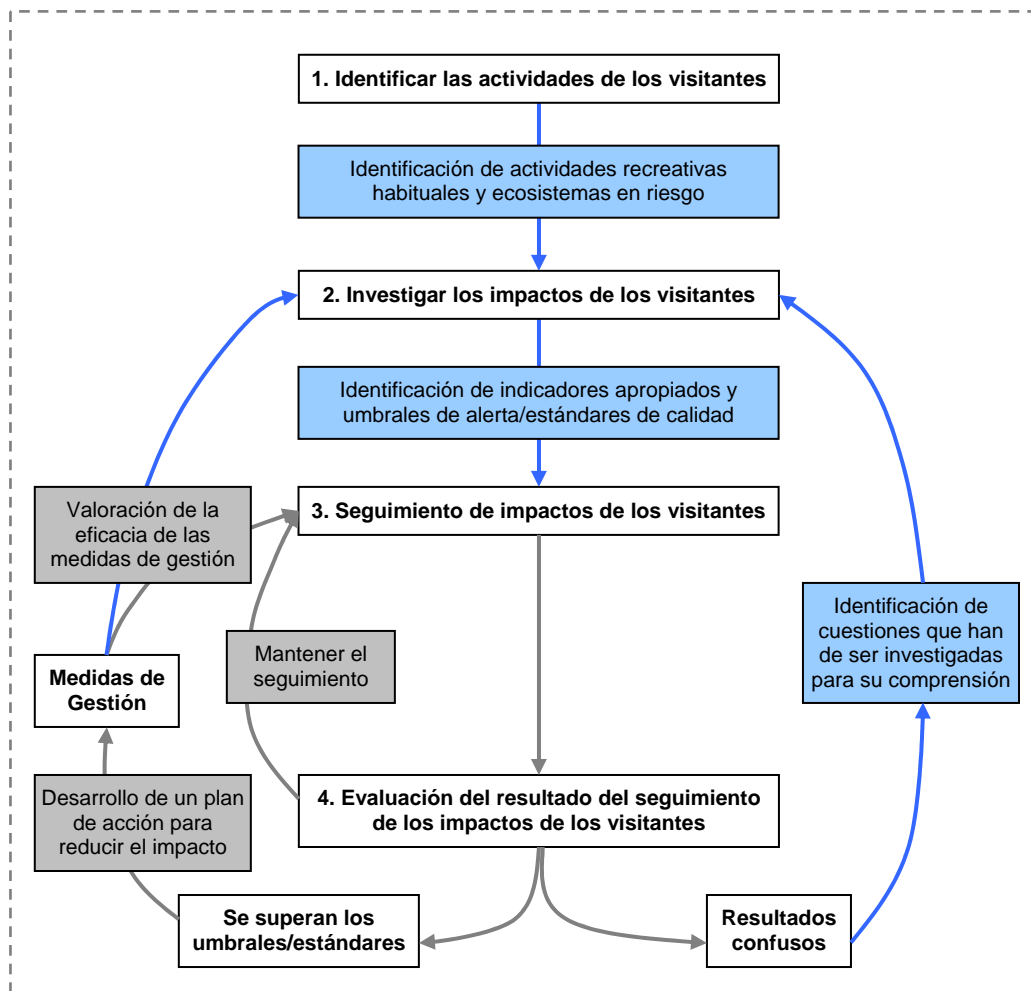


Figura 2.6: Diagrama de flujo conceptual para la valoración de los impactos recreativos en áreas protegidas. En la figura se ponen de relieve los vínculos existentes entre los componentes del proceso que deben ser llevados a cabo por investigadores y científicos (flechas y cuadros azules) y las actividades que han de ser asumidas por el personal del área protegida (flechas y cuadros grises). *Fuente:* Hadwen *et al.* (2008: 89).

Una herramienta fundamental para la valoración de las alteraciones que generan los visitantes en los espacios naturales protegidos son los indicadores de impacto. La Ecología Recreativa contribuye a su elaboración a través de la experimentación fundamental y aplicada, la cual permite identificar tanto las variables más adecuadas para el monitoreo de ciertos impactos generados directa o indirectamente por las actividades recreativas, como los umbrales a partir de los cuales la degradación supera la resistencia o resiliencia de un determinado ecosistema. Por su parte, los programas de seguimiento ponen en práctica las propuestas de los investigadores una vez han demostrado su eficacia y han sido simplificados y estandarizados para facilitar su aplicación e interpretación. En esta fase se produce un segundo cribado de los indicadores en función del interés a corto-medio-largo plazo de la información proporcionada por estos instrumentos, así como de las dificultades técnicas identificadas en su aplicación sistemática. De esta forma, gracias a la combinación de las contribuciones de los investigadores y los gestores, los indicadores pueden mejorar de forma continua. En el siguiente capítulo se revisarán los principales impactos recreativos generados por los visitantes en las redes de senderos. Esta labor es necesaria como paso previo a la identificación de los indicadores existentes en la actualidad para su seguimiento y control, los cuales serán presentados en el Capítulo 4.

Capítulo 3

IMPACTOS RECREATIVOS EN SENDEROS DESTINADOS AL USO PÚBLICO

El uso de los senderos de los espacios naturales protegidos conlleva la aparición de cambios en el medio que pueden afectar negativamente tanto a la conservación de los recursos naturales del territorio como a la propia experiencia recreativa de los usuarios. En este capítulo se revisan los principales impactos a los que se ven sometidos los senderos, analizando en cada caso los procesos biofísicos responsables de las diferentes perturbaciones y sus consecuencias para el mantenimiento de estos equipamientos y para la salud de los ecosistemas aledaños. También se discuten los factores que influyen en mayor medida en la intensidad alcanzada por parte de las alteraciones producidas por las actividades recreativas. Estos factores incluyen la localización y diseño del itinerario, la cantidad de uso existente, los tipos de actividades desarrolladas, el comportamiento mostrado por los visitantes, y las condiciones ambientales predominantes. El último apartado está dedicado a presentar las razones que justifican la necesidad ineludible de gestionar los impactos recreativos que afectan a este tipo de equipamientos.

Imagen: sendero a la Laguna Grande del Parque Natural Cumbres, Circo y Lagunas de Peñalara, España.

3.1. El concepto de impacto recreativo en los senderos

El senderismo es una de las principales actividades desarrolladas por los visitantes de los espacios protegidos. Los senderos y caminos son igualmente utilizados por otros usuarios que practican diferentes aficiones, tales como bicicleta de montaña, esquí de fondo o travesía, paseos a caballo, motocross, carreras de orientación, o campo a través, entre otros. Es inevitable que incluso los usuarios más concienciados generen alteraciones en el medio natural de forma no intencionada. El tránsito por un itinerario incrementa la compactación del sustrato, acelera las tasas de erosión y pérdida de suelo, ensancha en ocasiones el trazado original, aumenta los problemas debidos a drenajes defectuosos, puede generar molestias a la fauna que afecten a su éxito reproductivo o bien a su distribución en el territorio, facilita la introducción de especies exóticas al constituir un corredor de comunicación de fácil acceso, afecta a la apariencia y composición de la vegetación a lo largo del sendero al reducir la biomasa total y favorecer a las especies más resistentes al pisoteo, etc. (Tyser & Worley, 1992; Cole, 1995a). La degradación del propio sendero termina por dificultar el avance y puede generar insatisfacción en los visitantes al convertir su excursión en una experiencia menos agradable de lo esperado. Su seguridad puede verse afectada al aumentar el riesgo de sufrir un accidente debido a la existencia de zonas en pendiente excesivamente embarradas o áreas con abundantes raíces desnudas que pueden hacer tropezar al senderista. Las actividades recreativas desarrolladas en los senderos pueden igualmente tener consecuencias sobre bienes o recursos importantes para la población local. Un mal uso de elementos como vallas o cercados termina por deteriorarlos y el ganado acusa las molestias generadas por la presencia masiva de visitantes. Los senderistas menos respetuosos causan daños en cultivos y propiedades al atravesarlos en sus desplazamientos. Incluso el disfrute de la experiencia recreativa de los propios visitantes se ve en ocasiones mermado debido a las actitudes, comportamientos o actos de otros usuarios (Roggenbuck *et al.*, 1993). Los senderos, particularmente los que están en mal estado, recuerdan a los excursionistas que otros les han precedido. La proliferación incontrolada o excesiva de sendas en localizaciones muy frecuentadas resta naturalidad al entorno, alejándose del ideal de naturaleza prístina que atrajo inicialmente a muchos de los visitantes.

El término impacto ha sido utilizado tradicionalmente para hacer referencia a todas estas situaciones en las que el medio sufre un cierto deterioro. Recordemos que este vocablo es de origen neutral, es decir, puede referirse tanto a un efecto positivo como negativo, lo cual ha llevado en ocasiones a que exista una cierta confusión (Lucas, 1979). Para evitar este problema, en el ámbito de la Ecología Recreativa se ha obviado esta cuestión, utilizando el término para hacer referencia a un cambio no deseado en las condiciones ambientales. En lo relativo a esta Tesis, se seguirá este mismo criterio, utilizando la palabra impacto para denotar cualquier cambio indeseable en el medio que podría afectar negativamente bien a los recursos naturales del espacio protegido, bien a la propia experiencia recreativa del visitante. El interés de identificar y valorar los impactos recreativos reside en que son un reflejo del éxito alcanzado en combinar dos de los objetivos prioritarios para los gestores de áreas naturales: por un lado, la protección eficaz de los recursos y, por otro, la provisión de una oferta recreativa atractiva (Leung & Marion, 2000). El uso público es una actividad legítima en los espacios protegidos, lo que hace que la cuestión fundamental para los gestores consista en determinar a partir de qué momento el nivel de deterioro es inaceptable en base a los objetivos del área y la legislación sectorial. La importancia de esta tarea se refleja en las inversiones realizadas por las administraciones en construir, mantener y rehabilitar senderos, además de implementar programas de gestión de visitantes. Mientras una parte de estos costes se destina a generar oportunidades recreativas, otra se invierte directamente en evitar o minimizar los impactos recreativos. Los senderos facilitan el conocimiento del entorno al actuar como vías de penetración, pero también permiten concentrar el impacto a lo largo de su trazado, el cual ha de estar diseñado para minimizar los efectos negativos derivados de la presencia de los visitantes. Hasta el momento, se han realizado numerosos estudios en detalle respecto a diferentes impactos que se localizan en el propio itinerario, pero existe un menor conocimiento respecto a otros problemas que se desarrollan en escalas espaciales mayores y que pueden afectar a la integridad de los propios ecosistemas. Sería el caso de situaciones como la fragmentación del hábitat por molestias a ciertas especies de fauna o la introducción de especies exóticas que entren en fuerte competencia con las poblaciones locales y terminen por desplazar o sustituir a éstas. Afortunadamente, las investigaciones desarrolladas hasta el momento señalan que la mayoría de los problemas aparecen en determinadas zonas de los

espacios protegidos en las que se concentra el uso público. No obstante, incluso estas alteraciones muy localizadas pueden ser problemáticas si afectan a especies raras o amenazadas, a hábitats singulares que ocupen espacios residuales o bien a elementos o procesos claves para la funcionalidad del ecosistema. Es importante señalar que no todos los impactos que se pueden apreciar en los senderos son ocasionados por los visitantes y usuarios de estos equipamientos. En la mayoría de los espacios naturales aún se conservan actividades ganaderas, agrícolas o forestales que pueden desencadenar problemas de pisoteo o aparición de senderos secundarios mucho más importantes y graves que los ocasionados por la propia actividad de ocio. La diferenciación de ambos impactos es en ocasiones imposible, pues pueden tener un efecto de sinergia o solapamiento importante (Benayas, 2000).

Forma de impacto	Efectos ecológicos	Efectos sociales
Erosión del suelo	Pérdida de suelo y nutrientes. Aumento de la turbidez y/o sedimentación del agua. Alteración flujos hídricos superficiales.	Incremento de la dificultad del recorrido. Degradación estética. Problemas de seguridad. Incremento en costes de mantenimiento.
Raíces expuestas	Daños en el sistema radicular. Reducción del vigor de la vegetación. Intolerancia a la sequía.	Degradación estética, seguridad.
Trazados alternativos	Pérdida de vegetación. Suelo expuesto.	Degradación visual.
Suelo húmedo	Tendencia al encharcamiento. Aumento del agua superficial. Compactación del suelo.	Incremento de la dificultad del recorrido. Degradación estética. Problemas de seguridad.
Agua en movimiento	Aceleración de las tasas de erosión.	Incremento de la dificultad del recorrido. Degradación visual. Problemas de seguridad.
Ensanchamiento del sendero	Pérdida de vegetación. Exposición del suelo.	Degradación visual. Problemas de seguridad.
Nuevos senderos no oficiales	Pérdida de vegetación. Fragmentación del hábitat (fauna).	Evidencia de la presencia humana. Degradación visual. Molestias a otros usuarios. Problemas de seguridad.

Cuadro 3.1: Impactos ambientales y sociales derivados de la degradación de los senderos. *Fuente:* adaptado de Liddle (1997), Hammitt & Cole (1998), Leung & Marion (2000), Newsome *et al.* (2002), Marion & Olive (2006).

A lo largo de este capítulo se examinarán los diferentes problemas ambientales que las actividades recreativas originan en los senderos. La información se ha estructurado en cinco epígrafes, cuatro de los cuales están dedicados a los impactos que se generan sobre diferentes componentes del medio: suelo, agua, vegetación y fauna. Como puede observarse, uno de los principales compartimentos ambientales, la atmósfera, no se ha tenido en cuenta. Esto se debe a que las alteraciones debidas a las actividades recreativas desarrolladas en los senderos generan cambios insignificantes a nivel atmosférico, salvo en el caso de los incendios forestales debidos a imprudencias de los usuarios, los cuales no han sido incorporados en esta Tesis debido a que la complejidad de sus consecuencias hace que su estudio supere los objetivos de la presente investigación. El quinto epígrafe está dedicado a los problemas generados en los senderos a nivel social. Es evidente que la alteración de la calidad del medio conlleva un deterioro del mismo que afecta a la calidad de la experiencia recreativa de los visitantes (**Figura 3.1**). A esto se suman una serie de impactos sociales específicos que serán revisados pormenorizadamente. Tras la revisión de los impactos generados en los senderos por el uso público, se analizarán las principales variables que pueden condicionar la intensidad de las alteraciones producidas. Estos factores son la localización y diseño del itinerario, la cantidad de uso existente, el tipo de actividad y el comportamiento de los visitantes y, por último, las condiciones ambientales predominantes. El capítulo se cierra con una breve reflexión sobre la necesidad ineludible de gestionar estos equipamientos.

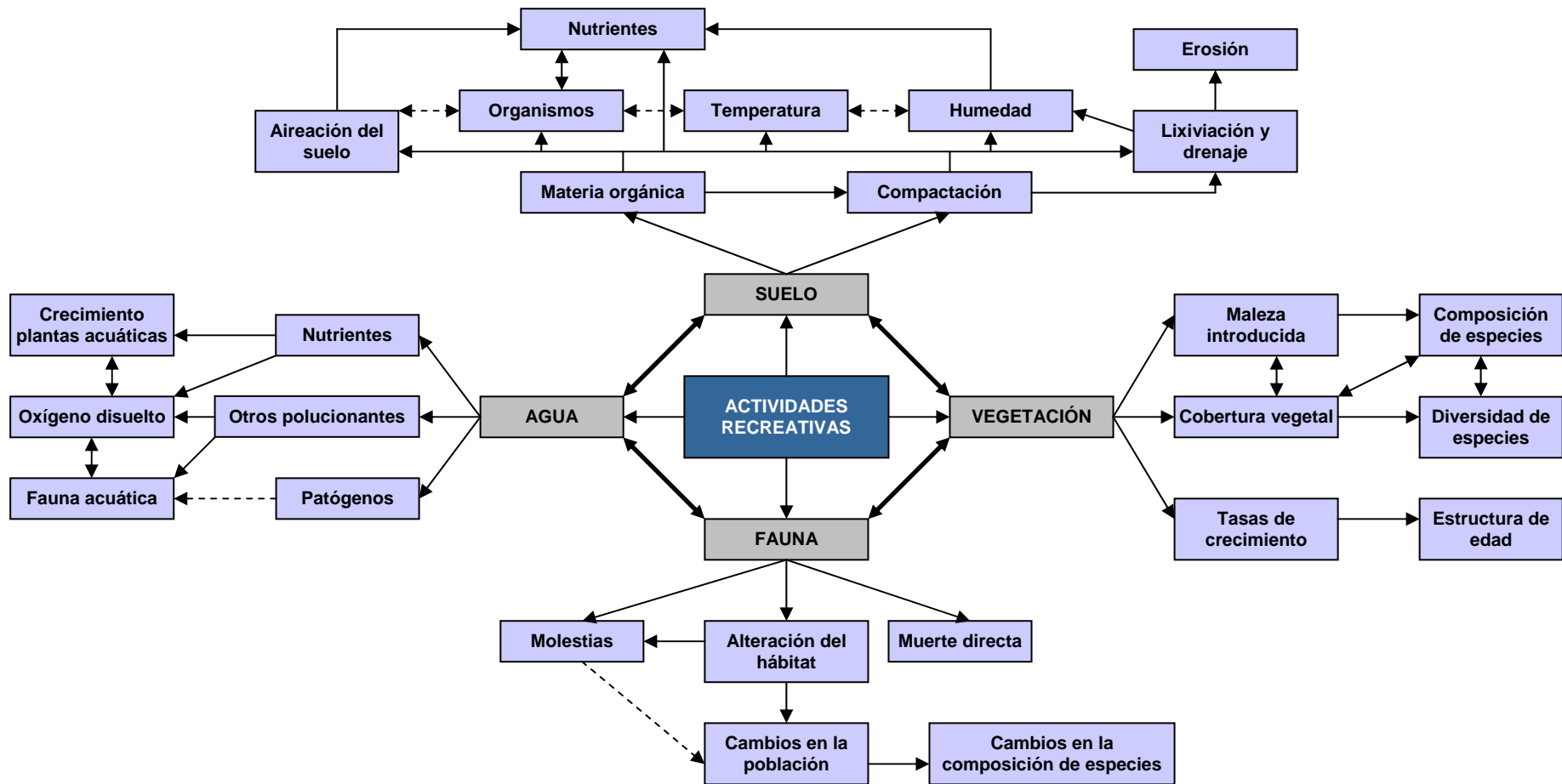


Figura 3.1: Principales componentes del medio que pueden verse afectados por las actividades recreativas. Las flechas continuas representan impactos directos, mientras que las flechas discontinuas hacen referencia a posibles impactos. *Fuente:* adaptado de Hammitt & Cole (1998: 6).

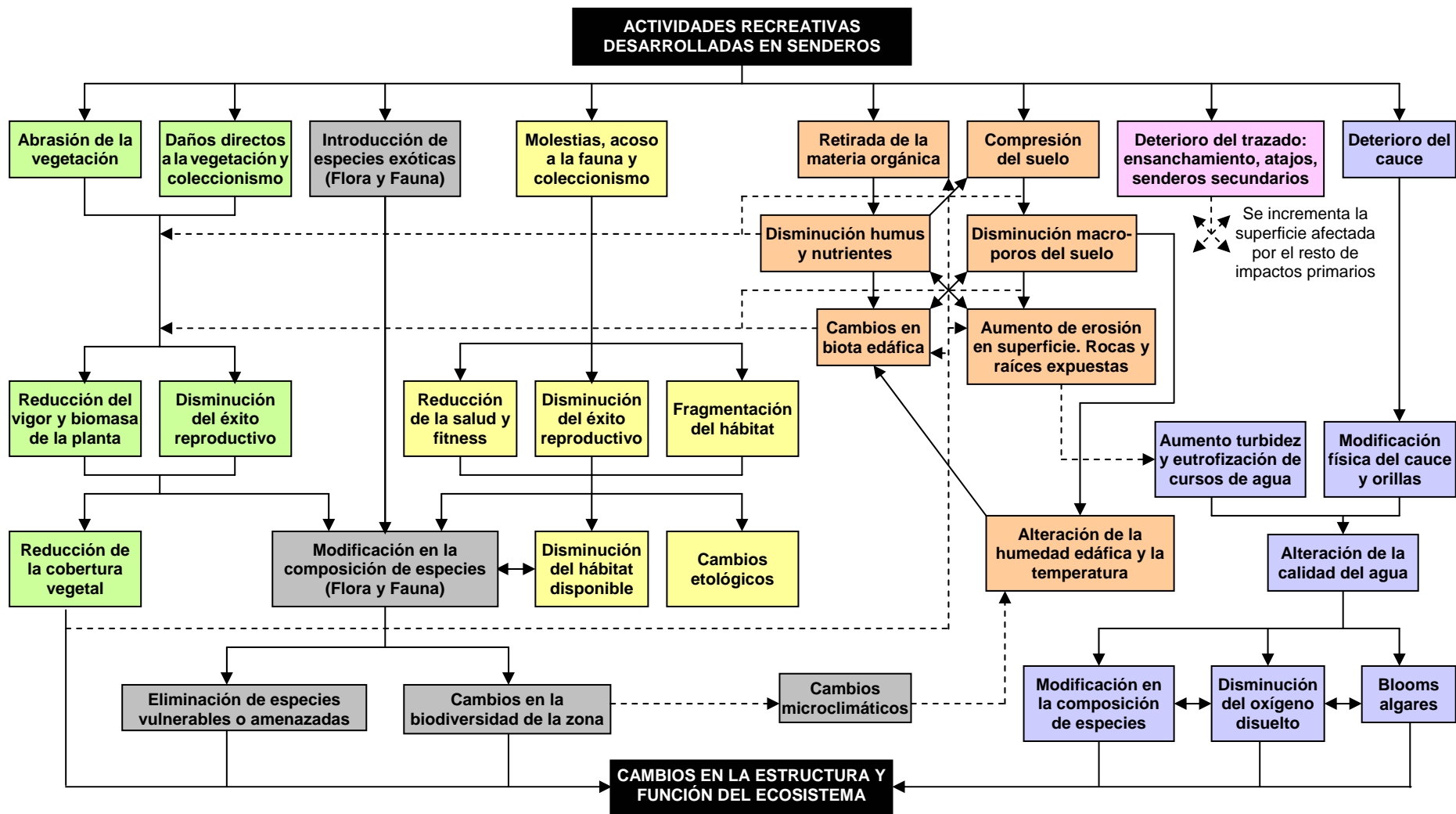


Figura 3.2: Modelo conceptual sobre los impactos biofísicos primarios y secundarios derivados del uso recreativo de los senderos. La intensidad de los impactos primarios determinaría la posibilidad de que se llegara a producir un cambio significativo a nivel del ecosistema.

3.2. Principales impactos de la actividad recreativa en senderos

3.2.1. Impactos sobre la geología y el medio edáfico.

Los impactos que afectan al suelo y sus componentes son de vital importancia al considerarse en muchas ocasiones este recurso como no renovable debido a que para su recuperación han de manejarse escalas de tiempo geológicas. Por esta razón, una vez se ha producido un daño significativo, éste puede tardar mucho tiempo en recuperarse.

- a) **Erosión y compactación.** Incluimos en esta categoría diferentes impactos generados en su mayor parte por la acción mecánica ejercida por el tránsito de los visitantes por el sendero. Los efectos más habituales de los fenómenos que contribuyen a la erosión son los siguientes:
- **La pérdida del suelo orgánico y mineral.** Cuando los procesos erosivos alcanzan una cierta intensidad pueden desaparecer diferentes horizontes edáficos, llegando en ocasiones a dejar al descubierto la roca madre. Si el suelo es removido por la erosión fuera del trazado terminará depositándose bien en ciertas áreas de acumulación en las que afectará negativamente a la vegetación presente, o bien en las masas y cursos de agua cercanos, en los que puede permanecer en suspensión o sedimentar, afectando a la calidad del agua (Liddle, 1997; Jewell & Hammitt, 2000).
 - **Descalce de raíces.** Al margen de la mayor vulnerabilidad frente a la sequía, ciertos patógenos y la acción de la gravedad, suponen un riesgo para la seguridad de los usuarios del sendero.
 - **Incremento de la escorrentía superficial.** Este fenómeno puede llegar a ser grave cuando se produce un encauzamiento y canalización por el propio sendero. Si no se toman medidas para solucionar esta situación, pueden llegar a aparecer cárcavas e incluso desaparecer ciertos tramos del itinerario en las localizaciones más vulnerables.
 - **Deterioro del sustrato en puntos singulares.** En ciertas zonas son habituales los cambios en la coloración del suelo y la aparición de una huella marcada en el terreno. Esto sucede por ejemplo en las coladas volcánicas, las dunas fósiles y las zonas de lapilli, un tipo de tefra volcánica. Señalar al respecto que el personal del Parque Nacional de Timanfaya ha observado que una huella marcada en el lapilli puede tardar hasta dos años en desaparecer (Benayas *et al.*, 2006).

Por su parte, un incremento de la compactación del suelo conlleva:

- **La disminución de la macroporosidad.** Esto reduce la capacidad de aireación e infiltración del suelo, favoreciéndose el encharcamiento y la escorrentía superficial, los cuales incrementan a su vez el riesgo de erosión y la degradación del sendero.
- **La alteración de la fauna edáfica.** Si se producen cambios en la composición específica como consecuencia de estas alteraciones, la funcionalidad puede terminar viéndose afectada. Zabinski y Gannon (1997) demostraron que las comunidades microbianas presentes en los primeros centímetros del suelo en zonas recreativas altamente impactadas utilizaban menos fuentes de carbono que las comunidades microbianas presentes en zonas no alteradas. Lucas-Borja *et al.* (2011) observaron que la respiración microbiana y ciertos procesos relacionados con los ciclos de los principales nutrientes edáficos, como la actividad deshidrogenasa y la β -glucosidasa, se ven modificadas por el pisoteo de los senderistas, obteniéndose valores más reducidos en aquellas zonas sometidas a una mayor presión recreativa. En un estudio desarrollado en diferentes senderos de parques periurbanos finlandeses, Malmivaara-Lämsä *et al.* (2008) identificaron cambios en la comunidad microbiana en las zonas próximas a los trazados. Estas alteraciones se correlacionaron con cambios en

el pH. Los senderos presentaron además entre un 25 y un 30% más de biomasa microbiana con una zona de transición de aproximadamente 1 m desde el borde exterior del equipamiento. Estas alteraciones debidas al pisoteo se extendían hasta 1,5 m más allá de los propios senderos. Estos estudios nos muestran que la funcionalidad y la resiliencia de los suelos se ven afectadas por la presencia de los visitantes.

A la degradación directa producida por el pisoteo de los senderistas se sumaría en una segunda etapa la actuación de diferentes procesos meteorológicos como el viento, las heladas, los fenómenos de solifluxión o, sobre todo, las lluvias torrenciales y el encauzamiento de la escorrentía superficial por las propias sendas. Todas estas fuerzas naturales externas pueden multiplicar los daños producidos por los senderistas, los cuales suelen ser inicialmente de poca importancia (Benayas, 2000).



Figura 3.3: Sendero no oficial sobre colada de lava del tipo Aa o escoriácea procedente de un volcán de fisura (Colinas de Námafjall, Islandia). La senda ha sido clausurada para evitar que el impacto se incremente.

b) Deterioro del trazado. Nos referimos en este caso a dos situaciones concretas que modifican el recorrido original del sendero:

- **El ensanchamiento del trazado.** Suele producirse por un exceso de uso combinado con ciertos condicionantes ambientales, entre los que destaca el tipo de suelo y la cantidad de precipitación. Cuando el suelo se encharca, los usuarios tratan de evitar las zonas más embarradas dispersándose lateralmente, lo cual genera la aparición de diferentes trazados paralelos que aumentan la anchura del sendero original.
- **La aparición de atajos y nuevos senderos a partir del original.** Este impacto aparece cuando el itinerario no está correctamente acotado. Los nuevos trazados pueden servir para acceder a zonas próximas a la ruta, iniciar recorridos campo a través, atajar, adelantar a otros usuarios, evitar las esperas al cruzarse con otros senderistas en pasos estrechos o bien para evitar zonas concretas en los que existen determinados problemas que dificultan el avance

(encharcamiento, exceso de pendiente, pasos peligrosos, etc.). Estos senderos secundarios no deseados suelen ser el resultado de un exceso de visitantes y una falta de mantenimiento adecuado de la ruta, por lo que se ha de desarrollar un sistema de limitación del uso combinado con la instalación de infraestructuras que clausuren los nuevos trazados. Este fenómeno favorece el incremento de la extensión espacial de los impactos sobre los senderos. Estas zonas que anteriormente no habían sido impactadas y que son afectadas por estos cambios en el trazado son más rápidamente degradadas al presentar una mayor sensibilidad al pisoteo (Marion & Leung, 2001; Cole, 2004b).



Figura 3.4: Red de senderos secundarios creados para desplazarse por las diferentes calas del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila (Murcia, España). La gran cantidad de atajos y conexiones hace muy difícil la obtención de la distancia total de senderos secundarios existente, la cual fue obtenida finalmente a través del procesamiento de una foto aérea.

- c) **Eutrofización.** La adición de nutrientes a través de los restos de la basura orgánica aportada por los visitantes, el estiércol de los caballos en el caso de rutas ecuestres, el ganado que aprovecha los senderos recreativos, o incluso los restos fecales de los propios senderistas, puede afectar a entornos especialmente sensibles que se caracterizan por la baja disponibilidad de nutrientes, como es el caso de algunas turberas oligotróficas dominadas por musgos del género *Sphagnum*.
- d) **Recolección de minerales, fósiles y elementos geológicos.** Este tipo de impacto aparece en áreas muy específicas de los espacios protegidos en las que se concentran los elementos que atraen a los coleccionistas. Por ejemplo, en los Parques Nacionales de Timanfaya y del Teide ha sido necesario instalar carteles que recuerdan al visitante la prohibición de llevarse como recuerdo de su paso por estas áreas protegidas piedras volcánicas. Otro caso lo encontramos en el Parque Nacional de Cabañeros, donde se han producido expolios de fósiles en el sector del Boquerón del río Estena, un sendero que puede realizarse en la compañía de un guía profesional o bien de forma autónoma.

3.2.2. Impactos sobre el medio acuático.

Los impactos causados por los senderistas en el agua van a ser de escasa importancia y en la mayoría de las ocasiones van a tener un carácter indirecto derivados principalmente del cruce o vadeo de cauces fluviales, de la práctica de actividades como el baño, o del abandono de basuras.

- a) **Modificación de la morfología, estructura y características biológicas del cauce.** El vadeo de los cauces por los visitantes, sus vehículos y monturas favorece la

compactación del lecho, afectando negativamente tanto a la comunidad de macroinvertebrados como a la fauna intersticial y que habita en el medio hiporreico. La comunidad de macrófitos de las orillas se verá igualmente afectada. El perfil de las orillas también puede ser alterado por un excesivo pisoteo, incrementando los aportes de materiales desde los ecosistemas terrestres al medio acuático.

- b) Contaminación de las aguas.** La presencia de los visitantes y los impactos derivados de sus actividades afectan en ocasiones a las características físico-químicas del agua. Como se indicó anteriormente, los materiales procedentes de la erosión de los senderos pueden contribuir a incrementar la turbidez y la materia orgánica en suspensión. También contribuyen a este proceso las contaminaciones por aportes de restos fecales y materia orgánica procedente de los desperdicios de los turistas. Este aporte extra de nutrientes puede desencadenar bajo ciertas condiciones problemas de eutrofización, blooms algares, hipoxia e incluso anoxia. También es habitual que se dé un incremento de los coliformes y otros patógenos, lo cual contribuye igualmente a reducir la calidad de las aguas.

3.2.3. Impactos sobre la vegetación.

En general, los impactos físicos sobre el sustrato son más evidentes para los visitantes que los cambios en la vegetación, aunque eso no significa que sean más importantes a nivel ecológico. Los mayores cambios florísticos suelen producirse en las proximidades del sendero, normalmente a menos de un metro del borde de éste (Dale & Weaver, 1974). Los indicadores de vegetación son en su mayoría interactivos, es decir, el cambio en uno repercute en el resto. Por ejemplo, una reducción del peso debido al pisoteo puede afectar al crecimiento, cobertura y reproducción a través de la reducción del área foliar y subsecuentemente de las reservas de carbohidratos (Cole, 2004b). Por otro lado, los impactos sobre otros compartimentos ambientales pueden afectar de manera indirecta a la vegetación. Es el caso de la disminución de la macroporosidad, la cual determina el agua disponible y la capacidad de crecimiento de las raíces (Price, 1985; Hammitt & Cole, 1998; Alessa & Earnhart, 1999). Estos impactos indirectos pueden ser auto-sostenidos, es decir, que continúan produciéndose aunque el uso de un sendero se haya detenido (Buckley, 2003). La erosión del suelo puede ser incrementada por los senderistas y otros usuarios de una ruta, pero los procesos naturales continuarán produciéndola aunque cerremos el sendero al tránsito, lo cual reducirá el suelo orgánico disponible para la colonización de renuevos. Indicar por último que muchos de los impactos que se mencionan aquí se producen sobre especies amenazadas o raras debido a que, evidentemente, éstas son más frecuentes en las áreas protegidas. Esto hace que la importancia de estas alteraciones se incremente. Mientras que algunos de estos daños son aparentes de manera inmediata, otros tardan días, semanas, meses o incluso años en aparecer (Bayfield, 1979; Cole & Bayfield, 1993; Liddle, 1997; Whinam & Chilcott, 1999). Los impactos más habituales son:

- a) Alteración de las comunidades florísticas.** Cambios debidos a la presencia de los visitantes incluyen la alteración de la composición de las comunidades florísticas, así como la disminución de la riqueza y diversidad de especies presentes (Whinam & Comfort, 1996; Liddle, 1997; Newsome *et al.*, 2002; Cole, 2004b; Turton, 2005; Lucas-Borja *et al.*, 2011). Estas modificaciones pueden darse de forma directa o como consecuencia indirecta del uso público. Por ejemplo, la acumulación de restos orgánicos y/o fecales en ciertas zonas puede favorecer a las especies nitrófilas, las cuales pueden desplazar por competencia a otros organismos (Bowman & Steltzer, 1998), o bien crear un enriquecimiento en nutrientes del suelo que favorezca a ciertas familias o géneros (Bridle & Kirkpatrick, 2003). El pisoteo disminuye la capacidad de germinación de ciertas especies (Talbot *et al.*, 2003; Growcock, 2005). Los visitantes pueden actuar como vectores de dispersión de ciertas enfermedades, como es el caso del hongo *Phytophthora Cinnamomi*, el cual favorece que las raíces se pudran (Kelly *et al.*, 2003; Turton, 2005). También pueden incrementar los efectos de ciertas enfermedades al generar estrés de ejemplares infectados (Buckley *et al.*, 2004).
- b) Disminución de la cobertura y la biomasa vegetal.** El retroceso en la cobertura vegetal puede deberse a daños directos por el pisoteo, a los efectos metabólicos

derivados de la pérdida de área foliar o a la disminución de la capacidad de germinación y regeneración, especialmente de los estratos arbóreo y arbustivo. Varios autores (Cole, 1995a, 2004; Liddle, 1997) señalan que la curva que relaciona la pérdida de cobertura vegetal con la presencia de los visitantes es normalmente sigmoidea. Los umbrales representan saltos entre diferentes tipos de impactos. Por debajo del primer umbral hay cambios fisiológicos de las plantas pero no pérdida de cobertura. Entre el primer y el segundo umbral hay pérdida de cobertura debido a la muerte de individuos aislados pertenecientes a las especies más sensibles. Por encima del último umbral hay una eliminación total de la cobertura vegetal y se comienza a producir como principal impacto pérdida de suelo y de hojarasca (**Figura 3.5**), hasta que se alcanza la denudación total al quedar expuesta la roca madre.

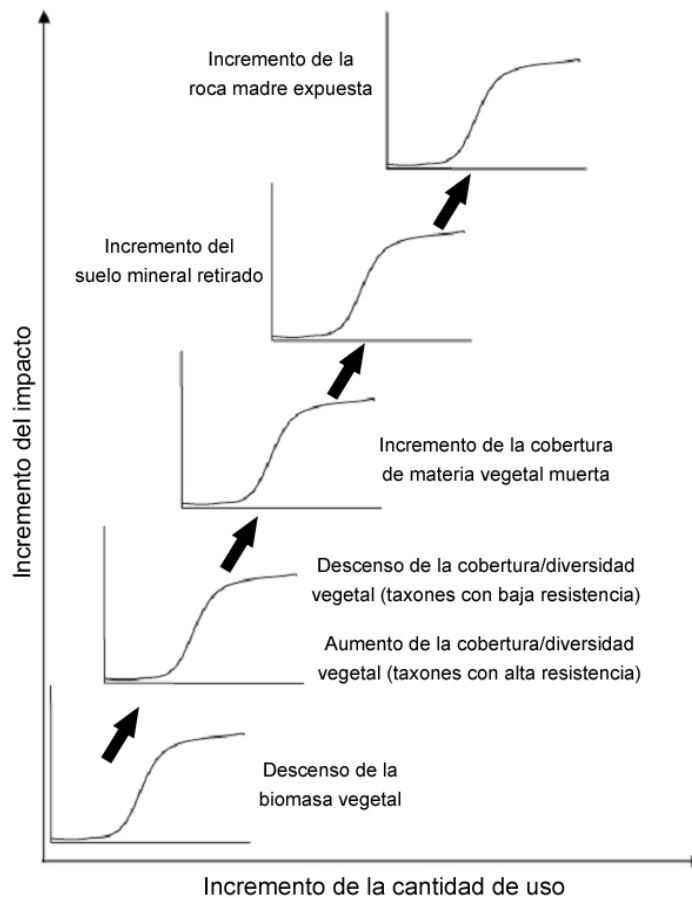


Figura 3.5: El pisoteo de la vegetación produce una sucesión de efectos interrelacionados. Diferentes autores proponen que la relación entre la cantidad de uso y el incremento del impacto en cada caso suele estar determinado por la función logística (ver texto). *Fuente:* Growcock (2005: 25).

Cole (1995) propuso utilizar el número de pasadas necesarias para eliminar el 50% de la cobertura vegetal para poder comparar los resultados de sitios y momentos distintos, algo similar al concepto de DL_{50} o dosis letal mediana, que es aquella dosis que elimina a la mitad de una población en un ensayo de toxicidad aguda. No obstante, se ha demostrado que este parámetro no es eficaz para todos los ecosistemas. Talora *et al.* (2006) señalan que, en el caso de la vegetación de dunas costeras, parámetros como la cobertura de la vegetación o la biomasa no son adecuados para evaluar los efectos del pisoteo. Este ecosistema posee una potente dinámica debido a que está sometido a numerosas alteraciones naturales, incluyendo la influencia de las mareas altas, las cuales retiran parte del sustrato y de la propia vegetación. Esto hace que las coberturas

se modifiquen de un año para otro aunque las zonas estén aisladas de la influencia humana. Growcock (2005) desagregó este parámetro genérico, la pérdida de cobertura vegetal, en una serie de procesos ecológicos sucesivos en el que es posible identificar el mecanismo responsable de cada uno, aunque su estudio está parcialmente sesgado por el tipo de comunidades vegetales que estudió. El seguimiento de la cobertura también puede inducir a errores si la propia acción de pisoteo incrementa los valores para este parámetro para ciertas especies, tal y como observaron Andrés-Abellán *et al.* (2006). Al tiempo que la cobertura se modifica, puede cambiar la frecuencia de ocurrencia de especies individuales. Con niveles de uso bajos, la frecuencia de ciertas especies puede aumentar debido a la disminución de la competencia con otras especies menos resistentes al pisoteo y las nuevas condiciones ambientales (Cole, 2004b). Estos procesos modifican la riqueza de especies, favoreciendo a las especies con estrategias pioneras (Whinam & Chilcott, 1999). El peso de la vegetación es un indicador muy importante para detectar el impacto recreativo, ya que es una variable que baja rápidamente según se incrementa la intensidad de uso (Cole & Monz, 2002). Su importancia radica en que afecta directamente al crecimiento de las plantas debido a que es una medida indirecta del área fotosintética disponible. Esto es particularmente importante durante los períodos de crecimiento vegetativo (Bliss, 1971), ya que en esos momentos el uso de las reservas de carbohidratos va a ser mayor que las ganancias obtenidas por fotosíntesis y cualquier alteración de la planta en ese momento puede suponer que no sea capaz de desarrollar correctamente sus estructuras reproductivas (Bliss, 1971; Price, 1985). Por lo tanto, reducciones sencillas en el peso pueden tener consecuencias severas a largo plazo.

- c) **Introducción y diseminación de flora alóctona.** Cada vez son más numerosos los estudios que analizan la relación entre la introducción de ciertas especies y los desplazamientos de los visitantes por las áreas protegidas (Tyser & Worley, 1992; Potito & Beatty, 2005; Pickering & Hill, 2007a, b; Mallen-Cooper & Pickering, 2008). Hay más de 1.000 especies de herbáceas exóticas en Australia, las cuales son consideradas una grave amenaza para la conservación de la biodiversidad debido a que la flora australiana parece ser particularmente sensible a los procesos invasivos (Williams & West, 2000). En un estudio realizado en el Parque Nacional de los Alpes Australianos, el 78% de las especies vegetales exóticas presentes fueron encontradas precisamente en la red de senderos (Johnston & Pickering, 2001). La introducción de estas especies puede ser deliberada o accidental. Los vehículos y la maquinaria utilizados para la construcción de un sendero suelen contener semillas, al igual que los materiales de relleno e incluso la ropa de los propios trabajadores. Pero también pueden producirse introducciones al utilizar ciertas especies ornamentales en trabajos de rehabilitación o en la consolidación de taludes. Los propágulos pueden encontrarse en la ropa, las botas o el material de los senderistas, jinetes o ciclistas, destacando como factor de riesgo la existencia de velcro como sistema de cierre (Whinam *et al.*, 2005). Las plantas exóticas constituyen una amenaza para la vegetación natural debido a que compiten con las especies nativas por la luz, el espacio y los nutrientes, modificando la estructura trófica y el funcionamiento natural del ecosistema (Blossey, 1999; Prieur-Richard & Lavorel, 2000; Williams & West, 2000). La prevención resulta fundamental en este caso, ya que la erradicación suele ser muy costosa salvo que se realice en etapas muy tempranas de la colonización. Afortunadamente, el paso de la categoría de exótica a especie invasora es menos frecuente en ambientes bien conservados. Esto hace que resulte fundamental en las áreas protegidas desarrollar proyectos de rehabilitación lo antes posible en aquellas zonas en las que la vegetación haya sufrido daños (Johnston & Pickering, 2001; Pauchard & Alaback, 2004; Pickering & Hill, 2007b). Ciertas familias poseen características fisiológicas y estrategias reproductivas que los convierten en exóticas recurrentes. Es el caso de las Poaceae, Rosaceae, Lamiaceae, Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae, Amaranthaceae, Chenopodioideae, Solanaceae, Onagraceae, Oxalidaceae, etc.
- d) **Daños directos en la vegetación adyacente al sendero.** Aunque en muchos lugares es un tipo de impacto que tiende a remitir rápidamente, todavía pueden observarse escarificaciones en la corteza de algunos ejemplares de árboles con mensajes de todo tipo. A este tipo de lesiones superficiales hay que sumar otros daños como ramas

rotas, denudación y descalce de raíces, o ejemplares jóvenes con el tronco quebrado debido a su uso como apoyo en pendientes pronunciadas o por un ensanchamiento del sendero, el cual suele conllevar la eliminación de la vegetación arbustiva y herbácea adyacente. En este apartado incluiríamos también la recolección de ejemplares curiosos o llamativos por sus flores u olor, como sucede en ocasiones con los tajinastes (*Echium* spp.) en el Parque Nacional del Teide o el *Narcissus pseudonarcissus*, el cual es un endemismo pirenaico, en el Parque Nacional de Aigüestortes i Stany de Sant Maurici. Por último, la presencia humana incrementa el riesgo de inicio de incendio, el cual tiene como primer efecto la destrucción de la vegetación.

3.2.4. Impactos sobre la fauna.

Los senderos y los visitantes pueden generar impactos no deseados sobre la fauna tanto a nivel poblacional como en relación al conjunto del ecosistema, con importantes implicaciones para la conservación de la biodiversidad (Knight & Cole, 1991). Aunque existen otras muchas actividades humanas potencialmente más impactantes para la fauna, el riesgo es elevado para aquellas especies cuyas poblaciones prosperan únicamente en áreas protegidas en las que se permite el uso público, sobre todo en ciertas épocas críticas como son la cría, el período de migración o la invernada (Buckley, 2004). Otros factores fundamentales a la hora de valorar la vulnerabilidad de la fauna son el comportamiento de los visitantes, cuándo y dónde se produce la interacción y el contexto de la misma respecto a las respuestas aprendidas por parte de las especies a partir de encuentros previos con el hombre (Knight & Cole, 1995). Por ejemplo, se ha estimado que el turismo genera en ciertas selvas de Madagascar un mayor impacto que la tala de subsistencia realizada por la población local (Stephenson, 1993). A continuación, se revisan los principales impactos generados por la presencia de los itinerarios y sus usuarios sobre la fauna, los cuales pueden contribuir a modificar la comunidad faunística propia de un territorio o al menos la importancia relativa de ciertas especies más sensibles:

- a) **Modificación del hábitat.** La existencia de una red de senderos puede actuar como una barrera para ciertas especies, como sucede en el caso del oso pardo (*Ursus arctos* Linnaeus 1758) en Montana. Esta especie evita las zonas atravesadas por itinerarios peatonales y carreteras incluso si presentan una buena provisión de alimento, lo que hace que el territorio disponible se reduzca (Kasworm & Monley, 1990). La población de las Montañas Rocosas suele mantenerse a más de 250 metros de las vías de comunicación, lo que reduce el territorio disponible en un 8,7% (McLellan & Shackleton, 1988). Los lobos (*Canis lupus* Linnaeus 1758) del Parque Nacional de Alberta, Canadá, también se alejan de los senderos más frecuentados, aunque existen fuertes diferencias entre manadas (Whittington *et al.*, 2005). Este desplazamiento puede ocurrir únicamente en épocas de máximo uso (desplazamiento temporal) o de forma permanente (desplazamiento espacial). También es posible encontrar la situación inversa, es decir, que los itinerarios utilizados por los visitantes generen un efecto llamada. En un área recreativa de Colorado, Miller *et al.* (1998) encontraron que las especies de aves generalistas eran más abundantes en las proximidades de los senderos, mientras que las especialistas eran menos comunes. La comunidad faunística puede verse alterada en una zona por estas diferencias en la sensibilidad a la proximidad de este tipo de infraestructuras de uso público, ya que las especies más tolerantes se ven favorecidas mientras que las más sensibles se reducen.
- b) **Molestias y acoso.** Muchas especies recelan de los ruidos, olores, luces, actividades e incluso de la mera visión del ser humano, máxime si los desplazamientos se producen en vehículos a motor. Nuestra presencia afecta a multitud de especies incrementando el ritmo cardíaco y la temperatura, lo cual implica un mayor gasto energético. Una actividad que contribuye a incrementar el estrés de ciertas poblaciones de fauna es la fotografía, sobre todo cuando las personas que la practican buscan una imagen de una especie amenazada o bien de un momento clave en el ciclo vital del organismo (**Figura 3.6**). Cuando no es posible registrar cambios fisiológicos en los organismos estudiados, una buena alternativa es la valoración de los comportamientos de alerta y/o alarma. Las distancias a las que se producen este tipo de reacciones varían mucho según la especie considerada, así como en función del comportamiento y el medio de transporte del visitante. Sin embargo, dichas distancias se reducen en casi todos los casos si los senderistas van acompañados de perros (Miller *et al.*, 2001; Buckley, 2004). Tras esta

primera fase de alerta, muchos animales optan por la evitación activa y huyen a zonas menos visitadas hasta que los visitantes desaparecen, o bien modifican sus horas de actividad para no coincidir con éstos. Taylor & Knight (2003) desarrollaron una investigación en el Parque Estatal Isla Antílope, situado en Utah, que permitió comprobar que el bison americano (*Bison bison* Linnaeus 1758), el ciervo mulo (*Odocoileus hemionus* Rafinesque 1817) y el berrendo (*Antilocapra americana* Ord 1815) evitaban a los senderistas y ciclistas que transitaban por los itinerarios oficiales, incrementando su distancia de alerta y huida. No observaron diferencias entre tipos de usuarios, pero sí detectaron una relación inversa entre el tamaño corporal y estas respuestas. Cuando los visitantes transitaban por los senderos de esta isla, las tres especies huían en el 70% de los casos si se encontraban a menos de 100 metros del equipamiento. Considerando que los animales no solían transitar a menos de 200 metros de la red de senderos del parque, estos autores estimaron que aproximadamente un 7% de este espacio protegido era potencialmente poco adecuado para la fauna salvaje como consecuencia de la actividad recreativa. En los Alpes Suizos, se ha detectado que el rebeco (*Rupicapra rupicapra* Linnaeus 1758) también evita los caminos frecuentados por senderistas, corredores y personas que practican bicicleta de montaña (Gander & Ingold, 1997). Los renos (*Rangifer tarandus* Linnaeus 1758) de los parques nacionales noruegos Rondane y Dovre-Sunndalsfjella también reducen los cruces de los senderos en la época de verano, coincidiendo con los picos máximos de visitantes y las dos semanas de la temporada de caza permitida (Andersen *et al.*, 2010). El mayor gasto energético y/o la menor ingesta de alimento derivada de estas respuestas contribuyen a reducir el éxito reproductivo de las poblaciones afectadas (Buckley, 2004). Lo mismo sucede si los usuarios de los senderos molestan a ciertas poblaciones en la época de reproducción o cría: la contribución a la siguiente generación puede ser significativamente menor. Por ejemplo, Barja *et al.* (2007) demostraron que las martas europeas (*Martes martes* Linnaeus 1758) del Parque Natural Montes do Invernadeiro, en Galicia, sufrían un mayor nivel de estrés durante las épocas en las que la presión recreativa era máxima, las cuales coincidían en parte con la temporada de cría de esta especie. Este estudio se realizó de forma no invasiva midiendo las concentraciones de glucocorticoides en heces frescas (menos de 12 horas desde su deposición).



Figura 3.6: Grupo de *birdwatchers* y su preciado objeto de deseo: una colonia de frailecillos (*Fratercula arctica*) situada en los acantilados de Vik, Islandia.

c) **Alteraciones del comportamiento.** Las respuestas por parte de la fauna salvaje son variadas, e incluyen:

- **Habitación.** La presencia de los turistas puede llegar a resultar indiferente a ciertas especies que conviven con el uso público sin mayores problemas. Un beneficio indirecto de esta capacidad de permanecer en zonas con alta influencia humana es un descenso en la depredación, tal y como observaron en diferentes especies silvestres de Sumatra Griffiths & Van Schaik (1993). No obstante la habitación también puede resultar potencialmente peligrosa al incrementar la vulnerabilidad de algunas especies frente a los cazadores furtivos (Russel & Enns, 2002). Otro efecto negativo de la habitación es la posible introducción de sesgos en los estudios de seguimiento de fauna silvestre, ya que se incrementan las probabilidades de observar a ciertas especies menos sensibles a la presencia de visitantes y científicos. Este problema puede ser resuelto a través de métodos no invasivos (Kawanishi, 1995), aunque estos sistemas son más caros y complicados que los estudios basados en observaciones a lo largo de recorridos lineales y deben ser adecuadamente diseñados para evitar las pseudo-replicas. Un tercer impacto negativo indirecto de la habitación es el cambio que puede producirse en la composición de la vegetación debido a la alteración de los patrones de distribución de los herbívoros responsables de la dispersión de las semillas (Hidinger, 1996). Es importante destacar que hay especies que no llegan a acostumbrarse a la presencia de, por ejemplo, senderistas y motos de nieve, como es el caso del carnero de las Rocosas (*Ovis canadensis* Shaw 1804) y el ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*) respectivamente (MacArthur *et al.*, 1982; Moen *et al.*, 1982). Conocer las áreas de distribución de estas especies altamente vulnerables resulta de gran importancia a la hora de definir la zonificación recreativa de un área protegida.
- **Alimentación.** Algunos visitantes son propensos a utilizar reclamos alimenticios para atraer a ciertas especies, lo cual provoca que los ejemplares se habitúen a estas fuentes de alimentación sencillas. Los restos de comida de los turistas que no son adecuadamente eliminados, o incluso los alimentos que no son almacenados a salvo de las especies más habilidosas, también pueden actuar como un reclamo para especies oportunistas. Es lo que sucede con el pinzón de La Gomera (*Fringilla coelebs tintillon*), especie que frecuenta las áreas recreativas del Parque Nacional de Garajonay en busca de alimento. Una situación similar pero con un mayor riesgo asociado la encontramos en el Parque Nacional de Denali, Alaska, donde los senderistas deben pasar una prueba de seguridad frente a los osos. Este chequeo incluye una evaluación de la comida que llevan consigo y de los sistemas de cocina que portan, tratándose de un requisito previo a la concesión del correspondiente permiso para adentrarse en el espacio protegido (Buckley, 2003). Un efecto secundario no deseado de este tipo de interacción entre humanos y animales es la aparición de respuestas agresivas por parte de ciertos ejemplares. Comportamientos de este tipo han sido observados en multitud de especies, incluyendo coyotes (*Canis latrans* Say 1823), osos pardos (*Ursus arctos*), osos negros (*Ursus americanus* Pallas 1780), babuinos (*Papio hamadryas* Linnaeus 1758), macacos (*Macaca mulatta* Zimmermann 1780), damanes de El Cabo (*Procapra capensis* Pallas 1766) y zarigüeyas (*Pseudocheirus peregrinus* Boddaert 1785), entre otros (Buckley, 2004).

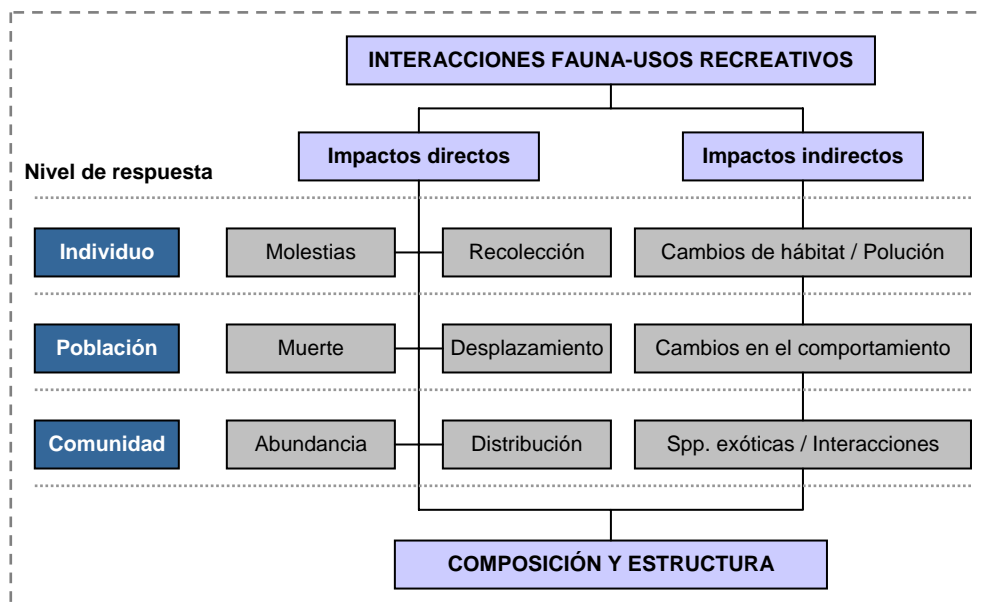


Figura 3.7: Modelo conceptual de los impactos de las actividades recreativas sobre la fauna. *Fuente:* Llimona *et al.* (2008: 64).

- d) **Daños directos e indirectos.** Entre los primeros se incluirían los daños ocasionados a la fauna salvaje por los animales de compañía, los atropellos accidentales, la recolección de especímenes por parte de coleccionistas o visitantes poco concienciados, así como por la introducción de enfermedades por parte de los turistas, como sucede en el caso del gorila oriental de planicie del Congo (*Gorilla beringei graueri*, Matschie 1914) (Butynski & Kalina, 1998). Los daños indirectos son muy variados. Por ejemplo, Hickman (1990), Rich *et al.* (1994) y Miller *et al.* (1998) observaron que diferentes especies que depredan sobre las puestas de aves utilizan los senderos recreativos como corredores de desplazamiento. Esto incrementa las tasas de depredación en las proximidades de estos equipamientos, reduciendo el éxito reproductivo de ciertas aves.
- e) **Riesgo de introducción de fauna alóctona.** Al igual que sucede en el caso de la vegetación, el acceso de los visitantes a un área protegida conlleva un riesgo potencial de introducción de especies que no pertenecen al ecosistema, ya sea por una liberación activa o bien accidental. Un ejemplo poco conocido lo encontramos en la introducción de una especie de ácaro que ataca a la retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*), siendo su origen más plausible las cáscaras de cítricos desechadas por los visitantes (Benayas *et al.*, 2006).

3.2.5. Impactos sobre el medio social y/o sobre la experiencia recreativa de los visitantes.

Los impactos comentados hasta ahora generan un deterioro de los atributos del medio que los visitantes perciben, aunque pueden o no considerarlos como indeseables (Lucas, 1979). Los usuarios de los senderos parecen ser más sensibles a los impactos causados por un comportamiento inapropiado, como son la aparición de basura o el excesivo ruido, y a situaciones que dificultan su visita, como son la falta de aparcamiento o de otros servicios de apoyo. No obstante, el grado de satisfacción obtenido durante la visita no parece disminuir considerablemente debido a los impactos biofísicos (Knudson & Curry, 1981). Éstos tan solo ocupan los primeros puestos entre los aspectos de rechazo identificados por los usuarios cuando incrementan la dificultad del recorrido, como sucede por la existencia de zonas embarradas, o afectan a la seguridad del usuario, por ejemplo por la existencia de numerosas

raíces expuestas en el trazado (Leung & Marion, 2000). Los principales impactos en esta categoría son cuatro:

- a) **Masificación y conflictos entre usuarios.** Es habitual que un exceso de uso del sendero origine en ciertos visitantes una sensación de hacinamiento, sobre todo en los lugares más emblemáticos que concentran durante más tiempo a los usuarios. Diferentes investigaciones muestran que la sensación de masificación no depende únicamente del número de usuarios con los que se encuentra un visitante en su recorrido. Hay otras cuestiones más importantes como son la localización del encuentro, el tipo de grupo con el que se produce y, sobre todo, las expectativas previas del visitante (Manning, 1985; Stankey & Schreyer, 1987). Los encuentros en las proximidades al punto de acceso de un sendero son percibidos como menos aceptables que los que se producen en zonas alejadas, en mitad de la naturaleza. Igualmente, los cruces con grupos excesivamente grandes o con mascotas generan más insatisfacción, mientras que si los grupos tienen similares características, el encuentro se acepta mejor. Por último, no es lo mismo visitar una zona cuyo principal elemento de atracción es la soledad que acudir a un espacio natural famoso por la gran demanda que generan sus itinerarios. Pretender no ver a nadie en la época estival por los senderos de Torres del Paine, Chile, es poco menos que una utopía, mientras que los encuentros durante el invierno en los senderos del Parque Nacional de Abel Tasman, en Nueva Zelanda, son prácticamente inexistentes. Al margen de la percepción de masificación, los encuentros entre usuarios pueden generar otros problemas. Por ejemplo, un grupo ruidoso puede modificar la satisfacción de otros usuarios al disminuir la posibilidad de observar determinadas especies de fauna. El desarrollo de ciertas actividades o comportamientos es otra fuente habitual de conflicto. Es posible que los senderistas consideren inapropiada la presencia de bicicletas de montaña o grupos a caballo en el sendero, sobre todo si la anchura del trazado es escasa.

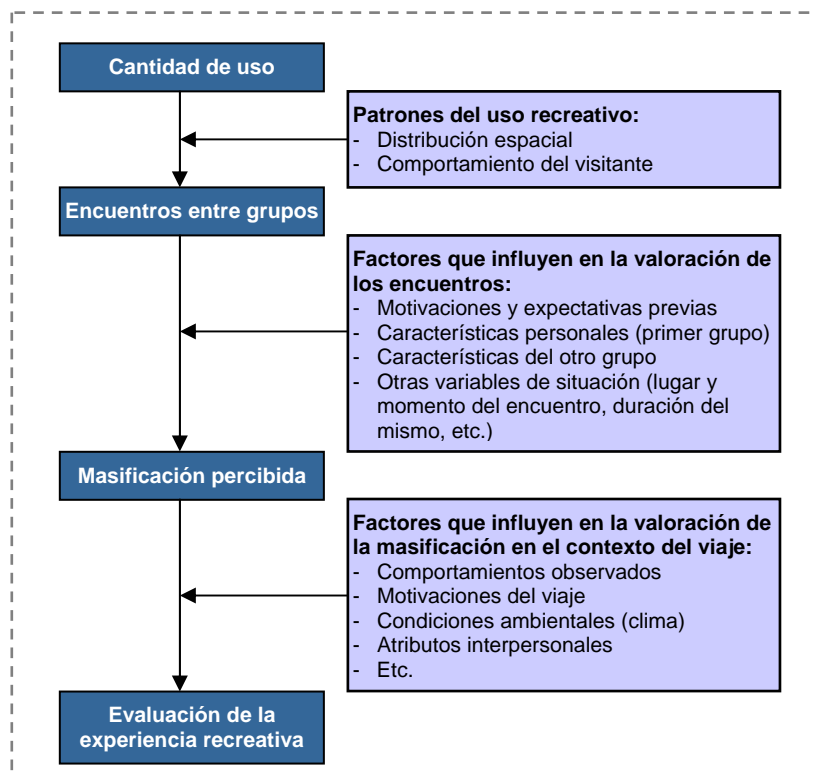


Figura 3.8: Modelo conceptual sobre los efectos de la cantidad de uso en la masificación y la evaluación de los visitantes sobre la experiencia recreativa. *Fuente:* Cole (2004b: 10).

- b) **Basuras y residuos humanos.** La presencia de basuras orgánicas (restos de comidas) o inorgánicas (plásticos, latas, botellas, etc.) afecta directamente a la experiencia recreativa. Sin embargo, se trata de uno de los problemas más sencillos de solucionar. Una estrategia que se ha demostrado muy eficaz en numerosas áreas protegidas es la denominada “*pack-it-in, pack-it-out*”, consistente en que cada usuario se responsabilice de sus desperdicios. En cuanto a los residuos humanos, señalar que tan solo son un problema en aquellos senderos que están sometidos a un nivel de uso elevado y carecen de infraestructura de apoyo para esta cuestión, por lo que la solución es relativamente sencilla.
- c) **Impactos en las actividades, bienes o recursos de la población local.** La presencia y los desplazamientos de los usuarios de un sendero pueden provocar diferentes impactos que afecten a la población local, como son daños a los cultivos debidos a la realización de atajos, molestias a animales domésticos, desperfectos en vallas, cercados y cabañas de pastores, recolección incontrolada de frutas, hongos o bayas, olvidos a la hora de cerrar las puertas de las fincas que se atraviesan, etc. La irrupción masiva en los espacios protegidos de usuarios que proceden en su mayoría de entornos urbanos puede conllevar este tipo de problemas debido a que desconocen los sistemas de funcionamiento y las costumbres del medio rural. En los casos más graves pueden llegar a entorpecer o modificar las actividades cotidianas de la población local, dificultando su subsistencia. Aunque esto último no es habitual en nuestro país, sí que sucede en multitud de áreas protegidas de otros continentes. El turismo demanda ciertas comodidades y consume muchos recursos, por lo que bienes escasos como el agua potable son acaparados por esta lucrativa industria.
- d) **Vandalismo.** Este impacto es cada vez menos habitual en la mayoría de los espacios protegidos, pero todavía continúan observándose daños en la cartelería o en los equipamientos recreativos, inscripciones en las cortezas de los árboles, pintadas en rocas, etc. Afortunadamente, los programas educativos y de sensibilización de los visitantes han dado buenos resultados en multitud de áreas protegidas.

3.3. Factores que afectan a la intensidad de los impactos recreativos en senderos

Los senderos que reciben más visitantes suelen ser los que presentan un mayor deterioro, pero no siempre se cumple esta relación. Esto se debe a que la cantidad de uso parece ser un factor menos importante que otras cuestiones como la localización del sendero, el diseño del trazado, la distribución temporal de los visitantes, o la frecuencia y calidad del mantenimiento (Helgath, 1975; Cole, 1983). Otros autores suman a las variables anteriores la cantidad de uso que asume el itinerario -la cual incluiría intensidad de uso y el tamaño del grupo-, el tipo de actividad y el comportamiento de los usuarios y, por último, las condiciones ambientales propias del entorno en el que se desarrolla la actividad recreativa (Good & Grenier, 1994; Whinam *et al.*, 1994; Whinam & Comfort, 1996; Liddle, 1997; Sun & Walsh, 1998; Goeft & Alder, 2001; Landsberg *et al.*, 2001; Newsome *et al.*, 2002; Smith & Newsome, 2002; Bridle & Kirkpatrick, 2003; Talbot *et al.*, 2003; Turton, 2005; Hill & Pickering, 2009). La identificación de los factores responsables de la aparición de impactos en un itinerario puede ser todavía más compleja en ciertas situaciones debido a que muchos de ellos están interrelacionados y no siempre es sencillo discriminar cuál está actuando con mayor fuerza. Existen otras variables que determinan el impacto final del visitante, pero su contribución relativa es menor salvo raras excepciones, motivo por el cual han sido ignoradas en lo relativo a esta sección. No queremos decir con ello que no sean importantes. El problema es que debido a la enorme heterogeneidad que caracteriza a los sistemas naturales, el pretender hacer una revisión exhaustiva y completa no deja de ser una quimera inalcanzable.

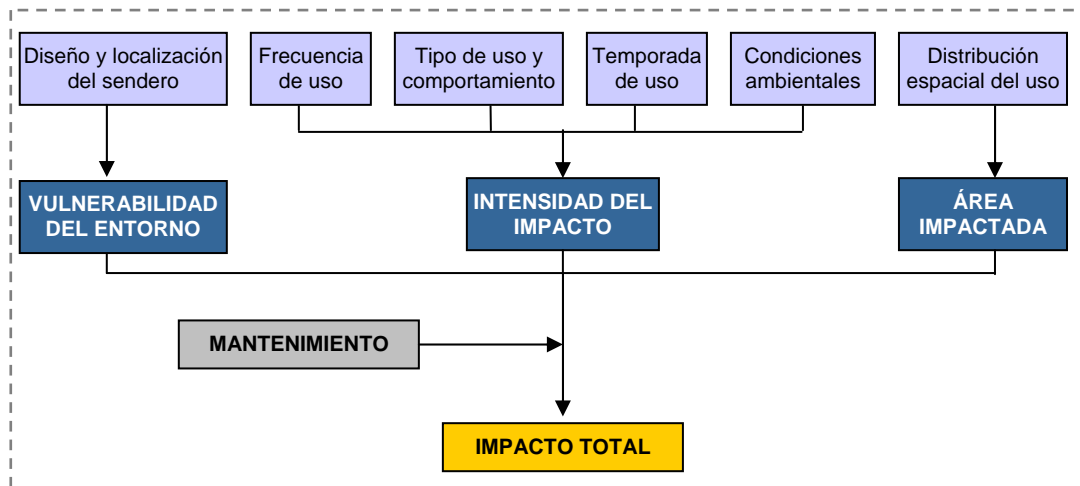


Figura 3.9: Modelo conceptual de los factores primarios que influyen en la magnitud del impacto recreativo. Fuente: adaptado de Cole (2004b: 11).

3.3.1. Localización y diseño del sendero.

Muchos impactos tienen su origen en una pobre planificación y localización más que en un exceso de uso (Leung & Marion, 2000). Esto lo demuestra el hecho de que distintos tramos pueden presentar grandes diferencias en lo relativo al deterioro, con zonas bien conservadas y otras altamente impactadas, cuando la intensidad y los tipos de uso son los mismos en todos los casos. Detrás de estas diferencias pueden estar factores como la pendiente o la presencia de barro. En la actualidad, existen multitud de soluciones técnicas que podrían reducir estos problemas a través de ciertas reconstrucciones y medidas de gestión. No obstante, estas medidas pueden ser caras, eficaces sólo por un período corto de tiempo y generar en el sendero una apariencia de mayor artificialidad como consecuencia de la presencia de infraestructuras, algo que puede alterar la experiencia recreativa de los visitantes. Pequeños cambios en el trazado o relocalizaciones completas son más eficaces a largo plazo, al tiempo que minimizan los impactos y la necesidad de mantenimiento. En lo relativo a la pendiente, se aconseja que no supere el 10% (Hooper, 1988) o el 12% (Hesselbarth & Vachowski, 2000) para evitar los problemas de erosión. En el caso de rutas ecuestres, la pendiente máxima sería del 9% (Vogel, 1982). La pendiente afecta también a otros elementos utilizados para la construcción de los senderos. Por ejemplo, los cantos y grava utilizados para consolidar el sustrato superficial se precipitarán pendiente abajo si ésta supera una inclinación del 8% (Footpath Trust, 1999). Los tramos que superen estos valores de referencia deberían ser relocalizados, sobre todo cuando se ven sometidos a niveles de uso entre moderados y altos. Cuando la topografía hace imposible esta opción, es necesario acometer trabajos de endurecimiento del sendero que incluyan el uso de escalinatas, drenajes y consolidación con grandes rocas para evitar una erosión excesiva.

Un factor relacionado es la orientación del sendero respecto a la pendiente preponderante, el cual suele denominarse ángulo de alineamiento. Su importancia radica en que determina fuertemente la facilidad con la que el agua puede ser eliminada del sendero (Leung & Marion, 1996). Los senderos que afrontan de forma directa una pendiente presentan un bajo ángulo de alineamiento, independientemente de la pendiente del sendero, y va a ser muy difícil o imposible drenar el agua fuera del trazado, sobre todo si ya existen canales e incisiones. Modificar el recorrido de estos tramos es la mejor opción a largo plazo. Alineamientos de 45-90° respecto a la pendiente dominante son los más deseables, ya que permiten en la mayoría de las ocasiones drenar convenientemente el sendero evitando el embarrado y la erosión, además de otras alteraciones como el aumento de la anchura del trazado y los trazados secundarios (Birdchard *et al.*, 2000). Sin embargo, este tipo de diseño es particularmente complejo, sobre todo en pendientes empinadas. El material que debe ser removido en aquellas pendientes que superan el 50% es considerable y el sendero debe ser consolidado con muros de retención y otras obras de importancia. Sin embargo, los beneficios de minimizar o evitar

futuros impactos hacen que esta opción sea altamente recomendable. Este tipo de senderos suele requerir de la exposición de la capa mineral del suelo cuando la pendiente supera el 10%, ya que es mucho más resistente al tráfico y se mantiene más seca que el horizonte orgánico. Si la pendiente se sitúa entre el 10 y el 30%, será necesario un diseño en bancada en el que la mitad del sendero se asiente sobre el suelo mineral original y la otra mitad la constituya material adicional compactado procedente de la excavación del terreno (Hesselbarth & Vachowski, 2000; ver **Figura 3.10**). Si la pendiente supera el 30%, el aporte de material extra ha de ser mayor y su consolidación suele ser compleja y requerir de anclajes que soporten toda la estructura. El drenaje del sendero puede ser favorecido con el establecimiento de una pendiente lateral del 5%, de forma que el agua no se concentre en el trazado e incremente la erosión (Birdchard *et al.*, 2000).

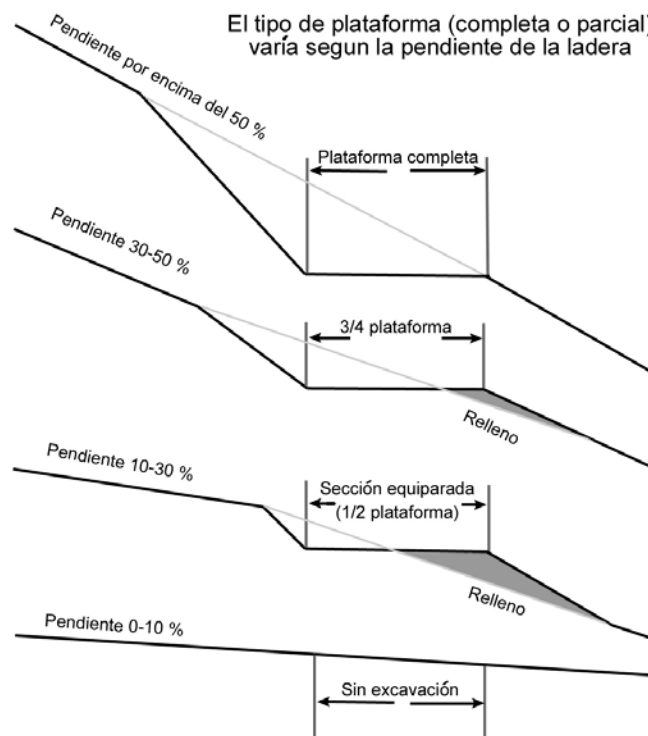


Figura 3.10: Trabajos de consolidación del sendero necesarios en función de la pendiente del terreno. Fuente: USDA Forest Service (2004: 25).

Las propiedades de los suelos, incluyendo su contenido en agua, textura, estructura y profundidad, también influyen en la capacidad que tienen de soportar ciertos tipos y niveles de uso (Demrow & Salisbury, 1998). Es preferible evitar en el diseño de un sendero los suelos que se saturan de agua en ciertas épocas y que tienen sistemas de drenado poco eficaces, como es el caso de los suelos con altos contenidos en limo y arcilla, los cuales además se agrietan al desecarse. También es posible recurrir a otras técnicas como tarimas, pasos elevados o materiales geosintéticos para evitar los problemas por barro, aunque en estos casos la inversión económica se incrementa sustancialmente. Otros autores proponen eliminar la materia orgánica de los suelos para exponer los horizontes inorgánicos, los cuales son menos propensos a embarrarse. Las rocas y la grava también contribuyen a reforzar el sustrato al tiempo que se reduce la erosión y la formación de lodo. Los suelos alpinos suelen ser demasiado delgados como para soportar elevadas intensidades de uso, por lo que en estas zonas es preferible mantener a los senderistas en los itinerarios marcados mediante sistemas que impidan su dispersión por el entorno (Demrow & Salisbury, 1998). Este tipo de itinerarios son rápidamente compactados por el tráfico de usuarios, favoreciendo que se reduzca su capacidad de infiltración y aumentando la repulsión del exceso de agua, lo cual disminuye el riesgo de erosión.

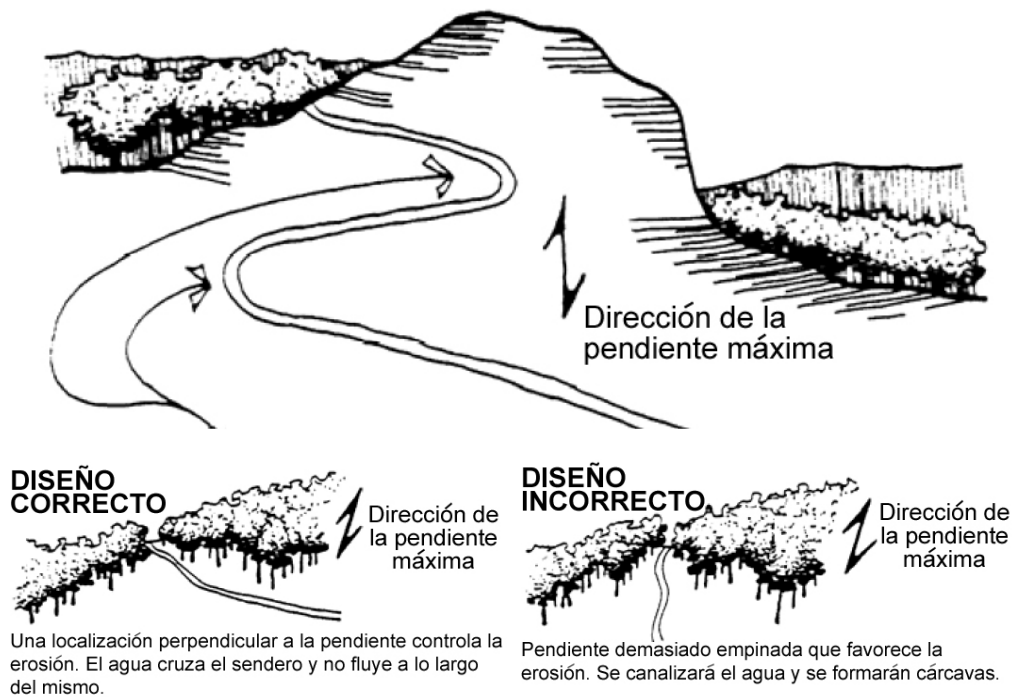


Figura 3.11: Ejemplo de cómo diseñar el trazado de un sendero para salvar un desnivel minimizando el riesgo de erosión y comparación de dos diseños en los que varía el ángulo de alineamiento respecto a la pendiente. *Fuente:* North Country National Scenic Trail (1996: 23-24).

El diseño del sendero también puede depender de las actividades que en él se desarrollen. Los usos que resultan muy impactantes, como es el caso de las rutas ecuestres o de los vehículos motorizados, requieren sustratos más resistentes (grava, piedra), mayor anchura y claridad del trazado, curvas con mayor radio de giro, puntos donde poder atar las monturas y proceder a su carga/descarga, o aparcamientos para los vehículos. Hay que señalar respecto a esto último que la capacidad de los aparcamientos e infraestructuras de apoyo ha de ser congruente con el nivel de uso que hayamos establecido como deseable en nuestra planificación, de forma que podamos cumplir con los objetivos de gestión que hayamos establecido. En cuanto a la presencia de recursos sensibles y/o vulnerables en las proximidades del trazado, la mejor opción es siempre tratar de evitarlos en la medida de lo posible. Esto sucede con los hábitats críticos para especies de fauna o flora amenazadas, raras o en peligro, los entornos vulnerables, los yacimientos arqueológicos, los sitios de interés cultural sensibles que no vayan a ser interpretados, etc. Si se decide que estos lugares han de poder ser visitados, será necesario acotarlos con barreras convenientemente integradas en el entorno, o bien instalar pasarelas que permitan su visita con la menor interacción posible.

3.3.2. Cantidad de uso.

Aunque los senderos que soportan elevadas intensidades de uso suelen estar más deteriorados que los que reciben un menor número de visitantes, no siempre tiene por qué ser así. La intensidad de uso determina en parte la degradación que sufren los senderos, pero otros factores como las condiciones ambientales o el diseño del trazado tienen una mayor importancia relativa. Esto hace que medidas como la selección de entornos de baja vulnerabilidad o el endurecimiento de los equipamientos mediante sustratos que eviten la erosión y el embarrado sean altamente exitosos a la hora de proteger el recurso (Cole, 1990). Según Cole (1987), la relación teórica existente entre la cifra de usuarios de un equipamiento de uso público y el deterioro que sufre éste no es lineal, pareciéndose más a una curvilínea asintótica (**Figura 3.12**). Los primeros en respaldar esta hipótesis con datos procedentes de estudios de campo fueron Frissell & Duncan (1965). El deterioro iría incrementándose rápidamente con el aumento de la cantidad de uso hasta alcanzar un punto de inflexión (umbral) a partir del cual la curva se ralentizaría.

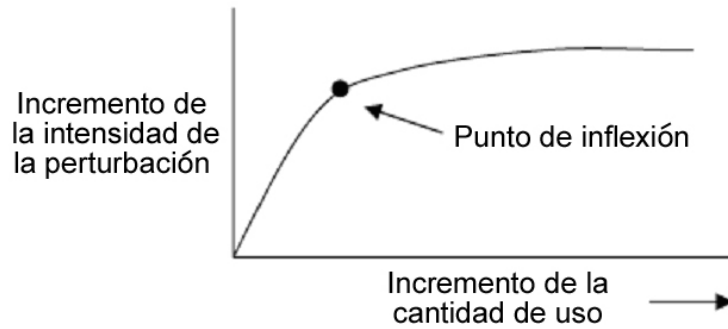


Figura 3.12: Relación entre frecuencia de uso y cantidad de alteración generada propuesta por Cole (1987).

En base a esta relación, se derivan dos generalizaciones. La primera es que los usuarios iniciales de un equipamiento o recurso son los que causan, en proporción, un mayor impacto sobre el entorno, especialmente en el caso de ciertos elementos como la vegetación (Hammit & Cole, 1998; Cole & Monz, 2002; Cole, 2004b) o la profundidad de caja del sendero (Cole 1983; Calais & Kirkpatrick, 1986). De esto se desprende que cualquier limitación al uso en estos niveles iniciales de uso permite reducir significativamente la probabilidad de que se genere un impacto severo sobre el medio. La segunda conclusión que se deriva de la gráfica es que llega un momento en el que según se incrementa la frecuencia de uso de un área, la proporción relativa de impacto asociado con ese cambio decrece (Hammit & Cole, 1998). Detrás de esta disminución del daño generado están diferentes procesos. Por un lado, puede producirse la aparición de una cierta resistencia ante el impacto, como sucede en el caso de la vegetación en zonas en las que el pisoteo es frecuente. Ciertas especies que soportan mejor esta situación proliferan, aumentan su cobertura y sustituyen a otras peor preparadas para convivir con los visitantes (Kuss & Hall, 1991; Cole, 1995b; Cole & Monz, 2002, 2004a, 2004b). Otra opción es que el daño producido haya llegado a un máximo difícilmente superable salvo que la cantidad de uso se incremente en gran medida. Un ejemplo de esta situación son los problemas de erosión superficial por el tránsito de senderistas. La sucesiva compresión del terreno como consecuencia del paso de los visitantes puede hacer que las tasas de erosión se ralenticen sustancialmente, haciendo que se supere el citado umbral. Una tercera posibilidad, sin duda la menos deseable, es que la degradación sea máxima y por lo tanto un incremento de los visitantes sea inocuo para el factor considerado. Si seleccionamos para llevar a cabo el seguimiento del estado de un recurso, o de una zona dedicada al uso público, la cobertura vegetal y ésta termina por ser totalmente eliminada, su eficacia como indicador desaparece.

Aunque este modelo sigue siendo la principal referencia para relacionar la cantidad de visitantes de un área con la intensidad del impacto generado (Cole, 2004b), cada vez son más numerosos los estudios que identifican otros tipos de relaciones y sugieren que pueden existir niveles de uso mínimos que no provoquen un daño en el entorno (Tejedo *et al.*, 2009; Hill & Pickering, 2009). Ello ha llevado a otros autores a proponer modelos sigmoideos para la relación entre la intensidad de uso y el grado de impacto (Monz, 2002; Whinam & Chilcott, 2003). Esta alternativa asumiría la existencia de dos puntos de inflexión (Figura 3.13). El primero identificaría la cantidad de uso por debajo de la cual la alteración sería insignificante, mientras que el segundo marcaría el punto a partir del cual un incremento en los usuarios no conllevaría un aumento destacado de la degradación del medio al haberse alcanzado prácticamente el impacto máximo. Desafortunadamente, comienzan a ser habituales aquellas situaciones en las que una vez superado este segundo punto de inflexión el daño se mantiene incluso si se clausura la zona, eliminando la presencia de visitantes. En estos casos, se hace imprescindible acometer acciones de rehabilitación, ya que se habría superado la capacidad de regeneración del medio (resiliencia).

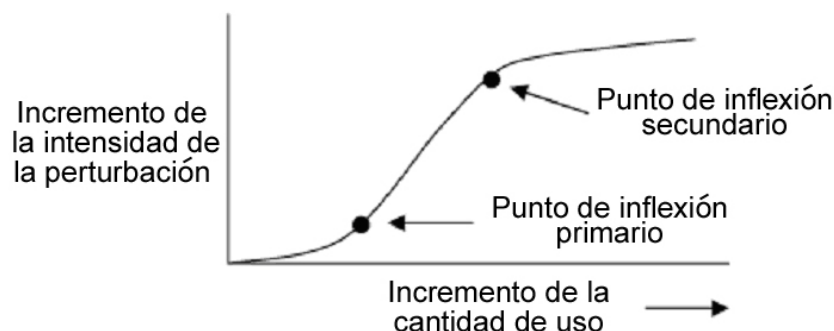


Figura 3.13: Modelo alternativo para la relación entre la cantidad de uso y la intensidad del impacto generado basado en la función logística.

Ni siquiera combinando los modelos lineales, curvilíneos y logísticos podremos describir adecuadamente todas las posibles relaciones entre la cantidad de uso y la intensidad del impacto. Esto es particularmente evidente en ciertos impactos relacionados con la fauna, en los que la mera presencia de un visitante puede tener un efecto negativo máximo, como puede ser el abandono de la puesta por parte de los parentales (Kuss *et al.*, 1990). Estaríamos ante un *efecto con valor umbral*, es decir, en el que el cumplimiento de una condición, presencia humana, puede desencadenar de forma directa un efecto, en este caso disminución del éxito reproductivo de una especie particularmente sensible. Señalar finalmente que el otro factor relacionado con la cantidad de uso que influye en la intensidad del impacto es el tamaño del grupo (Cole, 1989; Smith & Newsome, 2002), aunque tampoco en este caso suele existir una relación lineal entre estas variables, y únicamente los grupos muy numerosos son capaces de incrementar significativamente la degradación de un área.

3.3.3. Tipo de actividad y comportamiento de los visitantes.

Ciertas actividades recreativas poseen una mayor capacidad que otras para provocar daños ambientales, debido a que sean más activas que otras, a que se concentren en ciertas localizaciones o bien que sean muy intensivas en su desarrollo (Kuss *et al.*, 1990). Por ejemplo, numerosos estudios señalan que el senderismo provoca menores impactos sobre el suelo y la vegetación que la bicicleta de montaña, los paseos en llamas y las excursiones a caballo, siendo éstas últimas una de las actividades más impactantes (Whinam *et al.*, 1994; Whinam & Comfort, 1996; DeLuca *et al.*, 1998; Liddle, 1997; Landsberg *et al.*, 2001; Phillips & Newsome, 2002; Newsome *et al.*, 2002; Pickering *et al.*, 2010), incluso por encima de la presencia de motocicletas de cross según algunos autores (Wilson & Seney, 1994). Esto no ha de extrañarnos si tenemos en cuenta que la presión ejercida sobre el suelo por un jinete y su montura puede llegar a ser entre 10 y 27 veces mayor que la de un senderista, dependiendo de la fuente consultada (Hill & Pickering, 2009; Liddle, 1997⁸). Esto es debido a su mayor tamaño, pudiendo rondar los 400-550 kg, y a que todo su peso se concentra en los filos de los cascos (Newsome *et al.*, 2004). Al incremento en la compresión del suelo, la erosión y la exposición de raíces hemos de añadir los daños sobre la vegetación debidos al pisoteo, el forrajeo (deseado o accidental), la eutrofización de ciertos ambientes pobres en nutrientes y la introducción de especies exóticas, muchas veces en forma de semillas insertadas en el estiércol generado por los caballos (Campbell & Gibson, 2001; Pickering *et al.*, 2010). Respecto a esto último, debemos recordar que los équidos no son el único vector que puede actuar en la propagación de semillas. El viento, el agua, otros animales (domésticos o silvestres), los propios humanos e incluso los vehículos pueden contribuir a este proceso (Weaver & Adams, 1996). Por otro lado, la viabilidad real de las semillas que son dispersadas en las heces de los caballos es muy variable. Numerosos estudios han identificado una gran cantidad de especies presentes en estos restos que luego no lograban asentarse en los senderos (Whinam *et al.*, 1994; Barrett, 1999; Campbell & Gibson, 2001), aunque es cierto que existen otros estudios que sí han constatado introducciones exitosas a través de esta vía (Weaver & Adams, 1996).

⁸ Este autor señala que la presión por unidad de superficie para un caballo y su jinete se sitúa en torno a 4,380 Kg/cm², mientras que un senderista con botas de trekking generaría una presión próxima a los 0,416 Kg/cm².

Impactos	Efectos ecológicos	Efectos sociales e impactos sobre otros usos
Erosión del suelo Incluyendo: incremento de la superficie erosionada, cambios en la micro-topografía, aumento de profundidad del sendero y arrastre superficial de partículas.	Aceleración de las tasas de erosión. Pérdida de nutrientes. Incremento de la sedimentación y/o turbidez en las masas de agua próximas. Alteración de los flujos de agua superficiales.	Menor funcionalidad del recurso. Disminución de la satisfacción del visitante. Impacto estético. Incremento del riesgo para la seguridad de los visitantes.
Compactación del suelo	Reducción de la infiltración. Reducción de la germinación. Descenso del vigor y el crecimiento de ciertas especies vegetales. Colapso de madrigueras superficiales.	
Disminución de la capacidad de infiltración	Contribución al ensanchamiento del trazado y a la creación de senderos secundarios al tratar los visitantes de evitar zonas encharcadas.	Menor funcionalidad del recurso. Impacto estético.
Incremento del suelo desnudo	Pérdida de vegetación.	Impacto estético.
Estiércol en los senderos y orina	Introducción de especies exóticas. Enriquecimiento por nutrientes.	Impacto estético.
Desarrollo de senderos secundarios o múltiples	Pérdida de vegetación. Molestias a la fauna y fragmentación de hábitat.	Evidencia de presencia humana. Impacto estético.
Pisoteo y pérdida de cobertura vegetal	Reducción en la biomasa vegetal. Sustitución por especies resistentes al pisoteo. Incremento del suelo desnudo.	Impacto estético.
Alteración en la composición vegetal	Sustitución de las especies más sensibles al pisoteo por otras más resistentes y/o mejores colonizadoras.	Modificación de la biodiversidad. Impacto estético.
Daños en árboles y exposición de raíces	Daño a los sistemas radiculares. Disminución de la salud de los árboles. Intolerancia a la sequía.	Impacto estético. Incremento del riesgo para la seguridad de los visitantes.
Transmisión de patógenos (<i>Phytophthora cinnamomi</i> , por ejemplo).	Pérdida de vegetación. Reducción en el vigor de ciertas especies vegetales.	Restricciones de acceso debido a zonas de cuarentena. Impacto estético.
Defoliación de plantas	Reducción en el vigor de ciertas especies vegetales. Los daños a ciertas partes aéreas de las plantas pueden afectar al éxito reproductivo, al reducir el desarrollo de estructuras reproductivas.	Modificación de la biodiversidad. Impacto estético.

Cuadro 3.2: Impactos generados por los caballos en las áreas protegidas. Muchos de los problemas son similares a los que causan los senderistas, aunque suelen ser más intensos y ocurrir con mayor rapidez (Newsome *et al.*, 2004). Al margen de estos impactos biofísicos, existirían otros impactos sociales: conflictos derivados de compartir los espacios y recursos (por ejemplo, la presencia de los excrementos de los caballos atrae a una mayor cantidad de insectos y conlleva olores que no son bienvenidos por todo el mundo), percepción por parte de otros visitantes de que esta actividad causa un mayor daño ambiental, y agobio de los jinetes por la presencia de otros usuarios (Cater *et al.*, 2008). *Fuente:* adaptado de las recopilaciones realizadas por Newsome *et al.* (2004) y Cater *et al.* (2008).

La bicicleta de montaña es otra de las prácticas habituales que conviven con el senderismo. Diferentes estudios han mostrado que, contrariamente a la creencia habitual, su impacto no es mucho mayor al de los senderistas (consultar para más detalles la revisión de Cessford, 2004 o de Pickering *et al.*, 2010). Es cierto que las rodaduras de los ciclistas son más llamativas en determinados sustratos que los efectos de las huellas del calzado de los excursionistas y estos rastros pueden llegar a constituir canales lineales que concentren el agua superficial y faciliten la erosión (Keller, 1990), pero esto sucede únicamente cuando las cifras de usuarios de bicicleta de montaña en el sendero son elevadas. A nivel experimental se ha detectado que la profundidad de la huella de sendero creada a partir de la misma intensidad de uso por parte de

senderistas, corredores y ciclistas varía mucho en función de la textura predominante en el sustrato, no siendo siempre estos últimos los más impactantes (Skov-Petersen, 2006). Woehrstein (1998, 2001) mostró asimismo que los efectos de los ciclistas y senderistas sobre los tramos de sendero en pendiente dependían del sentido del avance. El mayor impacto de los desplazamientos a pie se produce en los descensos, mientras que las ruedas de las bicicletas producen una mayor presión cuando avanzan pendiente arriba. También se han encontrado diferencias en cuanto a los efectos sobre la fauna. Papouchis *et al.* (2001) detectaron que los muflones canadienses (*Ovis canadensis*) estaban mejor habituados al tránsito de ciclistas que de senderistas debido a que estos abandonaban menos el sendero y no se aproximaban tanto a los animales.

1. Prepárate

Conoce tu equipo, tu capacidad, la previsión meteorológica, las características de la zona donde vas a practicar tu deporte favorito y prepárate acorde a éstas. Una salida bien planeada evitará que tú y los que te acompañan tengáis problemas.

2. Monta únicamente en Caminos Permitidos

Siempre existe un motivo para clausurar un sendero, ya sea para proteger el medio ambiente o por la seguridad del ciclista. Respeta la propiedad privada y las prohibiciones. No hacerlo perjudica la imagen de los ciclistas.

3. Evita el barro

Montar en un sendero embarrado puede causar un ensanchamiento innecesario de la trazada que puede provocar un daño a largo plazo.

4. Respeta el sendero, la fauna salvaje y el entorno

Trata de no dejar huella, controlando la frenada y evitando los derrapes. El derrape produce una erosión innecesaria del terreno. Vuelve a cerrar las verjas que cruces. No hagas ruido innecesariamente. No arrojes basura y no molestes a la fauna local.

5. Mantente en el sendero

No conduzcas fuera de los senderos establecidos, ya que puede dañar el ecosistema. Nunca atajes en las carreteras zigzagueantes.

6. Conduce con precaución en senderos masificados

Al igual que harías en una carretera con tráfico denso, cuando haya muchos usuarios en un sendero deberás reducir la velocidad para velar por la seguridad del resto de usuarios de la pista.

7. Adelanta con cortesía y cuidado

Reduce la velocidad cuando te aproximes a otros usuarios del sendero y hazles notar respetuosamente que te estás aproximando. Adelántales con cuidado y prepárate por si fuera necesario que te detuvieras.

8. Comparte el sendero con el resto de usuarios

Los ciclistas, senderistas y los jinetes deben compartir ciertos senderos. Recuerda que los ciclistas deben ceder el paso a los excursionistas y los que pasean a caballo.

9. No modifiques el sendero

Los cambios no autorizados en los trazados de los senderos pueden tener consecuencias negativas para el medio ambiente, hacer que los usuarios se lastimen e incluso suponer el cierre del sendero.

10. Involúcrate

Si quieres marcar la diferencia con tu bicicleta, apúntate a un club local.

Cuadro 3.3: Diez consejos para practicar el ciclismo de montaña de manera responsable. *Fuente:* IMBA (2011).

Respecto al comportamiento de los visitantes hay que señalar que aunque tradicionalmente ha sido un aspecto que ha estado supeditado a otros factores que se consideraban más importantes (cantidad de uso y tipo de actividad, principalmente), la realidad es que en muchas ocasiones puede llegar a ser más determinante que éstos. Cuando los grupos de visitantes de un área protegida son respetuosos con el medio, los impactos se ven reducidos de forma considerable, por ejemplo a través del uso estricto de la red de senderos oficiales, la retirada de sus propios residuos, el respeto por las zonas en rehabilitación o la acampada únicamente en los lugares destinados a esta actividad (Cole, 1989; Hерcock, 1999). El problema en este

caso es que el peso relativo de unos pocos usuarios no concienciados puede contribuir enormemente al deterioro de un recurso. Un caso extremo sería el vandalismo, el cual puede ser un problema puntual y aislado en el tiempo pero con consecuencias a muy largo plazo, sobre todo si el mantenimiento en un área protegida es defectuoso. Mención aparte merece la piromanía, la cual excede los límites del presente trabajo y, recordemos, constituye un delito en nuestro país. Sin llegar a estos extremos, pueden observarse situaciones que resultan curiosas dentro de su gravedad, como es el hecho de que en ciertas áreas existan diferentes impactos según el tipo de visitante dominante en cada momento. Esto sucede por ejemplo en el Parque Nacional Tierra de Fuego, en Argentina, donde en el verano austral de 2008/09 el autor pudo observar personalmente la diferencia en cuanto a comportamiento de los visitantes entre un día festivo y una jornada laborable. En el primer caso, las zonas destinadas a acampada y las áreas recreativas estaban completamente atestadas de población local cuyo mayor interés era pasar un día en familia disfrutando de un buen asado, mientras que en la visita realizada entre diario el grueso de los visitantes lo constituían turistas extranjeros altamente motivados por recorrer los diferentes senderos del parque sin apenas detenerse en las zonas anteriormente citadas. Evidentemente, las pautas de comportamiento de unos y otros diferían enormemente, lo cual se traducían en diferencias evidentes en la cantidad de residuos generados, el desarrollo de comportamientos expresamente prohibidos por parte de la población local (barbacoas ilegales, alimentación a las rapaces del área, recolección de leña y flores, etc.) o los colapsos en los accesos debido al exceso de vehículos particulares. Este tipo de situación puede y ha de ser regulada a través de los medios de los que disponen los gestores, los cuales incluyen diferentes estrategias que serán revisadas en este capítulo y que permiten desarrollar las actividades recreativas de forma que son ecológicamente sostenibles.

3.3.4. Condiciones ambientales.

Una vez se ha creado un sendero, éste se ve sometido de manera continua a diferentes factores ambientales que pueden generar o favorecer los impactos biofísicos revisados en el anterior apartado. Muchos estudios muestran que las condiciones ambientales pueden ser relativamente más importantes que los niveles de uso. Por ejemplo, la erosión de un sendero depende más de la pendiente y de los flujos de agua existentes que de las cifras de visitantes (Bayfield, 1979; Calais & Kirkpatrick, 1986; Kuss, 1986). Hay que tener en cuenta que la erosión debido a estos factores continúa incluso una vez ha cesado el uso recreativo del sendero, lo que retroalimenta el impacto. También el tipo de vegetación puede influir fuertemente sobre ciertas características del sendero, como es la anchura. En zonas en las que el tipo de vegetación impide la dispersión de los visitantes, la anchura del trazado se mantiene y no tiende a aumentar, mientras que en otras áreas más abiertas sí se produce este incremento (Calais & Kirkpatrick, 1986). La aridez y las condiciones de frío extremo favorecen la presencia de ambientes particularmente vulnerables a los impactos recreativos (Newsome *et al.*, 2002). También contribuye la existencia de pendientes pronunciadas y largas, elevada altitud, alta precipitación, pendientes sin cobertura vegetal o suelo, bajo contenido en materia orgánica, suelos pobremente estructurados sin apenas compuestos agregados, texturas finas (especialmente el limo y las arenas finas), los problemas de infiltración y la proximidad a arroyos o zonas de descarga de aguas subterráneas (Cater *et al.*, 2008). La estacionalidad es otro factor a considerar ya que puede modificar sustancialmente la intensidad de un impacto. La degradación a menudo es mayor después de la lluvia, cuando los suelos están saturados de agua, por lo que la época en la que se concentran las precipitaciones puede ser crítica en ciertas zonas. Igualmente, los impactos sobre la vegetación son más severos si se producen al comienzo de la estación de crecimiento, cuando se están generando los primeros brotes, que si se dan durante el letargo invernal (Cole, 1991). También suelen ser más perjudiciales los daños al final del verano y el otoño, ya que muchas especies tendrían menos tiempo para recuperarse antes de la llegada del invierno (Hammit & Cole, 1998). Una cobertura de nieve puede proteger a los suelos de diferentes impactos recreativos de baja intensidad, pero también incrementa la probabilidad de daño en algunos ambientes durante la primavera cuando la nieve se derrite (Keane *et al.*, 1979). Todos estos factores son revisados de forma detallada en el **Cuadro 3.4**.

En el contexto de las condiciones ambientales de un territorio, la flora presente posee una importancia capital. En los últimos años se han desarrollado multitud de estudios con objeto de determinar la respuesta frente a los impactos recreativos tanto de diferentes comunidades

vegetales como de numerosas especies individuales. Estas investigaciones han permitido distinguir aquellas especies o comunidades que toleran un uso relativamente intensivo de otras que únicamente soportan un nivel de uso mínimo antes de sufrir daños severos (Cole, 1985; Whinam *et al.*, 1994; Whinam & Comfort, 1996; Bridle & Kirkpatrick, 2003; Talbot *et al.*, 2003; Whinam & Chilcott, 2003; Whinam *et al.*, 2003; Turton, 2005; Growcock, 2005; Hill & Pickering, 2009). Fruto de estos estudios, diferentes autores han propuesto un sistema de clasificación para la vegetación dependiendo de cómo sea su respuesta frente a un impacto, el cual proporciona un punto de partida para identificar aquellas áreas que son más adecuadas para un uso recreativo (Cole, 1995a; Liddle, 1997; Talbot *et al.*, 2003; Whinam *et al.*, 2003; Turton, 2005). Dicho sistema divide el concepto general de vulnerabilidad en tres atributos más específicos:

- **Resistencia:** es la habilidad de una cierta especie vegetal de soportar una alteración antes de sufrir ningún tipo de daño.
- **Resiliencia:** es la capacidad de una planta de recuperarse tras una alteración.
- **Tolerancia:** es la habilidad de la vegetación de soportar un ciclo de alteración y recuperación.

Aunque es importante conocer la resistencia de las comunidades vegetales ante el impacto por pisoteo, la resiliencia puede ser más determinante debido a que juega un papel importante tras producirse el impacto. Una comunidad con una destacada resiliencia sería la formada por las especies tapizantes, las cuales pueden regenerarse con una gran rapidez tras una cierta degradación. Por el contrario los caméfitos, plantas herbáceas o leñosas, normalmente matas, que viven varios años y con las yemas por encima del suelo pero a menos de 25 cm de altura, presentan una baja resiliencia. Tampoco son tolerantes al impacto por pisoteo, al contrario que las geófitas (plantas con las yemas de recambio en tallos subterráneos como bulbos, rizomas o tubérculos) y las hemiptófitas (plantas herbáceas con las yemas de recambio en la superficie del suelo o inmediatamente debajo). A nivel de comunidades vegetales, ejemplos de resistencia serían los bosques densos con escaso estrato arbustivo, las dehesas, los prados con una densa cobertura de herbáceas con una cierta dureza o las comunidades de herbáceas estoloníferas propias de arenales costeros.

Las características que tienen una mayor influencia en la resistencia y resiliencia de las plantas, incluso por encima de los factores ambientales, son la morfología (forma de vida y tamaño), las características anatómicas y el ciclo de vida (Liddle, 1997). Por ejemplo, las comunidades dominadas por arbustos pueden ser fácilmente dañadas por el pisoteo y su recuperación es lenta (Edwards, 1977; Whinam & Chilcott, 1999). Parece que las leñosas son particularmente sensibles frente a este impacto y a menudo se rompen y fracturan. Como los arbustos tienen yemas vegetativas cerca del suelo es fácil que estas se rompan o dañen con el paso de los senderistas, lo cual reduce su capacidad de recuperación, disminuyendo tanto su resistencia como su resiliencia (Liddle, 1988). Las plantas con hojas que forman estructuras basales en roseta, como es el caso de algunas herbáceas, tienden a ser más resistentes al pisoteo y presentan una mayor proporción de supervivientes (Cole, 1987; Liddle, 1991; Hammitt & Cole, 1998). Como resultado, las comunidades dominadas por ciperáceas y diferentes tipos de pastos son relativamente resistentes a los daños por pisoteo (Whinam *et al.* 1994; Whinam & Chilcott, 2003). Finalmente, el ciclo de vida de las plantas puede afectar a estos tres atributos, de forma que las plantas que comienzan la estación de rebrote por debajo de la superficie del suelo suelen presentar una resistencia y resiliencia destacadas, mientras que las plantas que pueden reproducirse vegetativa y sexualmente o tienen un rápido rebrote tienen una mayor tolerancia (Cole, 1987).

La resistencia, resiliencia y tolerancia pueden analizarse a través de indicadores como la pérdida de cobertura o la supervivencia de las plantas al pisoteo (Cole, 1995b). Si elegimos la cobertura vegetal como variable de estudio, en el caso de la resistencia habría que establecer la reducción del dato inicial un tiempo después de producirse un cierto nivel de impacto. Hay que destacar que no se mide inmediatamente a continuación porque pueden haberse producido daños que causen la muerte de especímenes a medio plazo, pero no de forma inmediata. Para obtener la tolerancia, habría que repetir el estudio y estimar la cobertura un

año después de que se produjera el impacto, de forma que sea posible valorar cómo se ha superado un ciclo completo de impacto y recuperación. Por último, la resiliencia sería la diferencia entre la cobertura obtenida tras el impacto y la anotada un año después, expresada como una fracción (Cole & Bayfield, 1993; Growcock, 2005).

Factor ambiental	Descripción
Clima y Geomorfología	<p>Afectan a las condiciones del sendero principalmente a través de su influencia sobre otros factores.</p> <p>Precipitación: erosiona directamente las superficies sometidas a pisoteo a través de la erosión laminar y por salpicadura (debida a las gotas de lluvia). Rompe los agregados y transporta las partículas de suelo mediante los flujos superficiales, retirando las primeras capas de materiales finos. Puede llegar a crear pequeños arroyos o canales en el suelo e incluso, en los casos más graves, cárcavas.</p> <p>Elevación: los senderos situados en altitudes elevadas presentan una mayor erosión, con tasas de pérdida de suelo más elevadas. Esto puede atribuirse a tres factores: la fuerte pendiente, una mayor precipitación y la existencia de períodos en los que la nieve se derrite y genera suelos encharcados muy sensibles a la erosión.</p> <p>Las comunidades vegetales de altura suelen ser menos resistentes frente al pisoteo que las situadas en altitudes intermedias o bajas, aunque existen excepciones como los céspedes gramínoideos formados por especies de los géneros <i>Poa</i> y <i>Carex</i>.</p> <p>Los ecosistemas de alta montaña pueden sobreponerse a ciertas alteraciones, pero puede llevarles décadas o incluso más tiempo. Quizás, una vez perturbados, los ecosistemas deban tender a un nuevo estado estable diferente al clímax original.</p> <p>Influencia de la estación: las lluvias y la fusión de la nieve en zonas con climas fríos incrementan sustancialmente la vulnerabilidad de los suelos frente a la erosión.</p> <p>Viento: se trata de una fuerza erosiva muy importante en zonas de turbera y suelos arenosos que son propensos a la desecación superficial.</p>
	Suelo

Cuadro 3.4: Factores ambientales que influyen en el proceso de degradación de un sendero. *Fuente:* adaptado y ampliado a partir de la recopilación realizada por Cater *et al.* (2008: 11-12).

Factor ambiental	Descripción
Topografía	<p>Pendiente del sendero: las pendientes empinadas tienen una fuerte correlación positiva con la pérdida de suelo. La mayor velocidad y erosividad de la superficie en estas zonas, en combinación con los desplazamientos de partículas que se generan por los tropiezos de los senderistas, sus vehículos y monturas, son la causa principal de erosión.</p> <p>Pendiente de las cunetas del sendero: los senderos que presentan una escasa pendiente en la zona de las cunetas respecto al plano del trazado del sendero son más propensos a sufrir problemas de erosión, ya que ofrecen una baja resistencia al ensanchamiento del sendero y dificultan el drenaje de las aguas que discurren en superficie.</p> <p>Alineamiento del sendero respecto a la pendiente: los senderos que discurren perpendiculares a la pendiente están sometidos a una menor degradación que aquellos cuyo trazado es paralelo a ésta para salvar un desnivel.</p> <p>Posición respecto a la pendiente: la erosión es a menudo mayor en las zonas más empinadas, las cuales suelen estar en las zonas superiores de la pendiente.</p> <p>Flujos superficiales de agua: los senderos próximos a zonas de descarga de aguas subterráneas o arroyos son más susceptibles a sufrir problemas de degradación debido a la posibilidad de que su trazado se encharque o sea inundado periódicamente.</p>
Vegetación	<p>Tipo de vegetación: el follaje disipa la energía cinética del impacto de las gotas de lluvia mientras que el sistema radicular estabiliza el horizonte superficial al crear una malla que sostiene el suelo, mejorando la capacidad de infiltración y aportando materia orgánica, lo cual contribuye al desarrollo de la estructura del suelo.</p> <p>Con niveles de uso bajos, la vegetación con una mayor resistencia y resiliencia frente al pisoteo pueden soportar el uso sin apenas sufrir degradación.</p> <p>La vegetación más resistente al pisoteo es aquella cuyas zonas de crecimiento están menos expuestas, que suele presentar un crecimiento lento, es flexible y al mismo tiempo resistente.</p> <p>Densidad de vegetación: tanto la continuidad del estrato vegetal como su altura, densidad de raíces y de cobertura aérea, influyen en la erosión potencial de los senderos. Por ejemplo, el agua de lluvia tiene un mayor potencial erosivo en un bosque muy clareado que en una zona con una buena cobertura arbórea. La densidad de la vegetación a los lados del sendero es muy importante para evitar la dispersión de los visitantes.</p> <p>Estado de la sucesión: los senderos en bosques maduros tienen una mayor probabilidad de sufrir un impacto que aquellos en fases intermedias de la sucesión.</p>

Cuadro 3.4 (continuación): Factores ambientales que influyen en el proceso de degradación de un sendero. *Fuente:* adaptado y ampliado a partir de la recopilación realizada por Cater *et al.* (2008: 11-12).

3.4. ¿Por qué es necesario gestionar los impactos recreativos que afectan a los senderos?

Como ya se ha indicado, los senderos son una parte imprescindible de la infraestructura de la mayoría de las áreas protegidas ya que constituyen la principal vía de acceso para los visitantes, ofrecen múltiples oportunidades recreativas y protegen los valores del entorno al concentrar los impactos del uso público en zonas convenientemente preparadas para esta función (Marion & Leung, 2001). Esto hace que sean el equipamiento de uso público más numeroso entre los proporcionados por los gestores de los espacios protegidos. Aunque la superficie ocupada por la red de senderos suele ser despreciable respecto al total del área protegida, los impactos generados en estos equipamientos pueden ser severos a nivel local y, en ocasiones, las consecuencias ecológicas de las alteraciones provocadas pueden alcanzar escalas espaciales mucho mayores (Leung & Marion, 2000; Monz, 2000; Cole, 2004b; Marion *et al.*, 2006). Esto sucede por ejemplo cuando las alteraciones afectan a masas o cursos de agua, se introducen especies exóticas que se convierten en invasoras o se generan molestias importantes a especies raras o amenazadas de fauna. También puede ocurrir que un impacto muy localizado tenga consecuencias graves si afecta a hábitats de pequeña extensión particularmente vulnerables ante los cambios, sobre todo en el caso de presentar una baja resiliencia. El fuerte incremento en las cifras de visitantes registradas en los últimos años en las áreas protegidas de todo el mundo ha contribuido a aumentar la degradación generada en y a partir de estos equipamientos (Marion *et al.*, 2006). El deterioro de un sendero es pues una situación que debe ser evitada, ya que está íntimamente relacionado con cuatro cuestiones críticas para los gestores de áreas protegidas (Newsome *et al.*, 2002; Cole, 2004c; Marion *et al.*, 2006):

- Los senderos en mal estado o sin una adecuada gestión pueden ser el origen de diversos impactos ecológicos que afecten a los hábitats más vulnerables presentes en los espacios naturales protegidos. Las alteraciones generadas en estos casos pueden dañar la integridad ecológica, afectando a los valores naturales, sociales y económicos del área.
- La mitigación de los impactos y la rehabilitación de las áreas degradadas son caras. Cole & Wright (2003) señalaron que la inversión destinada a mitigar los impactos en la red de senderos de los espacios protegidos estadounidenses era superior al dinero invertido en cualquier otro impacto. Esta misma situación se produce en los parques naturales de Tasmania, tal y como mostraron Dixon *et al.* (2004).
- El uso de senderos en mal estado puede afectar a la seguridad de los visitantes. Considerando que una de las funciones del uso público consiste en velar por esta cuestión, los gestores han de tratar de minimizar los posibles riesgos derivados del deterioro de los itinerarios.
- Los senderos impactados y/o masificados reducen la calidad de la experiencia recreativa de los visitantes y esto afecta negativamente al valor turístico del área protegida. La degradación de los senderos es una cuestión que atañe tanto a los gestores como a los propios usuarios, por lo que estos últimos también han de responsabilizarse de sus acciones e implicarse activamente para contribuir a la adecuada conservación de estos equipamientos.

Las cuestiones anteriormente citadas han motivado que una rama de la Ecología Recreativa se haya especializado precisamente en el seguimiento de estos equipamientos de uso público. Se trata del *Track Assessment*, el cual podría traducirse como Valoración de Senderos. Esta disciplina se encarga principalmente de evitar que los impactos sobre los senderos derivados del uso público se incrementen sin control. Para ello, se han de desarrollar una serie de estudios básicos que son resumidos en el **Cuadro 3.5**. La idea es contar con una sólida base de conocimiento para poder tomar decisiones relativas a la gestión de los senderos integrando lo aprendido a través de diagnósticos específicos con las observaciones realizadas durante las labores de trabajo cotidianas por parte de personal del espacio protegido. Se trata pues de un proceso continuo que debería iniciarse incluso con anterioridad a la declaración oficial del espacio protegido, formando parte de las fases iniciales de diseño y planificación del área.

Tipo de estudio	Descripción y propósito
Inventario del sendero	Documentar los principales atributos físicos del sendero (localización, longitud, características básicas) y sus condiciones generales de conservación, incluyendo el mantenimiento que recibe.
Registros derivados del trabajo cotidiano	Identificar tramos con deficiencias y prescribir soluciones técnicas a desarrollar por el personal del área protegida, estimando los costes previstos y las necesidades de personal. Es necesario contar con un profesional con experiencia en el mantenimiento de senderos.
Seguimiento del estado del sendero	Procedimientos sistemáticos para valorar las condiciones del sendero e identificar tendencias en el tiempo, comprender cómo se producen los fenómenos de degradación y valorar la eficacia de las medidas de gestión adoptadas. También permiten la identificación de los estándares de calidad que se utilizarán en los programas de seguimiento y los modelos de gestión de visitantes.
Valoración del uso	Proporcionan información sobre el uso público de los senderos: tipos de usuarios, cifras de visitantes, su distribución espacial y temporal, comportamientos observados, etc.

Cuadro 3.5: Descripción y objetivos de los cuatro tipos de estudios básicos a desarrollar en los senderos en el ámbito de la Ecología Recreativa. *Fuente:* Marion & Leung (2004).

Toda la información recopilada sobre el estado de los senderos permite a los gestores (Leung & Marion, 2000; Monz, 2000; Cole, 2004c): (1) realizar una evaluación en detalle de las condiciones de la red de senderos de un área protegida y del cumplimiento de sus funciones como equipamientos recreativos, (2) registrar la localización, extensión y severidad de los problemas que afecten al equipamiento de forma que el mantenimiento pueda ser optimizado estratégicamente, y (3) determinar las tendencias en el tiempo de las condiciones del sendero para evaluar la eficacia de las estrategias y medidas específicas de gestión adoptadas (seguimiento). Un enfoque complementario al anterior sería el propuesto por Noon (2003) y Stem *et al.* (2005), los cuales diferencian entre diferentes tipos de seguimiento en función de las metas que se persigan. Adaptado al caso específico de los senderos, tendríamos tres tipologías de seguimiento:

- **Seguimiento de detección.** El registro continuo y el análisis de la evolución de los senderos permite detectar tendencias de cambio a largo plazo y posibles desviaciones no previstas de estas tendencias (alerta temprana), no ligadas a la gestión.
- **Seguimiento de gestión.** Específicamente dirigido a determinar los efectos de las actividades de gestión en los senderos sobre la dinámica de los ecosistemas asociados y del uso público, con el fin de verificar si se alcanzan los objetivos previstos para estos equipamientos. Este tipo de seguimiento asume la existencia de relaciones causa-efecto entre las actividades de gestión y el comportamiento de los sistemas manejados.
- **Seguimiento administrativo.** Se valora el grado de cumplimiento de la normativa y de la ejecución de las actividades previstas en los diferentes instrumentos de planificación relacionados con los senderos, teniendo en cuenta los recursos asignados (humanos, materiales, presupuestarios) y su aprovechamiento.

Al margen del marco teórico utilizado, el objetivo final siempre será el mismo: optimizar la gestión de los senderos para controlar los impactos provocados por el uso público, mejorar la experiencia recreativa de los visitantes y cumplir los objetivos interpretativos, educativos y de esparcimiento que se hayan establecido para cada equipamiento. Estos tres tipos de seguimiento en senderos recreativos se sustentan en la información proporcionada por los indicadores, los cuales serán revisados en el siguiente capítulo.

Capítulo 4

APLICACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO RECREATIVO EN LA EVALUACIÓN DE REDES DE SENDEROS



Se proponen una serie de directrices para aplicar los indicadores de impacto recreativo de una forma eficaz en la valoración de senderos situados en espacios naturales protegidos. Se identifican las características que han de cumplir estos instrumentos, qué cuestiones esenciales han de tenerse en cuenta a la hora de plantear su diseño e implementación, así como las estrategias de trabajo en campo más habituales. Estas últimas son analizadas en detalle para facilitar la elección de la aproximación más conveniente en función tanto de los objetivos fijados para el seguimiento, como de los recursos disponibles. La experiencia práctica adquirida por el autor a través de diferentes proyectos desarrollados en España es la base sobre la que se sustenta esta propuesta. Ello se refleja en el último apartado, el cual destaca una serie de investigaciones en las que se valoraron diferentes cuestiones críticas que han de tenerse en cuenta a la hora de trabajar con indicadores de impacto recreativo en senderos.

Imagen: sendero GR-92 del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, Región de Murcia, España.

4.1. Indicadores de seguimiento de impactos recreativos

La complejidad de los sistemas naturales hace que para su seguimiento sea necesario simplificar la información a través del uso de indicadores (Noss, 1999). Se trata de variables cualitativas o cuantitativas, o bien de relaciones entre variables (índices), que proporcionan información útil acerca de la evolución del sistema en el que están inmersas. En el ámbito de la Ecología Recreativa, los indicadores se pueden aplicar tanto para el seguimiento de ecosistemas y hábitats, como para la valoración de equipamientos o actividades. En ambos casos, contribuyen a construir un panorama de la situación y las tendencias en el estado de los objetos de estudio, al tiempo que proporcionan información útil para evaluar hasta qué punto la gestión aplicada ha sido eficaz (Hockings *et al.*, 2000, 2006). Constituyen las principales herramientas de los planes de seguimiento y a través de la información obtenida se puede optimizar la toma de decisiones (Benayas, 2000) y mejorar los servicios al informar sobre el cumplimiento de los objetivos, los resultados y las actividades previstos. Los indicadores van a ser de gran ayuda para aislar elementos o problemas claves y proporcionar una visión sobre algunas tendencias o su evolución en el tiempo. El análisis de estas tendencias en diferentes momentos permitirá realizar un diagnóstico preciso sobre si las actuaciones o medidas de gestión aplicadas son las apropiadas. También pueden servir para estandarizar datos y establecer comparaciones con los problemas y modelos de gestión aplicados en otros espacios protegidos con situaciones similares (Benayas, 2000).

Al ser elementos que aíslan los elementos claves y proporcionan información sobre tendencias específicas, los indicadores no siempre incorporan toda la información y es habitual que no proporcionen una adecuada visión de conjunto. Por ello han de ser valorados con una cierta prudencia. Por sí solos no suelen expresar nada, ya que han de ser comparados con niveles preestablecidos considerados como óptimos o deseables, los cuales pueden ser definidos a través del estudio de zonas consideradas prístinas o no impactadas. La Ecología Recreativa juega un papel fundamental en esta tarea. Es habitual que los investigadores de esta disciplina apliquen diseños BACI (Before/After-Control/Impact) a la hora de elaborar o revisar un indicador de seguimiento, de forma que puedan determinarse los niveles naturales de fondo y sus posibles variaciones ante una determinada presión recreativa. Este tipo de pruebas comparan los cambios producidos en zonas impactadas frente a otras que son utilizadas como grupo de control, para lo cual se registran una serie de parámetros que se considera que pueden verse afectados por la presencia de los visitantes tanto en el momento inicial como tras un determinado período de uso recreativo. Se trata del método más sencillo para relacionar la intensidad de un impacto con un cierto nivel de uso recreativo, así como para detectar umbrales a partir de los cuales se producen cantidades de daño inaceptables (Monz, 2000), por lo que es ampliamente utilizado. Mientras que los estudios experimentales desarrollados en senderos en activo no pueden duplicar con exactitud la relación entre el nivel de uso y la modificación de una variable, estas aproximaciones son muy adecuadas para lograr esta meta en ambientes específicos (Cole & Bayfield, 1993; Monz, 2000). Esta es la estrategia seguida en el caso de estudio presentado en el Capítulo 7 de la presente Tesis, como se verá más adelante.

El diseño de indicadores de seguimiento es pues una tarea compleja y muchos autores sostienen que ningún indicador por sí solo puede dar una idea global del estado de un sistema ni cumplir todos los requisitos que se le exigirían a un indicador ideal (Buckley, 2003; Niemi & McDonald, 2004). Ello hace que no sea posible definir un único conjunto ideal de indicadores para su aplicación en los senderos recreativos de los espacios naturales protegidos. Sin embargo, sí que es posible establecer un conjunto de indicadores adecuados para un sistema y/o unas actividades en particular (EUROPARC-España, 2005b). La solución al dilema entre indicadores universales o indicadores a medida suele consistir en adoptar un núcleo de indicadores básicos de uso universal, al que se suma otro conjunto de indicadores específicamente diseñados para la realidad de cada espacio o equipamiento (Lass & Reusswig, 2002). Idealmente, el sistema de indicadores debería diseñarse de forma paralela a la redacción de los planes de gestión, incluso formando parte del mismo, ya que ha de ir en consonancia con los objetivos de la gestión, las medidas programadas y los resultados que se pretenden alcanzar. Esto garantiza la coherencia entre el plan de gestión y el de evaluación-seguimiento. En caso contrario es fácil encontrarse con listados de indicadores seleccionados sin un criterio unificador y cuyo significado es a veces ambiguo. Dado que no es viable utilizar todos los indicadores posibles, es necesario proceder a una selección de los mismos, de modo que se obtenga un número reducido que maximice la información y minimice el coste. De esto

nos ocuparemos en el último apartado de este capítulo. Cuando el número de indicadores a recopilar sea grande, será necesario diseñar un plan de seguimiento donde se definan las variables indicadoras necesarias y se establezca el procedimiento para su obtención y procesamiento (EUROPARC-España, 2005b).

La **Figura 4.1** resume los principales usos y tipologías de los indicadores de seguimiento utilizados en la valoración de senderos. Podría utilizarse un enfoque complementario al mostrado en este cuadro, distinguiendo entre tres tipos de indicadores:

- **Indicadores que priorizan la conservación.** La mayoría de las áreas protegidas son declaradas debido a la presencia de ciertas especies o ecosistemas que se quiere preservar de cara al futuro, de forma que es comprensible que algunos indicadores de seguimiento de los impactos recreativos estén basados en estos recursos prioritarios. Es habitual encontrar entre los indicadores de seguimiento de ciertas áreas protegidas variables como los efectivos poblacionales o el tamaño del hábitat disponible para una determinada especie, o bien el valor de un cierto factor físico-químico que resulta determinante en el ciclo vital de un organismo protegido.
- **Indicadores de procesos de gestión.** Una segunda categoría de indicadores la constituirían todos aquellos que están destinados a valorar la eficacia de la labor de los gestores del área protegida, tanto en lo relativo a los esfuerzos realizados como a los resultados obtenidos. Se incluirían en este caso aspectos como la extensión, calidad y mantenimiento de los senderos, vallados, señales, aparcamientos, y otros equipamientos de uso público, los datos relativos a inversiones por unidad de área o por visitante, datos de residuos generados en las áreas recreativas, personal dedicado a diferentes labores, grado de cumplimiento de los objetivos de gestión, etc. El problema es que estos indicadores no suelen reflejar las respuestas de los diferentes recursos naturales afectados por la presencia de los senderos por lo que muchas veces su interés en el seguimiento del éxito de ciertas medidas de gestión es limitado y debe complementarse con los resultados obtenidos a partir de los otros dos tipos de indicadores.
- **Indicadores de impactos ecológicos.** En la gestión recreativa, los indicadores de impacto más valiosos son aquellos que miden los efectos de los visitantes sobre los ecosistemas y sus componentes. Estos indicadores están más centrados en cuestiones ecológicas que en temas de gestión. Ejemplos habituales incluirían la estima de la erosión de un sendero, la distribución de ciertas herbáceas exóticas, la contaminación acústica de origen antrópico, el estrés de la vegetación sometida a un cierto nivel de pisoteo, la mortalidad de una cierta especie de interés, los cambios en el comportamiento como consecuencia de las actividades recreativas, la modificación de los índices de éxito reproductivo de especies vulnerables, etc.

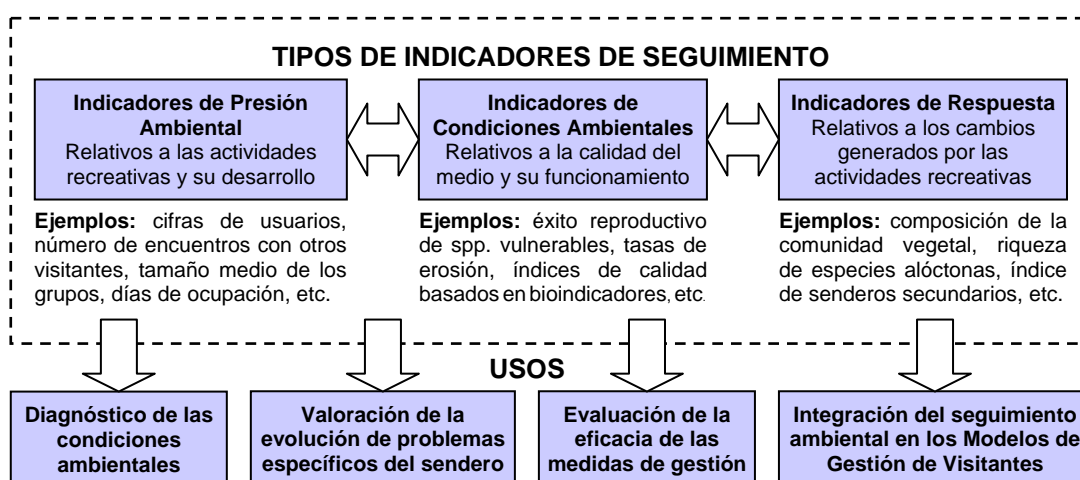


Figura 4.1: Usos y tipos de indicadores de seguimiento en el contexto de la Ecología Recreativa. En el presente capítulo nos centraremos en los indicadores destinados al control de las condiciones ambientales y de las respuestas frente a las actividades recreativas.

En el **Cuadro 4.1** se describen los principales indicadores que son utilizados en la actualidad para el control de los impactos recreativos en las redes de senderos. No se trata de una batería de estos instrumentos que deba aplicarse en todos los casos, ya que las particulares condiciones de cada área hacen que esto sea inviable. En cada caso se deberían utilizar únicamente los indicadores que mejor se adapten a las características de cada situación concreta. Para facilitar esta tarea de selección, se sugiere consultar el siguiente apartado de este capítulo. También debemos recordar que en la mayor parte de los casos los técnicos o investigadores que aplican estas técnicas las adaptan a las condiciones específicas del lugar de estudio y a sus propias limitaciones logísticas (tiempo, material y personal disponible). Esto hace que una misma técnica dé lugar a un cierto número de variantes, lo que dificulta la elaboración de un listado completo. Aunque es recomendable siempre que sea posible aplicar las técnicas tal y como fueron propuestas en la literatura de referencia para facilitar la comparación de resultados y la replicabilidad de estudios, la realidad es ésta y no podemos darle la espalda.

Componente analizado	Indicador	Parámetros analizados y referencias seleccionadas
Suelo	Compactación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Resistencia a la penetración (Liddle, 1997; Miller <i>et al.</i>, 2001; Meyer, 2004). ▪ Densidad aparente (Hammit & Cole, 1998). ▪ Presencia de suelos encharcados y estima de su extensión lineal (Marion & Olive, 2006). ▪ Capacidad de infiltración (Hammit & Cole, 1998; Ziegler <i>et al.</i>, 2001).
		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Categorías de erosión (Cole <i>et al.</i>, 1997). ▪ Anchura del sendero; distancia entre los bordes del sendero, permite obtener la superficie desnuda al combinarlo con la longitud del sendero (Marion & Leung, 2001). ▪ Banda afectada: zona con impactos evidentes por el pisoteo como daños a la vegetación o erosión (Marion & Leung, 2001; Dixon <i>et al.</i>, 2004). ▪ Área de sección transversal (Leonard & Whitney, 1977, Cole, 1983; Marion & Olive, 2006). ▪ Profundidad máxima de incisión del sendero tras la construcción vs profundidad máxima actual (Marion, 1997). ▪ Ecuación universal de pérdida de suelo (Kuss & Morgan, 1980, 1984). ▪ Cambios anatómicos en raíces expuestas (Rubiales <i>et al.</i>, 2008; Bodoque <i>et al.</i>, 2005).
	Erosión	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Censo de sitios con erosión activa (Farrell & Marion, 2001). ▪ Localización de zonas con erosión excesiva y estima de su extensión lineal (Leung <i>et al.</i>, 1997; Marion 1997). ▪ Estima de la erosión laminar (Wallin & Hardin, 1996). ▪ Evaluación cualitativa a través de fotos aéreas (Coleman, 1977; Price, 1983). ▪ Descalces de raíces o raíces expuestas (Leung & Marion, 2000). ▪ Senderos informales: número, longitud o superficie de atajos creados al margen del trazado principal (Hammit & Cole, 1998; Jewell & Hammit, 2000). ▪ Senderos secundarios: número, longitud o superficie de trazados paralelos al principal (Hammit & Cole, 1998). ▪ Número o superficie de sustratos sensibles afectados por el sendero: rocas expuestas, picón volcánico, tobas calizas, etc. (Benayas, 2000).
		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nutrientes, pH, materia orgánica (Rodríguez, 2007). ▪ Grosor del horizonte orgánico (Marion & Cole, 1996). ▪ Cobertura de suelo mineral (Marion & Cole, 1996). ▪ Humedad edáfica (Leung & Marion, 1999).
	Comunidad edáfica	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diversidad funcional de la comunidad microbiana del suelo (Zabinski & Gannon, 1997). ▪ Respiración y actividad microbiana (Ros <i>et al.</i>, 2004; Malmivaara-Lämsä <i>et al.</i> 2008; Lucas-Borja <i>et al.</i>, 2011) ▪ Abundancia de artrópodos de vida libre (Tejedo <i>et al.</i>, 2009).

Cuadro 4.1: Selección de los principales indicadores de impacto recreativo utilizados en la valoración de senderos situados en espacios naturales protegidos.

Componente analizado	Indicador	Parámetros analizados y referencias seleccionadas
Vegetación	Disminución de la cobertura y biomasa vegetal	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cobertura vegetal estimada a través de porcentajes, extensión lineal o aérea, etc. (Marion & Cole, 1996; Andrés-Abellán <i>et al.</i>, 2006). ▪ Crecimiento vegetal en peso y biomasa, éxito reproductivo (Cole, 1993; Sun & Liddle, 1993; Monz, 2000; Andrés-Abellán <i>et al.</i>, 2006).
	Alteración de comunidades florísticas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Composición de especies, incluyendo valoración de la riqueza, frecuencia de especies, índices de diversidad, medidas de disimilaridad florística, formas de crecimiento, presencia de especies singulares o protegidas, abundancia de especies resistentes al pisoteo, etc. (Marion & Cole, 1996; Growcok 2005). ▪ Tipo de comunidad vegetal (Hill & Pickering 2009). ▪ Grado de penetración o extensión de especies exóticas (Lonsdale & Lane, 1994; Campbell & Gibson, 2001).
	Daños en la vegetación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Condiciones de la vegetación, incluyendo ejemplares con escarificaciones, brotes dañados, descalzamiento de raíces, alteración de enclaves botánicos amenazados o hábitats prioritarios, etc. (Marion & Cole, 1996; Liddle, 1997; Marion & Leung, 1997).
Fauna	Molestias a la fauna	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Distancia de alerta o huida (Gutzwiller <i>et al.</i>, 1998). ▪ Cambios etológicos (Taylor & Knight, 2003). ▪ Cambios fisiológicos (Barja <i>et al.</i>, 2007). ▪ Densidad de fauna en las proximidades del sendero (Hidinger, 1996). ▪ Estadísticas de agresión directa: atropellos, aplastamiento, recolección de individuos, expolio de nidos, etc. (Benayas, 2000). ▪ Distancias de senderos a biotopos sensibles: áreas de reproducción, zonas de campeo, lugares de invernada, pasos de anfibios, etc. (Buckley, 2004).
	Cambios en la comunidad	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Seguimiento de spp. indicadoras o sensibles a la presencia humana a través de censos o estudios del éxito reproductivo (Miller <i>et al.</i>, 1998). ▪ Censos de especies exóticas y/o especies oportunistas como ratas, zorros, jabalíes o urracas (Benayas, 2000; Benayas <i>et al.</i>, 2006). ▪ Modificación de las áreas de campeo (Kasworm & Monley, 1990; Goosem, 1997; Whittington <i>et al.</i>, 2005).
Agua	Calidad de las aguas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Índices de calidad basados en parámetros físicos, químicos, comunidades de macrófitos y macroinvertebrados presentes en los cursos fluviales (Warnken & Buckley, 2000). ▪ Eutrofización y contaminación orgánica (Hammit & Cole, 1998). ▪ Turbidez, transparencia y sólidos en suspensión (Warren, 1971; Kuss <i>et al.</i>, 1990). ▪ Número de zonas de vertido y/o fuentes de agua contaminadas (Benayas <i>et al.</i>, 1996).
	Características de los cauces atravesados	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cambios en la granulometría, morfología y estructura del lecho del río (Benayas <i>et al.</i>, 1996). ▪ Deriva de macroinvertebrados (Benayas <i>et al.</i>, 1996).

Cuadro 4.1 (continuación): Selección de los principales indicadores de impacto recreativo utilizados en la valoración de senderos situados en espacios naturales protegidos.

Además de los indicadores, es habitual utilizar índices, los cuales son el resultado de combinar dos o más indicadores. El objetivo es simplificar y facilitar todavía más la comunicación e interpretación de los resultados. Habitualmente, los índices de impacto son clasificados en cuatro grupos. Los *índices de intensidad del impacto* son elaborados para representar la severidad del daño ambiental. Un ejemplo sería el índice de cobertura vegetal propuesto por Cole (1993). También se han empleado para esta función otros índices de diversidad como el de Shannon-Wiener o los índices de disimilaridad de comunidades (Hall & Kuss, 1989). Los *índices de cualidades espaciales* se utilizan para representar la extensión y distribución espacial de los impactos. Algunos índices habitualmente utilizados en este sentido son el índice de área del sendero (Cole *et al.*, 1997), los coeficientes de Gini y el índice de distancia lineal al vecino más próximo (Leung & Marion, 1999). El tercer grupo lo constituyen los *índices que resumen las condiciones de un lugar* (Marion, 1991). Algunos ejemplos serían el área de vegetación perdida (Cole, 1989), el índice resumido de impacto (Cole & Hall, 1992) y el índice de impacto (Stohlgren & Parsons, 1992). El último grupo estaría compuesto por los *índices de vulnerabilidad* de un entorno frente al impacto. Aquí incluiríamos por ejemplo los índices de resistencia, resiliencia y durabilidad propuestos por Cole (1993, 1995b). Todos estos índices pueden ser consultados en las referencias aportadas, por lo que no se describen en detalle.

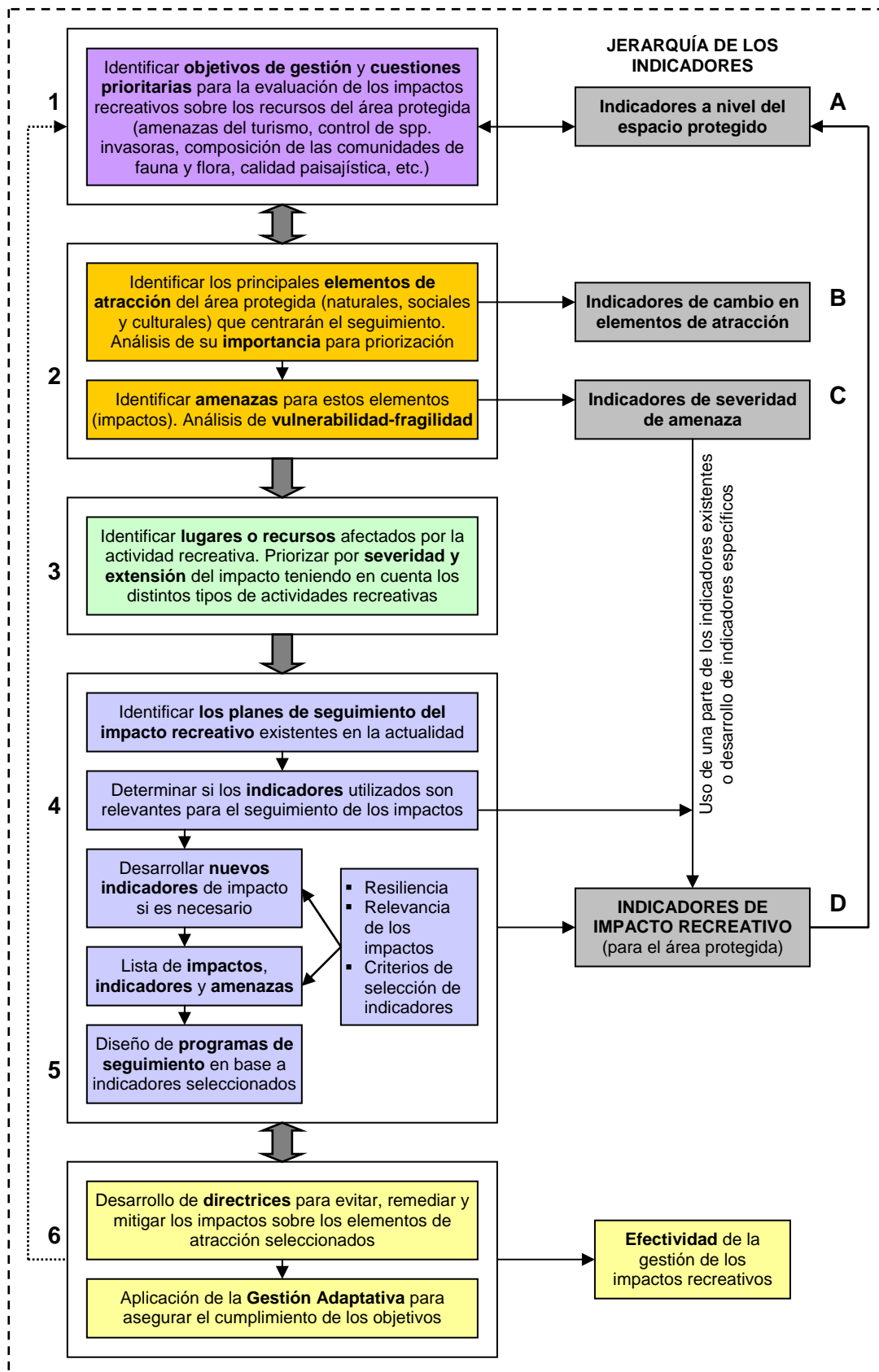


Figura 4.2: Modelo integrado para el desarrollo de indicadores de impacto recreativo en áreas protegidas: (1) identificación de los objetivos de gestión y evaluación de cuestiones prioritarias, (2) clasificación de los elementos de atracción y sus amenazas, (3) priorización de lugares para el seguimiento de los impactos recreativos, (4) selección de indicadores, (5) diseño de programas de seguimiento, y (6) uso de los resultados para mejorar la gestión. *Fuente:* Hill & Pickering (2009: 8).

4.2. Selección de indicadores y parámetros

Al inicio de este capítulo, se mencionó la necesidad de realizar una selección de los indicadores de impacto recreativo. Es evidente que debido a las limitaciones técnicas, materiales y financieras, no es posible incluir todos los posibles indicadores o parámetros en los planes de seguimiento. Para obtener en cada caso concreto una batería reducida que maximice la información y minimice el coste, podemos recurrir a una serie de criterios que nos ayudarán a reducir la lista de posibles candidatos (**Cuadros 4.2 y 4.3**). Estos atributos están clasificados en dos categorías: *criterios esenciales* y *otros criterios*. Los primeros deberían cumplirse siempre que sea posible, mientras que los segundos son recomendables desde el punto de vista operativo, por lo que si el indicador no los satisface, todavía es posible que termine siendo seleccionado. Este segundo grupo resulta de gran utilidad cuando se comparan dos técnicas destinadas a obtener información sobre una misma variable, ya que facilita la selección de la más adecuada a nuestras necesidades. Después de eliminados los indicadores que no cumplan con las condiciones mínimas deseadas, se dispondrá de una lista de indicadores internamente coherentes por su relación con los atributos clave del sistema y los objetivos de gestión. Si aún así el listado de indicadores es muy extenso, pueden emplearse métodos cuantitativos para la asignación de prioridades (por ejemplo, la suma, ponderada o no, de la puntuación obtenida por cada indicador en cada criterio). Esto permitiría la creación de un ranking ordenado de indicadores. Aquellos que sean definidos como prioritarios serían adoptados para el plan de seguimiento de la red de senderos analizada, mientras que los valorados como menos útiles serían reservados para su posible aplicación futura. Para cada uno de los indicadores finalmente adoptados se indicará de forma explícita la fuente de información y el medio de obtención de la misma. Por último, se comprobará que existen indicadores y fuentes de verificación para todos los objetivos operativos establecidos, y que se han previsto los medios y costes necesarios para llevar a cabo todas las acciones.

Criterios esenciales para la selección de indicadores de impacto recreativo

Relevancia: la información obtenida debe ser relevante para los gestores del espacio protegido por su relación con los objetivos de gestión, los atributos clave del sistema objeto de seguimiento o las medidas de gestión adoptadas. Si no están dotados de un significado desde el punto de vista de la gestión, no podrán catalizar el cambio al no resultar útiles.

Fiabilidad: el indicador debe estar basado en un sólido conocimiento del sistema descrito, siendo su significado bien conocido y aceptado. El comportamiento del indicador frente al nivel de presión recreativa debe ser conocido en todo el espectro de variación. Es necesario tener en cuenta que algunos indicadores no varían linealmente, o dejan de variar cuando se sobrepasa un umbral. Las relaciones causa-efecto entre las variaciones en el indicador y el atributo que mide, ya sean empíricas o hipotéticas, deben estar definidas lo más claramente posible.

Credibilidad: ha de existir un marco conceptual de referencia que dé coherencia al indicador. Si el indicador no está sustentado por el conocimiento técnico y/o científico, su verosimilitud será baja al proporcionar datos ambiguos o de dudosa interpretación.

Mensurabilidad: los indicadores han de ser cuantificables, ya sea cuantitativa o cualitativamente, de forma que la intensidad del impacto pueda ser valorada por los gestores.

Sensibilidad a los cambios: se han de poder detectar cambios en el ambiente, aunque existen notables diferencias en cuanto a la precisión en función del procedimiento aplicado o el parámetro evaluado. El registro de indicadores que no varían en la escala espacio temporal a la que se estudian carece de sentido y representa un evidente despilfarro de recursos.

Viabilidad: en el sentido de que las necesidades en cuanto a recursos materiales y humanos, así como las habilidades del equipo encargado de su implementación, sean razonables y permitan su puesta en práctica. Como norma general deben priorizarse los métodos sencillos, ya que esto aumenta la probabilidad de mantener el seguimiento en el tiempo.

Consistencia: capacidad de obtener resultados consistentes al replicar el muestreo con diferentes observadores o equipos, así como en momentos distintos. La definición del indicador debe ser lo suficientemente precisa como para que no se preste a interpretaciones diferentes por las distintas personas encargadas del muestreo.

Cuadro 4.2: Criterios esenciales de evaluación para valorar la utilidad de diferentes indicadores o parámetros destinados al seguimiento de los impactos recreativos en redes de senderos. *Fuente:* elaboración propia a partir de Belnap (1998), Margoluis & Salafsky (1998), Consulting and Audit Canada (1995), Greater Yellowstone Winter Visitor Use Management Working Group (1999), Dale & Beyeler (2001), Manning *et al.* (2003); Monz *et al.* (2003); Buckley (2003); Miller & Twining-Ward (2005), Wiersma (2005).

Otros criterios adicionales de carácter operativo para la selección de indicadores de impacto recreativo

Selectividad: los indicadores han de poder diferenciar los impactos debidos a las actividades recreativas de los cambios por ciclos naturales u otras fuentes antropogénicas.

Toma de datos no impactante: el proceso de toma de muestra/datos puede ser realizado sin provocar ninguna alteración en el medio o con un nivel mínimo de impacto, siendo éste reversible a corto plazo o al menos recuperable con un mínimo esfuerzo.

Baja variabilidad natural: un exceso de heterogeneidad espacial y temporal suele conllevar que el indicador no se relacione adecuadamente con la intensidad del uso recreativo, al tiempo que dificulta la interpretación de los resultados.

Respuesta rápida frente a los impactos: es recomendable que tras un impacto se produzca de forma inmediata un cambio en las condiciones de los recursos evaluados. Ello permitirá detectar los impactos incluso cuando son todavía relativamente leves. No obstante, en la práctica no siempre sucede así, sobre todo en el caso de los impactos indirectos.

Sensibles a las medidas de gestión adoptadas: las condiciones de los recursos pueden ser modificadas por las acciones de gestión adoptadas, por lo que los indicadores deben poder reflejar las mejoras producidas por estas intervenciones. Esto permite contar con información de apoyo para la toma de decisiones y la evaluación de la gestión.

Fácilmente medibles: la toma de datos en campo debe ser sencilla y poder llevarse a cabo con un mínimo material o equipamiento.

Fácilmente interpretables: los indicadores deben ser tan sencillos y fácilmente comprensibles como sea posible para facilitar la comunicación entre técnicos, agentes responsables de la toma de decisiones y políticos, así como para permitir la difusión de la información y la participación pública. Han de proporcionar una idea rápida e intuitiva de los impactos recreativos presentes en el área protegida.

Posibilidad de construir series temporales: de forma que puedan detectarse tendencias a lo largo de diferentes períodos de tiempo. En el mejor de los casos los indicadores tendrán valor predictivo, de forma que un cierto cambio en los valores obtenidos permitan adelantar tendencias futuras. Esto se relaciona con la capacidad de anticipación de los gestores, ya que si la evolución de un impacto es predecible, es más sencillo implementar medidas de gestión para evitarlo.

Precisión: ha de ser mínimamente aceptable para que no existan diferencias significativas entre el valor real y el obtenido a través de la metodología utilizada.

Posibilidad de integración en otros planes o programas de seguimiento: han de priorizarse aquellos indicadores que permitan la integración en otras iniciativas más amplias de seguimiento. Para ello debe asegurarse la compatibilidad de los datos.

Necesidad de un bajo nivel de entrenamiento: se necesita una mínima cantidad de tiempo para entrenar a una persona sin experiencia para que pueda aplicar el indicador de forma exitosa. Para ciertos indicadores es necesario recurrir a personal especializado debido a la complejidad de la tarea, lo que dificulta el cumplimiento de este criterio.

Eficiencia: debe existir un equilibrio entre la calidad de la información que proporciona un indicador y el esfuerzo (económico, de personal o tiempo empleado, etc.) que representa su obtención. Tendrán prioridad los indicadores que proporcionan mejor información al menor coste. Es recomendable que los indicadores estén basados en datos que puedan ser actualizados de forma periódica sin tener que realizar grandes inversiones de recursos o tiempo para obtenerlos.

Cuadro 4.3: Otros criterios de evaluación adicionales que pueden ser utilizados para valorar la utilidad de diferentes indicadores o parámetros destinados al seguimiento de los impactos recreativos de los visitantes en redes de senderos. *Fuente:* elaboración propia a partir de Belnap (1998), Margoluis & Salafsky (1998), Consulting and Audit Canada (1995), Greater Yellowstone Winter Visitor Use Management Working Group (1999), Dale & Beyeler (2001), Manning *et al.* (2003), Monz *et al.* (2003), Buckley (2003); Miller & Twining-Ward (2005), Wiersma (2005).

Recordar por último que incluso aplicando los criterios anteriormente propuestos para la selección de indicadores, esta tarea puede resultar complicada. Hay una serie de cuestiones clave que deben tenerse en cuenta a la hora de realizar esta selección:

- Es difícil seleccionar indicadores de seguimiento adecuados debido a que los impactos recreativos suelen ser difusos y difíciles de detectar (Warnken & Buckley, 2000), en particular cuando se consideran diferentes escalas temporales y espaciales (Buckley, 2003).
- Los impactos deben ser priorizados antes de llevar a cabo la selección de los indicadores (Jennings, 2005). De no hacerlo así, es probable que se establezcan metas poco realistas que no puedan lograrse.

- Los indicadores están diseñados para facilitar la comprensión del contexto ecológico y las tendencias en el estado del sistema. Cada vez es más habitual el definir unos umbrales o valores aceptables a los que se debe tender. Esto es un enfoque adecuado para la gestión de los ecosistemas, sobre todo en el caso de los sistemas altamente dinámicos (Biggs & Rogers 2003). Como consecuencia, no podemos esperar que los valores de referencia de los indicadores sean únicos. Hay que tener en cuenta la dinámica del sistema analizado y, en base a la mejor información disponible, proponer umbrales que se ajusten a esta situación. Muchos valores de referencia para ciertos indicadores son estáticos y por lo tanto deben ser revisados. En ausencia total de información, los propios resultados del seguimiento, una vez que se tengan series temporales lo suficientemente largas, deberían servir para definir umbrales y rangos de variación aceptables.
- La selección de los indicadores más adecuados se ve a menudo obstaculizada por la falta de definición a la hora de establecer los objetivos del área protegida o bien del equipamiento (Dale & Beyeler, 2001), así como por la falta de reconocimiento de la complejidad de los sistemas ecológicos (Yoccoz *et al.*, 2001).
- Es prioritario determinar la escala de trabajo a la que se utilizarán los indicadores. Diferentes autores han sugerido que el seguimiento a nivel de comunidad y no de una única especie es más adecuado en el caso de los impactos humanos a largo plazo, incluyendo los producidos por las actividades recreativas (Odum, 1985, en Orfanidis *et al.*, 2003). Las características de ciertos ecosistemas, sobre todo acuáticos, hace que sea más conveniente aplicar indicadores funcionales y de procesos que estructurales (composición de la comunidad). No obstante, hay que recordar que este tipo de indicadores conllevan cargas de trabajo elevadas, por lo que en muchas ocasiones su aplicación es poco operativa.

4.3. Estrategias de trabajo más habituales en la evaluación de senderos a través de indicadores

Una vez se conocen los principales indicadores de impacto recreativo utilizados en la valoración de senderos situados en espacios naturales protegidos, es necesario saber que la aplicación de los mismos puede variar significativamente en función de los objetivos del plan de seguimiento aplicado. En general, se pueden utilizar dos estrategias (Cole, 1983; Leung & Marion, 2000): observaciones rápidas que se realizan sistemáticamente a lo largo de todo el sendero (*Sampling-based approach*) y medidas replicables a lo largo de una red de puntos de control (*Census-based approach*). Cada aproximación tiene sus ventajas e inconvenientes, las cuales serán discutidas más adelante.

4.3.1. Observaciones rápidas a lo largo de todo el sendero.

En cada punto de observación se registran una serie de parámetros sencillos que permiten comparar diferentes secciones del sendero. Variables habituales en este tipo de enfoque son la anchura del sendero, anchura de suelo desnudo o denudado, profundidad máxima, presencia o ausencia de senderos secundarios, existencia de problemas debidos a descalce de raíces, tipo de sustrato, sustrato alterado por pisoteo continuo combinado con la acción del agua, tipo de hábitat circundante, pendiente longitudinal y transversal, etc. Este tipo de medidas proporcionan datos sobre el estado general del sendero y la frecuencia de aparición de determinados problemas. La principal limitación de esta metodología de trabajo es que no se pueden aplicar técnicas complejas de seguimiento debido a que es habitual contar con numerosos puntos de muestreo, lo cual implica una considerable carga de trabajo. La precisión del muestreo también es menor debido a que estos lugares no suelen georreferenciarse, salvo en el caso de los puntos de inicio y final de la tarea. Se ha de establecer una distancia fija entre cada punto de toma de datos para obtener un número de medidas que sea adecuado para mostrar la heterogeneidad propia del conjunto de variables que hayamos seleccionado. Por ejemplo, Marion & Olive (2006) utilizaron puntos separados entre sí 152 metros (500 pies), mientras que Bayfield & Lloyd (1973) y Benayas *et al.* (2001) tomaron medidas cada 50 metros, Marion (1997) cada 300, y Bratton *et al.* (1979) cada 500 metros.

Nivel de deterioro	Descripción
Clase I	Sendero ligeramente dañado. A lo largo del trazado pueden estar presentes uno o varios impactos de escasa magnitud. La anchura del sendero es inferior a 5 pies (1,5 metros aprox.); no existen zonas en las que se den más de tres trazados aparentes; el potencial de expansión del sendero es bajo o moderado; pueden existir algunas zonas con problemas por barro; la incisión, o profundidad de caja, es menor a 0,5 pies (15 cm aprox.); en la superficie pueden aparecer algunas pérdidas de suelo o una cierta exposición del suelo mineral. En general, un sendero bajo esta clasificación es estable y no requiere un mantenimiento mientras las condiciones no se deterioren más allá de este punto.
Clase II	Sendero moderadamente dañado. Diferentes tramos del sendero muestran claramente condiciones de deterioro. Pueden darse tanto un único impacto con una importancia significativa, como una combinación de más de dos impactos. La anchura del sendero es superior a 5 pies (1,5 metros aprox.); la incisión se sitúa entre 0,5 y 1,0 pies (15-30 cm aprox.), aunque una profundidad de caja de 1,5 pies (45 cm aprox.) en ausencia de otras alteraciones sería suficiente para que el sendero fuera clasificado dentro de esta categoría; hay zonas en las que se distinguen más de tres trazados; hay áreas con problemas evidentes de encharcamiento y barro en el sendero; se ha producido un desplazamiento del sendero original; el suelo no está consolidado. El grado de magnitud del daño es suficiente como para hacer necesarias ciertas medidas de gestión.
Clase III	Sendero muy dañado. Existe un problema grave, mostrando un impacto destacado en combinación con diferentes alteraciones. Tanto la magnitud como la extensión del impacto son significativos. Incluiríamos entre los parámetros básicos que han sido afectados la anchura del sendero, la cantidad de trazados aparentes y la profundidad de caja. Estos elementos suelen combinarse, pudiendo por ejemplo aparecer una zona de varios trazados paralelos (en trenza o <i>braiding trails</i>) debido a una anchura excesiva. A veces la anchura del sendero no es muy grande, pero existen diferentes trazados, algunos de los cuales son muy profundos (> 1,5 pies, 45 cm aprox.). Se encuentran frecuentes exposiciones de la roca madre y de raíces, al margen de otros impactos. Un sendero afectado por derrumbamientos o deterioros puntuales debidos a un exceso de pendiente también se calificaría como muy dañado.
Clase IV	Sendero gravemente dañado. Puede alcanzarse esta categoría tanto por el cumplimiento de un solo criterio, como por una combinación de diferentes situaciones. Los parámetros básicos son anchura del sendero, trazados múltiples y profundidad de caja. En comparación con la clase anterior, el daño debería estar más extendido y ser de mayor magnitud. Aunque no se den otros impactos, si estos parámetros que han sido definidos como básicos muestran un gran impacto, se considera que el sendero está gravemente dañado. Un itinerario bajo esta clasificación muestra una anchura excesiva (superior a 10 pies, 3 metros aprox.), múltiples trazados (> 5) y una profundidad superior a 1,5 pies (35 cm aprox.). Puede presentar fenómenos de corrimientos de suelo a favor de pendiente. El suelo en superficie es inestable y se ha perdido el horizonte orgánico; la exposición de la roca madre es frecuente; los bordes del sendero están erosionados; la exposición de raíces es excesiva; hay muchos problemas por encharcamiento; la pendiente es superior al 10%. En general, un sendero bajo esta clasificación requiere una intervención urgente, sin la cual es inevitable que se produzca una degradación del terreno en un futuro próximo. El daño se produce tanto vertical (en profundidad) como horizontalmente.

Cuadro 4.4: Clasificación cualitativa para los niveles de deterioro de un sendero propuesta por Marion *et al.* (2006). Otros autores incorporan a este sistema de ordenación una quinta categoría: **Clase 0, Sendero no dañado** (Hill & Pickering, 2009).

Un sesgo habitual en este tipo de diseño se produce a la hora de seleccionar los puntos de observación, ya que en ocasiones se cae en la tentación de utilizar aquellas localizaciones que nos proporcionan datos más interesantes y no los puntos teóricos determinados por la distancia establecida entre cada zona de trabajo. Para evitar esta situación se puede recurrir a un diseño alternativo consistente en establecer segmentos de una cierta longitud prefijada y seleccionar dentro de los mismos el punto de muestreo que consideremos que nos aporte datos más relevantes. En esta tarea ha de considerarse igualmente la distancia total del sendero y el tiempo disponible para completar la recogida de datos, lo cual puede establecerse a través de estudios exploratorios o bien en base a la experiencia previa del técnico responsable del diseño del muestreo. Por ejemplo, en la metodología propuesta por Marion & Olive (2006) para la zona de *Big South Fork National River and Recreational Area*, se estimó que la toma de datos en cada punto de muestreo podía llevar únicamente entre 3 y 6 minutos a pesar de que el observador debía anotar 22 parámetros distintos. Evidentemente, esta tarea es más rápida según se incrementa la experiencia del equipo encargado de la toma de datos. Si el tamaño del

sendero es muy grande, puede ser conveniente estratificar el muestreo, bien por tipos de sustrato, bien por hábitats distintos o cualquier otra característica destacada. Aunque se pierde parte de la capacidad de realizar una valoración global del equipamiento, puede detectarse más fácilmente la influencia de ciertos factores ambientales.

La principal ventaja de este método es que genera una elevada cantidad de datos, lo que permite aplicar técnicas estadísticas y comparar fácilmente diferentes zonas o senderos. También es una técnica útil para comparar la evolución del sendero a lo largo del tiempo. Una vez recopilados los parámetros que nos interesen, procedemos a obtener la media y la desviación típica para cada variable de tipo cuantitativo que se haya utilizado con objeto de obtener una información que nos permita valorar el estado general del sendero. Los segmentos más seriamente afectados pueden ser destacados en la cartografía específica, facilitando la identificación de los factores que están detrás de la mayor degradación de un sendero. Para estas observaciones rápidas puede ser útil contar con sistemas semicuantitativos basados en escalas, los cuales facilitan tanto la toma de datos como la representación de los resultados. Son una herramienta habitual en este tipo de investigaciones (Cole *et al.*, 1997; Leung & Marion, 2000; Hill & Pickering, 2009; entre otros muchos), aunque en ocasiones generan problemas a la hora de la distinción entre las diferentes clases. Ese es precisamente su mayor defecto, ya que muchas veces precisan de juicios de valor subjetivos. Cuando se aplican estos sistemas para valorar globalmente un sendero las complicaciones son todavía mayores debido a que las clases suelen considerar diferentes formas de degradación, lo que dificulta la interpretación de los resultados finales. También se ha recurrido tradicionalmente al uso de imágenes aéreas para los primeros diagnósticos someros cuando los senderos presentaban una extensión considerable. Hoy día, el uso de las plataformas satelitales y los sistemas de información geográfica facilitan todavía más esta labor, haciendo que comience a resultar extraño acudir a una zona de estudio sin haberla visitado antes virtualmente a través de programas como Google Earth.

4.3.2. Medidas replicables a lo largo de una red de puntos de control.

Los estudios cuantitativos en detalle proporcionan un mejor conocimiento de los cambios sutiles que no pueden ser analizados mediante las observaciones rápidas. Variables típicas de este tipo de estudios son los índices de diversidad vegetal o animal, la cantidad de materia orgánica en el primer horizonte superficial, la cobertura de ciertos estratos de vegetación, los índices de abundancia de especies resistentes al pisoteo, los volúmenes estimados de suelo perdido por erosión superficial, etc. Si los puntos de muestreo están georreferenciados, es posible monitorizar las alteraciones que se producen en la zona a lo largo del tiempo, lo cual proporciona información particularmente valiosa al gestor. Es por ello que se recomienda encarecidamente establecer una red de estaciones de control que permitan realizar este seguimiento a largo plazo. Existen dos alternativas para esta tarea. La primera consiste en aplicar un diseño sistemático cada cierta distancia (500 metros, por ejemplo), de forma que se tenga información de todo el sendero. Esta opción permite comparar tanto diferentes tramos del sendero en un mismo periodo, como estudiar la evolución en el tiempo del equipamiento. Evidentemente, el número de puntos de muestreo ha de ser necesariamente muy inferior al que podríamos tener si aplicáramos el enfoque de trabajo anterior, ya que la inversión necesaria para obtener información es mayor en este caso. El principal problema de este diseño es que se tienen en cuenta puntos del sendero que no resultan especialmente interesantes para los gestores, lo cual hace que se invierta un cierto tiempo en localizaciones que no aportan información valiosa. El segundo diseño centra la toma de datos en determinados lugares en los que se espera, o incluso ya se ha producido, un cierto cambio en las condiciones ambientales debido a la presencia de los visitantes del espacio protegido. De esta forma se obtiene una gran cantidad de información sobre cómo se producen los cambios en estos lugares, aunque se pierde la capacidad de analizar los cambios en el sistema como un todo. Este tipo de estudios son los más frecuentes en la literatura científica, debido a la optimización del tiempo que permiten (Hammit & Cole, 1998).

4.3.3. ¿Qué tipo de estudio es más útil?

Hasta el momento ha existido una cierta confusión en lo relativo a qué método de valoración es más adecuado para dar una respuesta a las necesidades de información de los gestores. Para tratar de dar una respuesta a esta cuestión, se han realizado diferentes estudios comparativos. Marion & Leung enfrentaron ambos métodos en un tramo común del Sendero de los Apalaches en el Parque Nacional Great Smoky Mountains en 2001. Llegaron a la conclusión de que las observaciones rápidas proporcionan medidas más precisas y certeras de las características del sendero que son continuas (anchura o profundidad) o frecuentes (suelo expuesto), mientras que la selección de puntos concretos de estudio resulta más adecuado para aquellos problemas que son fácilmente definibles (erosión excesiva, encharcamiento) o infrecuentes (presencia de basuras), sobre todo cuando es importante conocer la extensión lineal o la tendencia temporal del problema, aunque no siempre sea sencillo delimitar éstas. Hill & Pickering desarrollaron un estudio similar en 2009 en el que compararon los resultados obtenidos a partir de la aplicación de tres métodos: valoración del deterioro del sendero mediante niveles de estado definidos a partir de siete indicadores de impacto (*Classes Condition Assessment*), aplicando evaluaciones cualitativas en mayor detalle de secciones continuas del itinerario en las que estaban presentes ciertos impactos (*Track Problem Assessment*) y mediante el muestreo sistemático de variables cuantitativas de impacto a lo largo de todo el trazado de un sendero (*Point Sampling*). El propósito de este estudio era valorar para cada método: (1) su capacidad para caracterizar las condiciones del sendero y realizar un diagnóstico comprensible de su estado; (2) las necesidades de personal e inversión de tiempo para su aplicación, y; (3) su potencial para ser aplicado en estudios de seguimiento a largo plazo y/o en inventarios a gran escala en función de la consistencia de los resultados obtenidos por diferentes equipos. El estudio fue desarrollado entre mayo y junio de 2007 en seis senderos de tres de las áreas protegidas más visitadas de Nuevo Gales del Sur, Australia. Los resultados de esta investigación se aproximan a la propuesta de Marion & Leung. Cuando se requiere una valoración rápida y sencilla del sendero, el método basado en escalas semicuantitativas es muy útil. También es una buena alternativa para realizar estudios aislados en el tiempo o inventarios de las condiciones generales de una red de senderos de gran tamaño. Si se requiere un mayor nivel de detalle o se van a realizar mediciones repetidas en el tiempo (seguimiento) o en el espacio (diagnósticos comparativos entre itinerarios, sobre todo si son realizados por equipos diferentes), recomendaban encarecidamente los estudios basados en estaciones de control. En todo caso, como el objetivo de la valoración de impactos es proporcionar a los gestores la información más completa posible, numerosos investigadores han optado por recomendar una aproximación integrada combinando diferentes técnicas, de forma que el método elegido no sesgue nuestros datos (Manning *et al.* 2006; Marion & Olive 2006; Mende & Newsome 2006; Marion 2007; Hill & Pickering 2009). Una mejor comprensión del problema permitirá adoptar medidas más eficientes para solucionarlo.

La experiencia adquirida a través de los diferentes estudios desarrollados por nuestro equipo de investigación hace que compartamos la opinión de estos autores, decantándonos por los sistemas mixtos que combinan diferentes técnicas. La valoración de una red de senderos comenzaría pues con un diagnóstico rápido para detectar posibles asociaciones entre problemas y condiciones ambientales. Si la red es muy amplia, se han de seleccionar aquellos itinerarios que son más propensos a sufrir alteraciones, que nos permiten tener una idea global del espectro de condiciones que se den en el área de estudio para poder extrapolar conclusiones generales o, en muchos casos, que resultan emblemáticos por su trazado o su nivel de demanda. El segundo paso consistiría en establecer estaciones de seguimiento únicamente en aquellos senderos que lo precisen, de forma que pueda profundizarse en el conocimiento de ciertos problemas cuyo control sea prioritario, ya sea por su severidad o porque se den con mucha frecuencia. Estas estaciones pueden combinarse con la toma sistemática de datos complejos a lo largo de ciertos itinerarios seleccionados. Este tipo de estudios han de ser implementados por personal mínimamente formado en las técnicas aplicadas. Es preciso asimismo establecer unos estándares de calidad aceptables y/o deseables, tales como la anchura máxima del sendero que se puede permitir o la pérdida de vegetación que puede resultar aceptable. Una vez que se han establecido los estándares deseables, es posible identificar en qué zonas del sendero se superan dichos límites, lo que podría hacer necesario el llevar a cabo acciones de mitigación. La eficacia de dichas acciones se valoraría a través de la monitorización en el tiempo de las variables consideradas en los diferentes puntos que integran la red de estaciones de seguimiento. Recordemos que aunque

este tipo de estudios suponen una inversión para los gestores de los espacios protegidos, su implementación repercute en los costes de mantenimiento, relocalización y rehabilitación de los senderos, optimizando los recursos económicos y materiales del espacio protegido, los cuales son casi siempre reducidos. Evidentemente, la valoración de senderos debe imbricarse con el resto de estrategias destinadas a reducir el impacto recreativo de los visitantes, de forma que debe ser incorporada en el modelo de gestión de visitantes del área protegida.

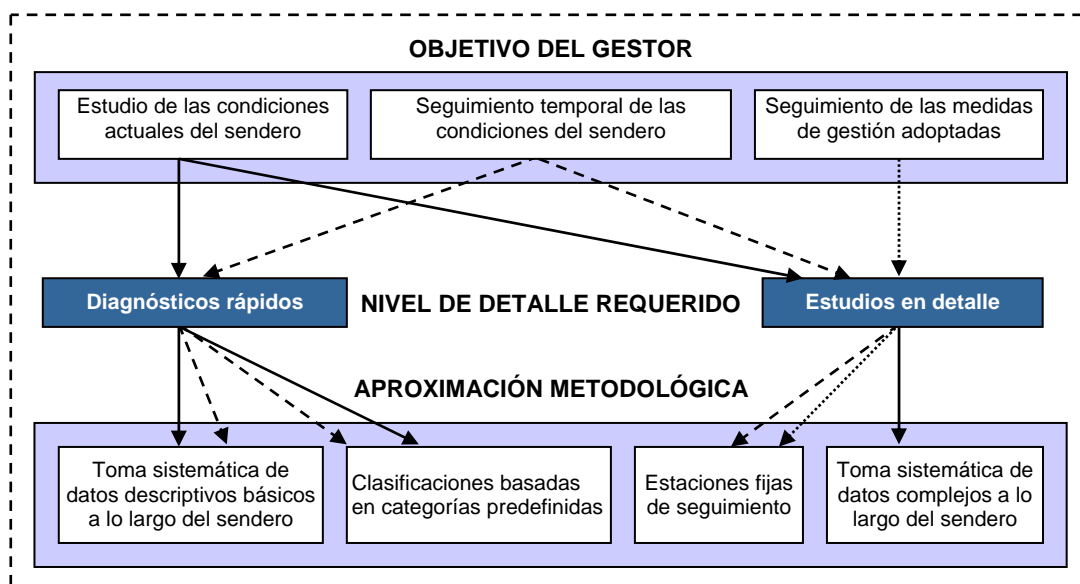


Figura 4.3: Árbol de decisiones básico para la selección del método más adecuado para la valoración de los impactos recreativos en un sendero.

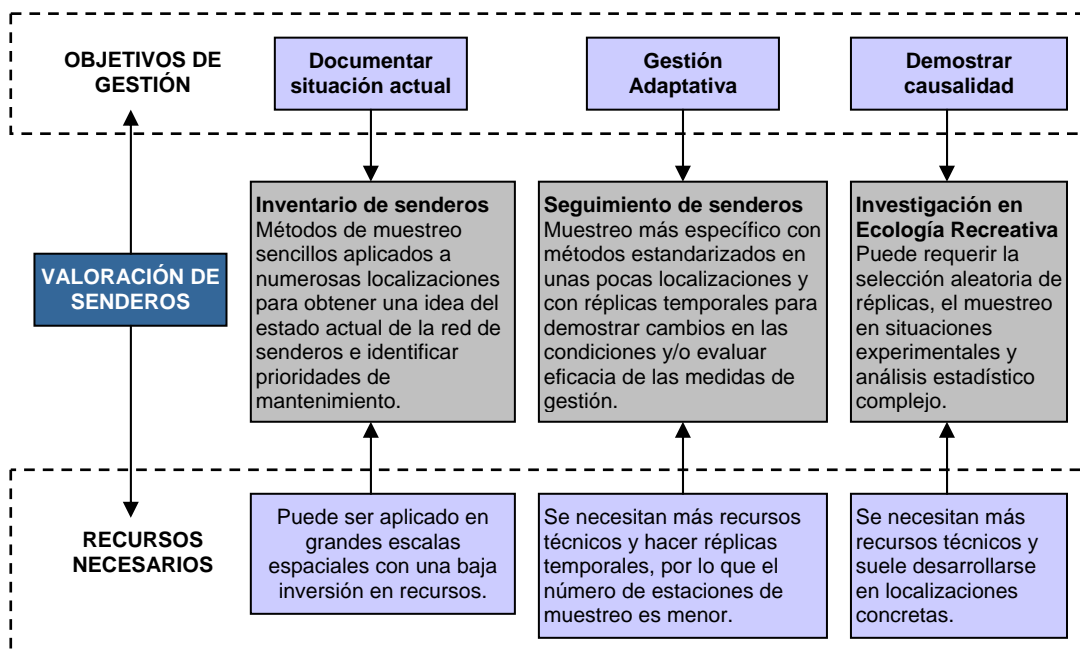


Figura 4.4: Representación esquemática de las relaciones que existen entre diferentes aproximaciones para la valoración de senderos, los objetivos de los gestores y los recursos necesarios para la implementación de la evaluación. *Fuente:* Hill & Pickering (2009: 10).

Método	Descripción	Mejor uso	Ventajas	Limitaciones	
Observaciones rápidas (Sampling-based Approach)	Toma sistemática de datos descriptivos básicos a lo largo del sendero	Se anotan una serie de datos cuantitativos básicos a lo largo de un sendero. Se establece una distancia fija entre cada punto de muestreo. Los datos pueden ser anotados como intervalos, proporciones o cantidades concretas.	Diagnóstico de las condiciones generales del sendero. Si se aplica para el seguimiento de impactos a lo largo del tiempo sólo es capaz de detectar cambios drásticos.	Se utilizan datos cuantitativos detallados que permiten realizar un análisis estadístico. Precisión elevada y ausencia de subjetividad. Permiten comparar con gran eficacia variables continuas.	Los puntos de muestreo no están georreferenciados, lo que reduce la precisión espacial de los resultados. La toma de datos suele llevar más tiempo que en el caso de las clasificaciones basadas en categorías predefinidas.
	Clasificaciones basadas en categorías predefinidas	Tras definir diferentes niveles (categorías) de intensidad para ciertos impactos, se valora el estado del sendero dividiéndolo en segmentos. Los resultados suelen mostrarse con datos nominales u ordinales.	Diagnóstico de las condiciones generales del sendero. Si se aplica para el seguimiento de impactos a lo largo del tiempo sólo es capaz de detectar cambios drásticos.	Rapidez y facilidad en la toma de datos, con una necesidad mínima de equipamiento. Buena opción cuando se ha de valorar una red de senderos muy amplia con poco personal. Representación gráfica de los resultados por tramos sencilla y fácilmente interpretable.	Riesgo de que exista un cierto sesgo por subjetividad en la aplicación de las categorías. Las medidas cualitativas hacen que se pierda información: no se cuenta con datos precisos, ni se refleja la extensión y localización concreta del impacto. No es adecuado para realizar un seguimiento a lo largo del tiempo; no detecta cambios sutiles.
Redes de puntos de control (Census-based Approach)	Estaciones fijas de seguimiento	Deben identificarse los principales problemas que sufre un sendero y establecer estaciones fijas para su seguimiento. Los datos pueden ser anotados como intervalos, proporciones, cantidades concretas o clases predefinidas.	Seguimiento detallado a lo largo del tiempo de impactos concretos. Evaluación de la eficacia de medidas de gestión adoptadas en el sendero.	Se conoce la extensión espacial y frecuencia de los impactos más destacados. Es posible relacionar los impactos con los factores ambientales que los afectan. Permite hacer un seguimiento adecuado de impactos severos muy localizados.	Se obtienen datos específicos de las zonas más impactadas, no de todo el sendero. La variabilidad espacial y temporal de ciertos impactos dificulta la localización de las estaciones de seguimiento. Consumen mucho tiempo de trabajo en zonas muy impactadas.
	Toma sistemática de datos complejos a lo largo del sendero	Se anotan una serie de datos cuantitativos complejos a lo largo de un sendero. Se establece una distancia fija entre cada punto de muestreo. Los datos pueden ser anotados como intervalos, proporciones o cantidades concretas.	Diagnóstico detallado de las condiciones del itinerario. Seguimiento a lo largo del tiempo o el espacio de las condiciones del sendero.	Se utilizan datos cuantitativos detallados que permiten realizar un análisis estadístico y detectar cambios sutiles. Precisión elevada y ausencia de subjetividad. Puede hacerse un seguimiento en el tiempo del impacto.	Mayor inversión temporal debido a la complejidad de la técnica aplicada, a que las muestras se analizan en el laboratorio o a que se requiere un equipo sofisticado. El resultado final depende de la escala de trabajo y de cómo se definan los puntos de muestreo.

Cuadro 4.5: Resumen de las diferentes aproximaciones y diseños aplicados en la valoración y seguimiento del impacto recreativo en senderos.

4.4. Consideraciones sobre la aplicación de indicadores de impacto recreativo

La participación en diferentes proyectos de investigación básica y aplicada en diversas áreas protegidas españolas (ver [Cuadro 1.1](#) para más detalles) ha permitido al autor de la presente Tesis Doctoral identificar una serie de cuestiones que deben tenerse en cuenta a la hora de aplicar en los senderos indicadores para la valoración del impacto recreativo.

4.4.1. Niveles de fondo y patrones de referencia.

Los impactos sólo pueden ser detectados como consecuencia de un cambio en los niveles de fondo. En ausencia de un patrón de referencia con el que comparar los datos obtenidos no es fácil determinar si ha existido una perturbación del recurso considerado, ni cuantificar el tamaño del cambio. El cruce de datos para identificar similitudes y diferencias a nivel regional, nacional o global también necesita de la definición de estos niveles de fondo considerados como naturales o deseables. Una práctica habitual para facilitar la interpretación de las comparativas es la normalización de los resultados respecto a estos valores de referencia. Este tipo de datos son muy útiles también para el análisis de tendencias en el tiempo, por ejemplo utilizando como nivel de fondo un dato que se toma como origen. La disponibilidad de información de referencia para el establecimiento de estos niveles de fondo es una de las cuestiones fundamentales a la hora de diseñar y/o seleccionar un indicador recreativo. Hasta hace poco tiempo, era habitual encontrar trabajos en los que esta tarea no se había abordado correctamente. Por fortuna, el marco teórico para la aplicación de estas técnicas es hoy día mucho más sólido y la mayoría de los técnicos dedicados a la gestión de espacios naturales tienen unos conocimientos básicos al respecto, lo que ha contribuido a que esta cuestión sea correctamente abordada en la gran mayoría de los casos.

En el caso específico de los senderos, los niveles de fondo pueden definirse fácilmente utilizando diseños que consideren como zonas de control entornos próximos a los trazados que posean sus mismas características básicas. Esta estrategia fue testada en el caso del Sendero Verde en el Paraje Natural Torcal de Antequera, situado en la provincia de Málaga. El objetivo de este estudio consistía en evaluar el grado de compactación alcanzado en el propio sendero. El parámetro de seguimiento escogido en este caso fue la resistencia a la penetración, la cual fue medida mediante un penetrómetro manual de la casa VOLMOS cada 50 metros a lo largo de este itinerario de kilómetro y medio de longitud. Los datos fueron tomados tanto en el centro del sendero como en lugares próximos al trazado que presentaban un sustrato similar. No se sistematizó la toma de datos en las zonas de control estableciendo un punto fijo (1 metro de distancia desde el borde del camino, por ejemplo) debido a que muchas zonas del entorno de este sendero están dominadas por afloramientos en superficie, lo que dificultaba la localización de puntos con una cierta potencia edáfica en ciertos tramos. Los resultados y el diseño seguido se muestran en el [Cuadro 4.6](#) y la [Figura 4.5](#). Este itinerario ha sido utilizado desde finales del s. XIX y, en el momento del estudio, concentraba la mayor parte de la actividad de los visitantes en el área protegida. Como consecuencia de esta situación el firme estaba muy compactado, superándose en todos los puntos ubicados en el centro del trazado el límite superior de detección del instrumento utilizado. Esto disminuía notablemente la capacidad de infiltración del agua de lluvia, la cual tendía a quedar retenida en el trazado formando grandes zonas embarradas. Al tratar de evitarlas, los senderistas transitaban por los bordes del trazado y favorecían el ensanchamiento de la senda. Ante estos resultados, y en ausencia de información de referencia, la conclusión lógica sería que la compactación del sendero es muy significativa como consecuencia del uso público. No obstante, al analizar con más detenimiento los datos para las zonas de referencia próximas, se constataba que muchos de los valores eran también muy elevados. Esto se debía a que gran parte del sendero discurría sobre zonas con pendientes pronunciadas y con rocas en superficie, o bien con suelos muy poco desarrollados. Por lo tanto, los elevados valores tomados con el penetrómetro en muchas ocasiones no se debían a un problema de compactación, sino a la falta de suelo por causas totalmente naturales. Aún así, la compactación medida a través de la resistencia a la penetración es significativamente mayor en el centro del sendero que en el entorno próximo, tal y como demuestra la estadística (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$).

Punto del Sendero (m)	Resistencia a la penetración (kg/m ²)	Nivel de referencia (kg/m ²)
0	4,5 ó más	4,5 ó más
50	4,5 ó más	1,25
100	4,5 ó más	3,75
150	4,5 ó más	4,5 ó más
200	4,5 ó más	1,75
250	4,5 ó más	1,65
300	4,5 ó más	2,75
350	4,5 ó más	4,5 ó más
400	4,5 ó más	3,25
450	4,5 ó más	4,5 ó más
500	4,5 ó más	1,35
550	4,5 ó más	4,5 ó más
600	4,5 ó más	2,0
650	4,5 ó más	3,25
700	4,5 ó más	3,75
750	4,5 ó más	1,5
800	4,5 ó más	4,0
850	4,5 ó más	4,25
900	4,5 ó más	3,25
950	4,5 ó más	4,25
1.000	4,5 ó más	4,5 ó más
1.050	4,5 ó más	4,5 ó más
1.100	4,5 ó más	4,5 ó más
1.150	4,5 ó más	2,5
1.200	4,5 ó más	2,5
1.250	4,5 ó más	4,5 ó más
1.300	4,5 ó más	3,75
1.350	4,5 ó más	4,5 ó más
1.400	4,5 ó más	4,5 ó más
1.450	4,5 ó más	4,5 ó más
1.500	4,5 ó más	4,5 ó más

Cuadro 4.6: Medidas de resistencia a la penetración registradas a lo largo del Sendero Verde en el Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga). Fuente: Benayas, Lomas & Tejedo (2001: 20).



Figura 4.5: diseño seguido para la toma de datos de resistencia a la penetración en el Sendero Verde del Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga). Una vez obtenido el dato en el centro del trazado, se localizaba en el entorno próximo una zona representativa de suelo para tomar el dato de referencia.

4.4.2. Fluctuación, ciclos y tendencias.

La mayoría de los parámetros ambientales que son lo suficientemente sensibles como para detectar cambios debidos a la presencia de visitantes suelen presentar una considerable variabilidad natural. En estos casos, los niveles de fondo pueden no ser una única cifra, sino un patrón de variación que se modifica en el espacio y el tiempo, con unos intervalos de confianza definidos. Estos patrones de variación pueden estar gobernados por: (1) la existencia de ciclos estacionales; (2) alteraciones debido a la ocurrencia de ciertos fenómenos recurrentes como avenidas de agua, heladas o fuegos en ciertos ecosistemas; (3) patrones de cambio espaciales debidos a factores como la geología, el tipo de suelo, el relieve o la pendiente, o; (4) patrones espaciales relacionados con perturbaciones azarosas como son la apertura de un claro en una zona selvática como consecuencia de la caída de un árbol. A estas fuentes de variabilidad natural se suman otros factores antrópicos que no están asociados a la propia actividad recreativa pero que pueden afectar a los recursos naturales de las áreas protegidas. Un ejemplo sería la calidad de los ecosistemas lacustres de una zona de reserva, la cual depende a su vez de la calidad del aire, un factor que puede ser alterado por las industrias situadas a cientos de kilómetros del propio espacio protegido.

La dependencia de los indicadores de condiciones ambientales y de respuesta respecto a las variables geofísicas dominantes fue analizada en el sendero de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno, Tenerife. Este itinerario, de unos 3,2 Km de longitud, atraviesa la unidad geográfica identificada en el Plan Director de esta reserva como la *Cuenca del Barranco del Infierno*. Sin embargo, esta unidad no es homogénea internamente, por lo que se establecieron cuatro tramos de trabajo para el análisis de la vegetación en el marco del proyecto destinado a definir la capacidad de acogida turística de este equipamiento. El primer tramo discurría desde el comienzo del sendero, situado a las afueras del casco urbano de Adeje, hasta un punto a 1.250 m de distancia del inicio. Se trataba de una zona del barranco muy abierta que coincidía con el tramo bajo de esta cuenca. La comunidad vegetal presente es de tipo tabaibal-cardonal. Esta formación es típica de muchos puntos de Canarias por debajo de 700 m.s.n.m. de altitud y próximos a la costa. Los cardones (*Euphorbia canariensis* L.), tabaibas (*Euphorbia balsamifera* Aiton, *E. atropurpurea* Brouss, *E. regis-jubae* Webb & Berthel), dragos (*Dracaena draco* L.) y verodes (*Senecio kleinia* Less) son las plantas dominantes, ya que las especies típicas de esta comunidad son aquellas que están adaptadas a condiciones ambientales de baja humedad y altas temperaturas. El segundo tramo llegaba hasta los 2.000 metros, y se caracterizaba por una fuerte exposición al sol. En este caso, abundaban las termófilas, incluyendo algunas especies y subespecies endémicas de Canarias: la sabina (*Juniperus phoenicea* ssp. *canariensis* Guyot), el acebuche (*Olea europaea* ssp. *cerasiformis*), el peralillo (*Maytenus canariensis* Kunkel & Sunding) o el guaydil (*Convolvulus floridus* L.). El tercer tramo llegaba hasta los 3.000 m, siendo una zona más encajada dominada por especies rupícolas, entre las que destacaba *Sideritis infernalis* Bolle, un endemismo local en peligro que posee un altísimo interés científico. También aparecían algunos endemismos canarios que incluían varios verodes (*Aeonium holochrysum* Webb & Berthel y *A. pseudourbicum* Bañares), *Teline osyroides* Svent, la col de risco (*Crambe scaberrima* Webb & Bramwell), *Sonchus fauces-orci* Knoche, o *Tolpis crassiuscula* Svent. La última sección del sendero estaba totalmente encajada, por lo que dominaban las comunidades riparias e higrofiticas de fondo de barranco con presencia permanente de agua. En esta zona aparecían numerosos sauces (*Salix canariensis* Link), los cuales formaban un autentico bosque de galería, constituyendo uno de los mayores tesoros de esta Reserva Natural. En cada sección definida se registraron tanto la riqueza específica como las características de las especies presentes en cuanto a su grado de protección en la legislación vigente en aquel momento (*protegidas* frente a *no protegidas*) y respecto a su carácter alóctono (se cuantificaron las *exóticas*). Este estudio tan sólo tuvo en cuenta la flora vascular presente a menos de un metro y medio de los márgenes del itinerario, con objeto de limitar el esfuerzo de muestreo. Como vemos en la **Figura 4.6**, el número de especies se incrementaba según el itinerario se encajaba en el barranco. Estas zonas se caracterizaban por sufrir un menor estrés hídrico a lo largo de las diferentes épocas del año. Esta menor variabilidad anual en lo relativo a la disponibilidad de agua favorecía la presencia de especies con un alto valor ecológico, pero también ayudaba en el establecimiento de algunas especies exóticas, las cuales eran más numerosas en la parte final del sendero. Esto hizo que se propusiera centrar el seguimiento y control de las especies exóticas en los tramos III y IV, los cuales eran los más vulnerables frente a las bioinvasiones. Este estudio evidencia la necesidad de considerar los patrones espaciales y temporales a la hora de analizar el impacto

recreativo en los senderos, ya que de otra forma estaremos perdiendo una valiosa información que puede resultar clave para interpretar los datos obtenidos durante el trabajo de campo.

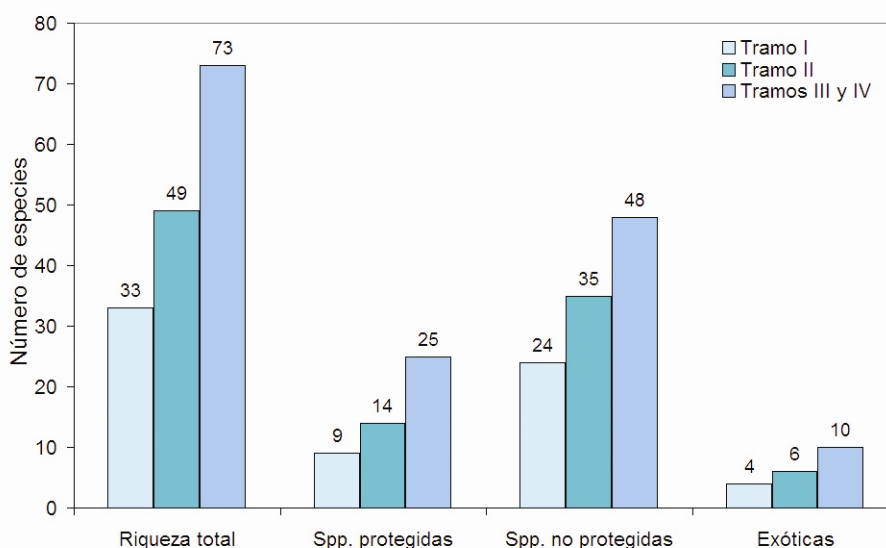
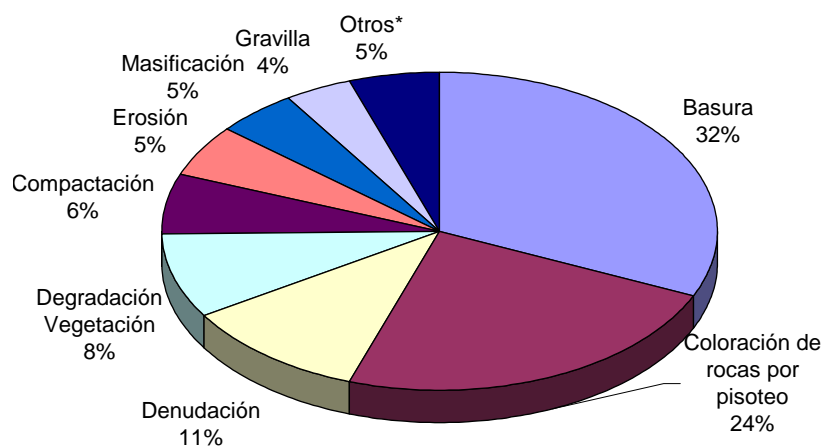


Figura 4.6: Riqueza y caracterización básica de las especies vegetales presentes en el sendero de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno. Aunque en un principio se consideraron cuatro secciones diferentes, los tramos III y IV eran tan similares que finalmente se unieron para el análisis. *Fuente:* Sanz & Tejedo (2000: 94).

4.4.3. Usuarios y tipos de impactos.

Diferentes tipos de usuarios realizan distintas actividades, las cuales pueden dar lugar a una amplia variedad de impactos según el ecosistema en el que se desarrollen. Para ser prácticos, los gestores han de centrar sus esfuerzos en el seguimiento de unos pocos indicadores relativos a impactos que realmente son significativos para la conservación de los recursos naturales de su área protegida o para el cumplimiento de los objetivos de gestión de la misma. La priorización de dichos impactos puede realizarse en base a su importancia ecológica o el grado de afección a elementos patrimoniales considerados de máximo interés, pero también es posible utilizar para esta tarea las opiniones de las personas que acuden al espacio. En 2001, se realizaron 176 encuestas entre los visitantes del Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga) para analizar diferentes cuestiones relativas al uso público en esta área protegida. Una de las preguntas incluida en el cuestionario estaba dedicada a identificar los impactos generados por los visitantes. En concreto, se preguntaba: “¿Detecta algún impacto sobre el medio natural provocado por el tránsito continuado de los visitantes por el Sendero Verde?”. Alrededor de un 55% de la muestra (97 personas) detectaron uno o más efectos negativos como consecuencia de la actividad recreativa en el sendero. Se citaban 130 impactos, los cuales fueron clasificados en 9 categorías (**Figura 4.7**). La basura aparecía como la primera de las preocupaciones de los encuestados, seguida por los llamativos cambios de coloración de las rocas como consecuencia de los desplazamientos de los visitantes. Precisamente estos dos impactos no conllevaban en esta zona alteraciones ecológicas graves, pero eran los más evidentes para los ojos inexpertos de los turistas. La degradación del suelo y la vegetación eran citados a continuación. En este caso, sí que se reflejaban algunas de las alteraciones más preocupantes que habían sido detectadas por nuestro equipo al aplicar criterios científicos. Como vemos, el uso de encuestas puede resultar de utilidad en la identificación de los principales impactos que preocupan a los usuarios de un sendero, de forma que los recursos puedan dedicarse a las cuestiones identificadas como prioritarias por este colectivo. En todo caso, este tipo de herramientas complementa, pero no sustituye, la opinión de los técnicos del área protegida y/o de los expertos en Ecología Recreativa.



*: En la categoría *Otros* se agrupan infraestructuras, exceso de señalización, piedras resbaladizas y comportamientos negativos de otros visitantes.

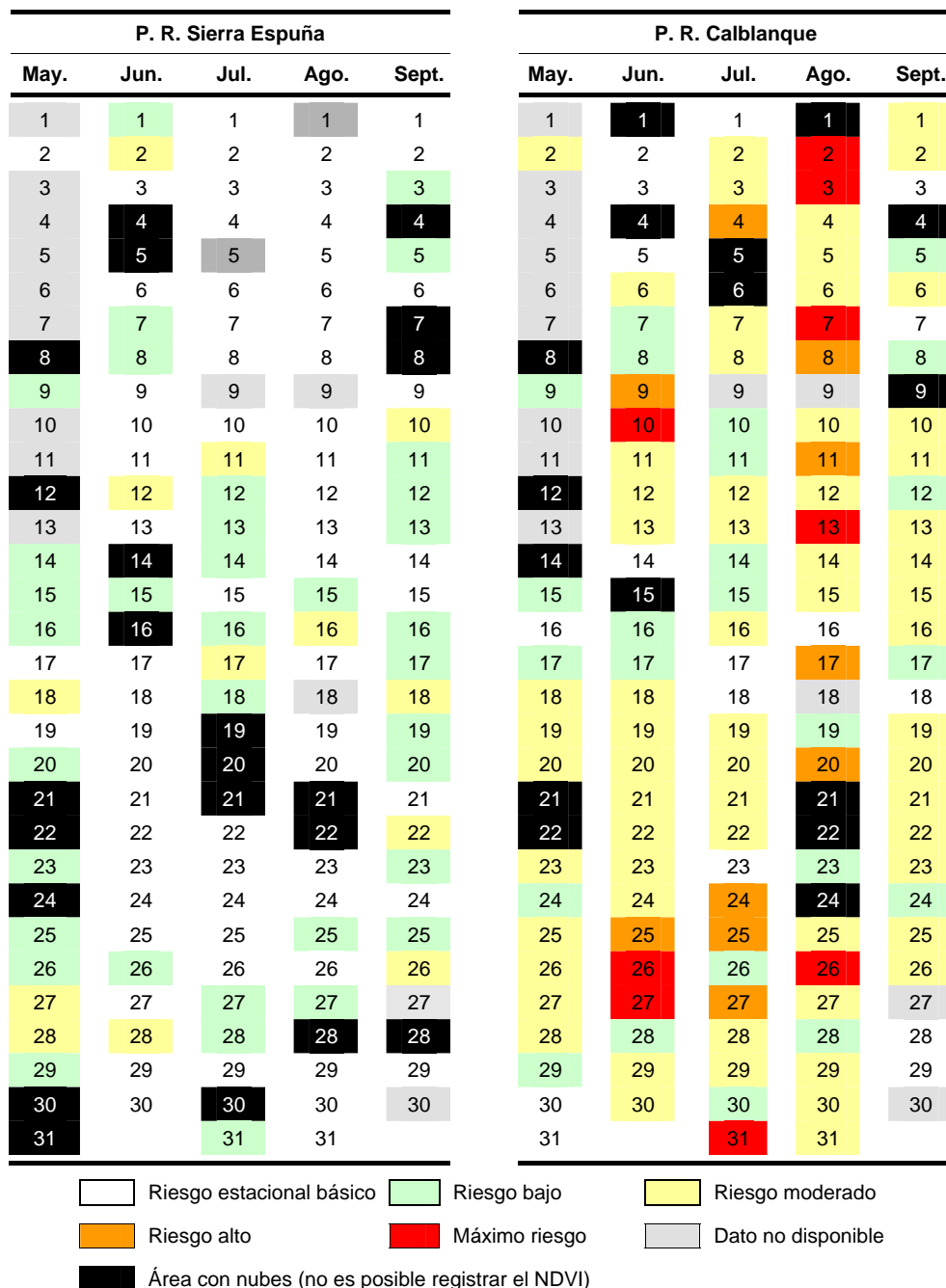
Figura 4.7: Impactos detectados por los usuarios del Sendero Verde del Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga). *Fuente:* Benayas, Lomas & Tejedó (2001: 106).

4.4.4. La importancia de la escala temporal.

Algunos de los efectos de las actividades recreativas sobre el ambiente son duraderos, mientras que otros son fugaces. Esto sucede tanto en el caso de los impactos con consecuencias directas como en el caso de aquellos que producen una alteración en el medio de forma indirecta. Los indicadores que están diseñados para detectar impactos a corto plazo deben dar una respuesta rápida frente al problema y permitir cuantificar tanto su frecuencia como magnitud. Para los impactos más duraderos, la caracterización en detalle del contexto temporal es menos importante. Detectar un cambio sutil en un nivel de fondo puede requerir en estos casos un estudio más detallado que el que se llevaría a cabo para un impacto a corto plazo.

También se pueden diferenciar los impactos en función de que sus efectos se reduzcan o no gradualmente tras eliminar la fuente que los origina. Esto permite diferenciar lo que se conoce como impactos *auto-limitados* de los *auto-propagados*. En el primer caso, la escala temporal de recuperación puede variar ostensiblemente. Las perturbaciones a la fauna local debidas a fuentes de emisión de ruido pueden durar tan sólo unos pocos minutos, mientras que la recuperación de la cobertura vegetal de un sendero tras su degradación como consecuencia del pisoteo puede necesitar décadas. Incluso pueden ser necesarias centurias, como muchos autores sostienen para los líquenes antárticos que han sido pisoteados por los turistas. Un ejemplo del segundo tipo de impactos, los auto-propagados, serían los incendios forestales (**Cuadro 4.7**), ya que son totalmente independientes de la presencia o ausencia de la persona responsable del descuido que los originó. También la introducción de especies exóticas a través de la ropa de un senderista se incluiría en esta categoría. Incluso la deposición de basura puede ser clasificada como auto-propagada si se considera que los turistas tienen una mayor predisposición a arrojar desperdicios en zonas en las que ya hay restos que en otras no impactadas. Este segundo tipo de impacto es más difícil de incorporar en los sistemas de indicadores de seguimiento debido a que muchas veces sólo pueden ser controlados si son identificados de una forma temprana, es decir, al poco tiempo de producirse. Para controlar una herbácea introducida puede ser necesario cartografiar su distribución para tratar de detectar el punto de origen y determinar si su presencia se correlaciona o no con los puntos frecuentados por los visitantes. Si las áreas afectadas son todavía poco numerosas, una opción interesante es tratar de identificar las zonas en las que potencialmente podría aparecer para realizar en las mismas un seguimiento de nuevos ejemplares colonizadores. Una última consideración puede hacer todavía más compleja la categorización de los impactos. Nos referimos a la posibilidad de que un mismo problema pueda ser auto-limitado o auto-propagado en función de las condiciones ambientales en las que se produzca. En el caso del fuego, únicamente se extenderá si la vegetación está seca, hay suficiente carga de combustible y otros factores como el viento y la topografía son favorables. El pisoteo sobre la vegetación en una pendiente pronunciada de un sendero alpino puede causar fácilmente cárcavas, mientras que descender

por una zona de matorral del género *Calamus* en una selva subtropical seguramente le cause más daños al propio visitante que a la vegetación. La experiencia nos dice que los condicionantes ambientales pueden variar enormemente en diferentes ecosistemas, sobre todo cuando se comparan biomas distintos.



Cuadro 4.7: Los incendios forestales son uno de los impactos auto-propagados potenciales que pueden darse como consecuencia del uso recreativo de un sendero. En 2003, se registró el riesgo de incendio diario para los Parques Regionales de Sierra Espuña (parte izquierda de la tabla) y Calblanque (parte derecha) durante la época estival. Los datos fueron aportados por el Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid, el cual elabora un índice de riesgo de inicio de incendio basado fundamentalmente en la evolución del NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Este parámetro es indicativo del grado de humedad de la vegetación viva. Como puede observarse, el riesgo durante el verano de 2003 fue *bajo* en el caso de Sierra Espuña (1,5 en una escala de 1 a 5), mientras que Calblanque presenta un riesgo global *bajo-moderado* (2,7 en la misma escala). *Fuente:* Benayas, Muñoz & Tejedo (2004: 117, Vol. Calblanque y 137, Vol. Sierra Espuña).



Figura 4.8: Ciertas alteraciones temporales pueden convertirse en permanentes por la ausencia de una gestión adecuada. Es el caso de los problemas de encharcamiento, los cuales pueden hacerse crónicos si no se aplica alguna de las medidas técnicas enumeradas en el Capítulo 5 de esta Tesis Doctoral. Los visitantes evitan la zona saturada de agua transitando por los bordes del trazado, lo cual incrementa la banda afectada. La imagen corresponde a la subida al Mirador de los Roques, en el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (La Gomera).

Parámetro	Sendero Verde	Sendero Amarillo
Longitud	1.492 m	1.559 m
Anchura media	140 cm	91 cm
Anchura máxima	220,5 cm	220,5 cm
Anchura mínima	76,5 cm	20 cm
Anchura por categorías	Categoría I (< 25 cm)	0%
	Categoría II (25-60 cm)	0%
	Categoría III (60-120 cm)	43%
	Categoría IV (>120 cm)	57%
Nº senderos secundarios (paralelos)	27	8
Longitud de sendero secundario por longitud de sendero principal	0,51	0,04
Denudación media por tramo de 50 m	44,7 m ²	19,5 m ²
Denudación debida al sendero principal	1.314,5 m ²	623,7 m ²
Denudación debida a los senderos secundarios	399,7 m ²	13,3 m ²
Denudación total	1.714,2 m ²	637,0 m ²
Superficie denudada debida a los senderos secundarios	23.32%	2,1%
Superficie de sendero secundario por superficie de sendero principal	0,30	0,02

Cuadro 4.8: Cuantificación de diferentes parámetros relativos al impacto sobre el suelo y el trazado medidos en el Sendero Verde y el Sendero Amarillo, dos de los equipamientos de uso público del Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga). *Fuente:* reelaborado a partir de Benayas, Lomas & Tejado (2001).

La relevancia de la variable tiempo también se pone de manifiesto a la hora de valorar la capacidad de recuperación natural de un sendero que ha sido cerrado al uso recreativo. Este tipo de investigaciones pueden llevarse a cabo bien mediante un diseño a largo plazo, algo poco habitual debido a la dificultad de obtener financiación para replicar un estudio anterior salvo que la iniciativa parta de la propia administración del espacio natural protegido, o bien comparando dos equipamientos distintos. Esta segunda estrategia se aplicó en el año 2001 en el Paraje Natural Torcal de Antequera (Málaga) para analizar la recuperación del Sendero Amarillo, un equipamiento que llevaba varios años parcialmente clausurado. Esta ruta tan solo podía ser visitada mediante la concesión de un permiso de las autoridades del parque, aunque durante el trabajo de campo del correspondiente proyecto se comprobó que había visitantes que la completaban a pesar de la señalización informativa. Como itinerario de control se utilizó el Sendero Verde, el cual había concentrado la mayor parte de la presión recreativa tras el cierre parcial de la otra senda. Gracias a las entrevistas con el personal del parque, se pudo constatar que la situación de partida en ambos senderos podía considerarse similar. Los resultados se muestran en el **Cuadro 4.8**. Como puede observarse, todos los indicadores de impacto referidos a denudación y anchura del trazado son claramente menores en el caso del Sendero Amarillo, lo que demuestra que un cierre temporal suficientemente prolongado puede contribuir a que ciertos impactos se atenúen. En este caso resultó clave la capacidad recolonizadora de la vegetación adyacente al sendero, la cual tapizó rápidamente los bordes más exteriores del trazado de la ruta tras el fin de la presencia continua de senderistas.

4.4.5. Mecanismos indirectos de impacto.

Cuando las infraestructuras y actividades de uso público afectan a las poblaciones de fauna y flora a través de mecanismos indirectos, la primera tarea a la hora de establecer un sistema de indicadores es precisamente determinar cómo funcionan esos mecanismos. Esto puede ser algo bastante difícil, sobre todo si no existe conocimiento previo al respecto. No es sencillo que los gestores de un territorio sean conscientes de que por ejemplo las labores de acondicionamiento de la nieve de una pista de esquí mediante máquinas pisanieves afectan a los micro y mesomamíferos que construyen sus madrigueras bajo el manto nival (Sanecki *et al.* 1999). Tampoco es habitual plantearse que ciertos vehículos a motor reducen el éxito reproductivo de las aves especialmente sensibles durante la época de cría, que las semillas de especies exóticas pueden afectar a la vegetación autóctona por fenómenos de competencia respecto a los nutrientes y los polinizadores, que una prueba de orientación puede afectar a la población de ungulados de un territorio, o que la habituación a través de la presencia de los visitantes puede favorecer las actividades de los furtivos. Detectar estas situaciones puede resultar complejo y sin embargo todos estos impactos se producen en la realidad. Únicamente un profundo conocimiento del medio permite identificarlas. Otro problema añadido es que un sistema de indicadores que está diseñado para cuantificar ciertos impactos recreativos específicos no será capaz de detectar con la anticipación suficiente que se están comenzando a producir este tipo de impactos indirectos aunque las alteraciones sean significativas y se deban únicamente al uso público. La solución pasa por establecer programas de seguimiento dedicados a los ecosistemas o especies más vulnerables o cuya conservación es prioritaria. La identificación de estos componentes relevantes ha de sustentarse en un completo conocimiento del territorio y, si no existe esta base, ha de crearse.

Uno de estos mecanismos indirectos de impacto fue detectado en el estudio realizado en el Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). Para el acceso a una famosa zona de escalada, las Paredes de Leyva, se ha de recorrer el piedemonte de estos cortados. Ello supone ascender por terrenos poco consolidados y con una gran pendiente, por lo que el arrastre de materiales, tanto en la subida como en la bajada, es constante. Además de crearse continuamente nuevos senderos secundarios, existe el riesgo de perturbar a las aves que habitan en la zona, entre las que se incluyen el halcón peregrino (*Falco peregrinus* Tunstall 1771) o el águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus 1758). Por este motivo, la guardería de este espacio protegido realiza un seguimiento del éxito reproductivo de diferentes aves rupícolas. Pretenden con ello asegurarse de que tanto el acceso a estos cortados como la práctica de la escalada no afectan de forma indirecta a las especies de aves de la zona. Para evitar este impacto, puede utilizarse una ruta de acceso alternativa hasta las paredes, la cual asciende hasta el Refugio Valle de Leyva y luego discurre por la parte inferior de las paredes. No obstante, esta ruta conlleva recorrer una distancia mayor, por lo que muchos escaladores continúan utilizando la primera opción para ahorrarse el esfuerzo.



Figura 4.9: Zona de escalada de las Paredes de Leyva, en el Parque Regional de Sierra Espuña, Murcia.

4.4.6. Conocimiento ecológico.

El diagnóstico de un sistema complejo no es una tarea sencilla y requiere información especializada y experiencia previa. Esto hace que sea necesario contar con personal cualificado y formado capaz de valorar los resultados obtenidos a partir de los indicadores aplicados. Los guardas pueden asumir parte de estas funciones, pero cada vez es más habitual el favorecer la movilidad del personal entre diferentes parques, lo que hace que los expertos locales sean cada vez más escasos. A esto se suma la proliferación de los denominados *parques de papel*, los cuales son áreas protegidas que cuentan con una declaración legal, pero que todavía no han sido adecuadamente ordenados y suelen carecer del personal necesario para su correcto manejo. Aunque estos parques son importantes para asegurar zonas que están sujetas a fronteras de desarrollo en rápido avance, en ellos es prácticamente imposible detectar los impactos recreativos antes de que el deterioro sea irremediable como consecuencia de la ausencia de programas de seguimiento. En este contexto cobra importancia la contratación de expertos en ecología que sean capaces de diseñar e implementar programas de seguimiento de los impactos recreativos. No obstante, esta alternativa tampoco es siempre la más adecuada debido a que en numerosas ocasiones los plazos para el desarrollo de los estudios son muy limitados (inferiores a un año) y a lo único que puede aspirar el equipo responsable del estudio es a realizar un diagnóstico lo más completo posible. Contar con varias campañas de datos para tratar de analizar tendencias es una rareza que está prácticamente sólo al alcance de los proyectos subvencionados en convocatorias públicas de investigación. Por todos estos motivos resulta imprescindible trasladar a los gestores la necesidad de implementar desde la administración planes de seguimiento permanentes en las áreas protegidas, aunque éstos comiencen siendo extremadamente sencillos. Muchas de estas cuestiones son puestas de relieve en el primer caso de estudio de esta Tesis (Capítulo 7), el cual muestra en detalle la complejidad que puede alcanzar el proceso de definición de los indicadores de impacto cuando han de aplicarse en zonas para las que no existen experiencias previas, como es el caso de la Antártida.

La necesidad de incorporar a especialistas locales en determinadas situaciones también se puso de manifiesto en el estudio realizado por nuestro equipo en el año 2000 en la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno. Este emplazamiento posee una relevancia botánica destacada debido a que su particular relieve y las condiciones climáticas imperantes en la zona propician que diferentes ecosistemas se alternen en espacio muy reducido. También pueden encontrarse numerosas especies de distribución particularmente restringida, incluyendo varios endemismos canarios, tinerfeños, e incluso locales. Por todo ello, este enclave constituye un importante refugio para ciertas especies de flora que no están presentes en los ecosistemas peninsulares. Ante esta situación, fue necesario contratar a un botánico para desarrollar el trabajo de campo en lo relativo a la caracterización de la flora presente en las inmediaciones del sedero que se estaba evaluando. Como resultado de este trabajo, se detectaron 173 especies, de las cuales 33 estaban incluidas en la Orden de 20 de Febrero de 1991, sobre protección de especies de la flora vascular silvestre de la Comunidad Autónoma de Canarias (**Cuadro 4.9**). La participación de un especialista local con un amplio conocimiento del patrimonio biológico del área de estudio enriqueció sustancialmente el resultado final de la investigación al permitir, entre otras cosas, identificar los factores directos e indirectos que amenazaban la flora en este espacio protegido. Entre los primeros, destacaban: (1) los daños en algunos ejemplares como consecuencia del pisoteo directo por parte de los senderistas, especialmente cuando se desplazaban en grandes grupos; (2) la recolección con fines medicinales (esto sucede con algunos representantes del género *Bystropogon*), ornamentales (*Argyranthemum*, *Lavandula*) o para el cultivo de esquejes, ejemplares jóvenes o semillas de ciertos géneros, sobre todo en el caso de las plantas crasas (*Aeonium*, *Aichryson*, *Ceropegia*, *Euphorbia*, *Kleinia*, *Monanthes*, *Adiantum*, *Sideritis*) y, por último; (3) los daños por vandalismo, los cuales no eran numerosos, pero podían observarse en algunas zonas del itinerario. Entre los factores de amenaza indirectos, se incluyeron (1) el incremento de ratas y ratones en la zona como consecuencia del abandono de residuos orgánicos en algunas zonas del sendero, y (2) la eutrofización de ciertos enclaves que eran utilizados por los visitantes para ciertas necesidades fisiológicas. Aunque muchas de estas amenazas podían fácilmente ser identificadas realizando un recorrido exploratorio del sendero (pisoteo, vandalismo, eutrofización), lo cierto es que otras eran más complicadas de observar (coleccionismo, proliferación de especies oportunistas). En estos casos, contar con un experto local resulta de gran ayuda al reducirse considerablemente el tiempo necesario para la toma de datos en campo y ayudar durante la fase de trabajo de gabinete mejorando la interpretación de los resultados.

4.4.7. Integración de los indicadores en la gestión de las áreas protegidas

Como sucede con cualquier indicador de gestión, los indicadores de seguimiento del impacto recreativo son más útiles si están enmarcados en un modelo de gestión de visitantes como los descritos en el Capítulo 2 de esta tesis. Al establecer un programa de indicadores, es tan importante determinar cómo serán procesados y utilizados los resultados como el procedimiento por el que se obtiene la información, por lo que ambas cuestiones deberán ser detalladas. También resulta fundamental coordinar los esfuerzos realizados por diferentes administraciones o grupos de trabajo, para lo cual deben establecerse vías de comunicación e intercambio de comunicación que permitan conocer los protocolos de toma de datos y, si es posible, establecer metodologías de referencia para su aplicación por parte de todos los implicados. Esto facilita la agregación de datos para crear índices de impacto. También resulta imprescindible informar sobre las localizaciones en las que se están tomando datos para no solapar esfuerzos e inversiones, así como compartir los resultados para facilitar la comparación de resultados y los análisis a escalas espaciales regionales. Finalmente, debe especificarse claramente si los indicadores están destinados a evaluar la eficacia de ciertas medidas de gestión, para el desarrollo de seguimientos periódicos del estado del área protegida o para la asignación del presupuesto del espacio natural. Todas estas cuestiones han de ser puestas de relieve en un documento que permita una administración eficaz de los senderos existentes en un espacio natural protegido. En el siguiente capítulo se presenta una guía para la gestión diseñada específicamente para su aplicación en este contexto.

Especie	UICN	P. Legal	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Tramo I	Tramo II	Tramos III y IV
<i>Ruta pinnata</i>	V	I														X	
<i>Sideritis infernales</i>	E	I															X
<i>Adiantum capillus-veneris</i>		II															X
<i>Adiantum reniforme</i>		II															X
<i>Aeonium pseudourbicum</i>	R	II												X	X	X	
<i>Argyranthemum foeniculaceum</i>	R	II													X	X	
<i>Asparagus arborescens</i>		II												X			
<i>Asparagus plocamoides</i>		II												X			
<i>Campylanthus salsoloides</i>		II												X	X	X	
<i>Canarina canariensis</i>	R	II															X
<i>Crambe scaberrima</i>	R	II															X
<i>Davallia canariensis</i>		II															X
<i>Dorycnium eriophyllum</i>	R	II															X
<i>Euphorbia atropurpurea</i>	NT	II													X	X	
<i>Euphorbia balsamifera</i>		II												X	X		
<i>Euphorbia canariensis</i>		II												X	X	X	
<i>Gesnouinia arborea</i>	V	II															X
<i>Justicia hyssopifolia</i>		II												X	X		
<i>Lavatera acerifolia</i>		II														X	X
<i>Marcetella moquiniana</i>	R	II													X	X	
<i>Maytenus canariensis</i>	R	II															X
<i>Monanthes pallens</i>		II															X
<i>Neochamaelea pulverulenta</i>	NT	II														X	
<i>Pistacia atlantica</i>		II															X
<i>Reseda scoparia</i>		II												X	X		
<i>Rahmnus integrofolia</i>	R	II															X
<i>Salix canariensis</i>		II												X			X
<i>Sonchus fauces-orci</i>	V	II															X
<i>Teline osyroides</i>	R	II															X
<i>Teucrium heterophyllum</i>	R	II														X	
<i>Bystropogon organifolius</i>	NT	III															X
<i>Chamaecytisus proliferus</i>		III															X
<i>Salvia canariensis</i>		III														X	X

Cuadro 4.9: Nivel de protección según la lista de plantas amenazadas de UICN (1997) y la Orden de 20 de febrero de 1991 de la Comunidad Autónoma de Canarias, época de floración y distribución a lo largo del recorrido de las especies vegetales protegidas presentes en el sendero de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno (Tenerife). Este equipamiento fue dividido en cuatro sectores para su estudio debido a los cambios ecosistémicos que se producen como consecuencia del progresivo encajamiento del recorrido, aunque finalmente los dos últimos tramos se unieron para su análisis por su elevada similaridad florística. Las categorías UICN utilizadas en el cuadro son: (V) vulnerable, (E) en peligro, (R) rara y (NT) casi amenazada. Las categorías de protección de la Orden de 20 de febrero de 1991, sobre protección de especies de la flora vascular silvestre de la Comunidad Autónoma de Canarias son: (I) estrictamente protegida, (II) protegida, (III) uso y aprovechamiento regulado. *Fuente:* Sanz & Tejedo (2000: 97).

Capítulo 5

HERRAMIENTAS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE REDES DE SENDEROS



Los senderos han de ser adecuadamente administrados para que puedan contribuir a la correcta ordenación del uso público de las áreas protegidas. En el presente capítulo se proponen dos instrumentos para abordar con éxito esta tarea. Por un lado, una guía para la gestión sostenible de estos equipamientos basada en los principios de la Gestión Adaptable. Por otro, un listado de las posibles estrategias de gestión destinadas a controlar las consecuencias de los impactos del uso público en los senderos recreativos. Para ilustrar estas estrategias, y analizar sus consecuencias, se han seleccionado diferentes casos de estudio precedentes tanto de los proyectos de investigación aplicada realizados por el autor en los últimos diez años, como situaciones observadas en diferentes áreas protegidas de Europa, Oceanía y América. El capítulo se completa con una breve reflexión sobre la necesidad de sustentar la gestión de los equipamientos de uso público en una sólida planificación si se quiere garantizar el cumplimiento de los objetivos recreativos y de conservación de un espacio natural protegido.

Imagen: sendero en rehabilitación del Parque Nacional Abel Tasman, Nueva Zelanda.

5.1. Guía para la Gestión Sostenible de Senderos

La gestión ambientalmente sostenible de un itinerario comienza con la redacción de un plan específico para el sistema de senderos del área protegida en el que éste se ubica. Dicho documento proporcionará una guía y directrices específicas para la toma de decisiones. Para esta tarea es recomendable partir de las etapas propuestas por García (1998) para abordar un ciclo de planificación completo: (1) elaborar un diagnóstico inicial para conocer la situación de partida; (2) definir unos objetivos futuros deseables, es decir, adónde se quiere llegar desde la situación actual; (3) identificar las estrategias o pasos necesarios para alcanzar dichas metas; (4) diseñar un plan de acción o actuación en el que se reflejen las acciones que permiten aplicar las orientaciones estratégicas, señalando los recursos materiales, humanos y económicos que serán necesarios; (5) ejecutar dicho plan de acción; y, finalmente, (6) llevar a cabo un seguimiento y evaluación que permita determinar el éxito de la implementación e introducir las oportunas modificaciones si fuera necesario. La filosofía que subyace a este modelo propuesto por García no es otra que la *Gestión Adaptable*, la cual huye de los habituales diseños lineales que dificultan la retroalimentación y la mejora continua (EUROPARC-España, 2005a). Este enfoque permite abordar dos facetas características de la gestión de los sistemas naturales: incertidumbre e información insuficiente. La información recogida sobre las experiencias pasadas se aplica al momento actual, a través de un proceso de aprendizaje continuo en el que la gestión se va adaptando de forma dinámica al resultado de las intervenciones anteriores, a los cambios de las condiciones del ecosistema y de las demandas de los usuarios (Holling, 1978). La aplicación de esta filosofía precisa de introducir un cambio fundamental en la concepción de los gestores respecto a los espacios protegidos, los cuales en muchos casos consideran que se trata de sistemas fijos que no cambian en el tiempo. Bajo esta nueva perspectiva, tanto los problemas como los objetivos de gestión pueden cambiar en un lapso de tiempo que puede ser relativamente corto. Una adecuada planificación de la gestión desde una perspectiva dinámica y adaptativa debería ofrecer margen suficiente para reorientar el desarrollo de las actuaciones a una realidad, por definición, cambiante (EUROPARC-España, 2005a). Este tipo de sistemas facilitan la toma de decisiones en base a la experiencia adquirida y a la mejor información disponible, algo que resulta fundamental cuando se han de aplicar medidas controvertidas, como pueda ser el cierre de un sendero. De esta forma, es posible superar el modelo tradicional utilizado para gestionar los impactos de los visitantes, el cual no se sustentaba en criterios científicos. Esta aproximación generaba una serie de problemas, tales como la falta de conocimiento explícito de las condiciones de los recursos gestionados, el desconocimiento de la valoración por parte del público de los mismos, o la ausencia de procedimientos adecuados para evaluar las diferentes alternativas que podían aplicarse ante un mismo impacto (McCool & Cole, 1997). Por lo tanto, las decisiones tomadas en este contexto solían resultar poco defendibles e ineficaces para la restauración de las condiciones deseables para el equipamiento analizado.

En el contexto del enfoque proporcionado por la Gestión Adaptable, se propone un modelo de trabajo para la elaboración de una guía específica para la gestión de senderos que es resumido en la **Figura 5.1**. La primera parte de esta figura ya ha sido comentada en diferentes apartados previos y existen multitud de referencias bibliográficas específicas (por ejemplo toda la *Serie Técnica* de la organización EUROPARC-España), por lo que los siguientes epígrafes se centrarán en las metodologías a seguir para la realización del diagnóstico inicial de la red de senderos y en la elaboración de la propia guía para la gestión. Este apartado se cierra con una serie de recomendaciones que pueden ayudar a realizar una implementación exitosa de la guía para la gestión.

5.1.1. Diagnóstico inicial de los senderos existentes.

La elaboración de un plan de gestión para una red de senderos ha de sustentarse en un conocimiento lo más completo posible de la situación de partida. Por lo tanto, el primer paso consiste en la realización de un diagnóstico de los itinerarios existentes. Los objetivos de esta tarea son: (1) identificar el estado de conservación de los diferentes senderos, (2) valorar su adecuación a los objetivos del espacio protegido relativos al uso público en cuanto a cantidades y tipos de actividades realizadas, (3) conocer las tendencias de cambio en el tiempo y, por último, (4) definir los factores negativos (problemas) y positivos (oportunidades) existentes. Para la elaboración del diagnóstico debe recurrirse al análisis de la mejor información disponible. Siempre que sea posible, se incluirán datos de indicadores cuantitativos

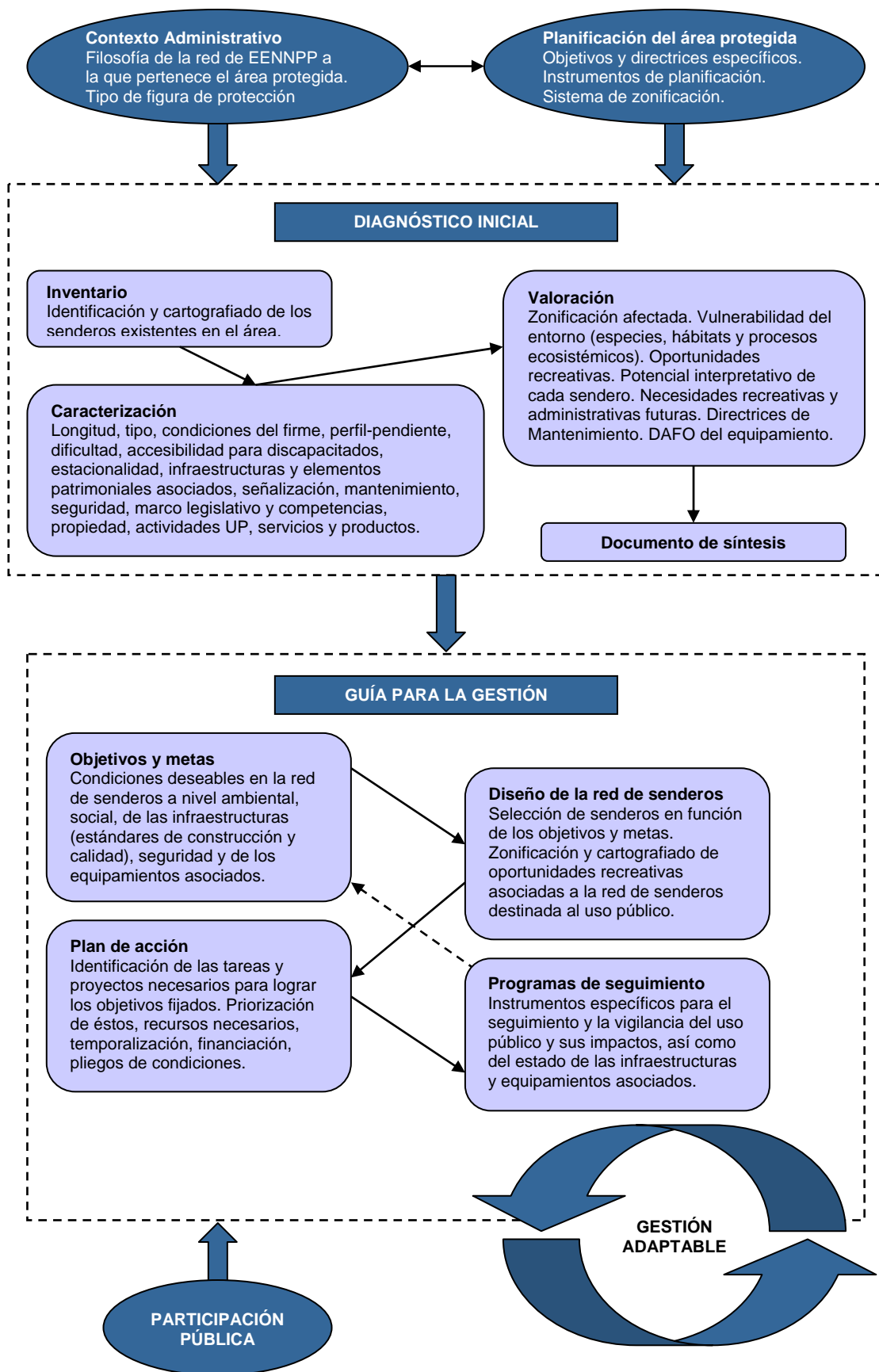


Figura 5.1: Proceso metodológico para la gestión de una red de senderos de un espacio natural protegido.

CARACTERÍSTICAS BÁSICAS	CARACTERÍSTICAS AVANZADAS	CARACTERÍSTICAS RELATIVAS AL USO PÚBLICO
Información del sendero que ha de estar disponible para el gestor y el usuario.	Información del sendero de utilidad para el gestor.	Información sobre el uso público del sendero de utilidad para el gestor.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nombre del sendero. ▪ Recorrido sobre mapa. ▪ Longitud. ▪ Inicio y fin. ▪ Tiempo estimado para completar el recorrido. ▪ Desnivel acumulado. ▪ Pendiente: media positiva-negativa total y por tramos, indicando la longitud del tramo. ▪ Perfil del recorrido. ▪ Tipo de trazado: circular-lineal con una entrada-lineal con dos o más entradas, unidireccional-bidireccional, guiado-autoguiado. ▪ Dificultad estimada. ▪ Necesidades de equipamiento especial para su realización. ▪ Conexiones con otros senderos. ▪ Accesibilidad: cercanía a los accesos del área protegida, proximidad a núcleos habitados, viales de acceso, medios de transporte disponibles. ▪ Equipamientos de uso público asociados al sendero. ▪ Accesibilidad para colectivos con movilidad reducida. ▪ Señalización: características, información aportada respecto a regulación y elementos patrimoniales, carteles tipo <i>You-Are-Here</i>, etc. ▪ Principales elementos de interés: paisaje, fauna, vegetación, patrimonio cultural, prácticas tradicionales, etc. ▪ Otros elementos patrimoniales presentes: geomorfológicos, geológicos, hidrológicos, bióticos, etnográficos, históricos, culturales. ▪ Información relativa a la seguridad de los usuarios: teléfonos de emergencia, zonas susceptibles de sufrir desprendimientos, terrenos resbaladizos, zonas con riesgo de caída o de avalancha, peligro de incendio, etc. ▪ Estacionalidad climática: épocas del año menos adecuadas para la afluencia de visitantes. ▪ Estacionalidad biológica: necesidad de cierres temporales o precauciones especiales por la presencia de especies vulnerables por cría o floración, por ejemplo. ▪ Recomendaciones, normativa y regulaciones. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Marco legislativo, competencias y regímenes de propiedad de los terrenos atravesados. ▪ División en tramos: por perfil, tipo de uso, sustrato, etc. ▪ Anchura: por tramos, media, máxima y mínima. ▪ Tipo de sustrato: por tramos y superficie dominante, la cual puede estar constituida por rocas ígneas consolidadas, rocas metamórficas, rocas calcáreas bien cementadas, rocas silíceas compactas, depósitos cuaternarios de arenas, arcillas o limos, margas, hierba, agregados, pavimento, trocha, pasarelas, caminos de troncos, asfalto, etc. ▪ Erodabilidad: riesgo de erosión asociado al tipo de sustrato y la pendiente existente. ▪ Intersecciones: con carreteras, caminos, arroyos/ríos, ferrocarriles, oleoductos/gaseoductos, líneas de alta tensión, etc. ▪ Cuellos de botella al tránsito de los usuarios. ▪ Infraestructura de apoyo: aparcamientos en el acceso, áreas recreativas, miradores, pasarelas, escaleras, bancos, señalética direccional, puentes, carreteras, papeleras, contenedores de recogida selectiva, mesas, barreras de paso, zonas de descanso y acampada, puntos de agua, zonas de baño, etc. ▪ Evaluación de los materiales utilizados en las infraestructuras de apoyo: uso de materiales respetuosos con el medio ambiente. ▪ Planes y puntos de evacuación: mediante vehículos terrestres o aéreos, distancia a centros de socorro próximos. ▪ Cobertura de telefonía móvil: detección de zonas de sombra. ▪ Sensibilidad ambiental: afección a hábitats o especies vulnerables, Puntos de Interés Geológico, etc. ▪ Paisaje: diversidad paisajística a lo largo del sendero, elementos sobresalientes, calidad del entorno. ▪ Condiciones de mantenimiento: existencia de limpieza y/o mantenimiento, frecuencia del servicio, control de la vegetación y del drenaje, recogida de basura, acondicionamiento del trazado, etc. ▪ Vigilancia: presencia de guardería y su distribución temporal y espacial, adecuación a la afluencia real de visitantes. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Número de usuarios. ▪ Perfil más frecuente: tipos de usuarios, actividades desarrolladas, perfil objetivo prioritario. ▪ Tamaño y número de grupos de visitantes. ▪ Estacionalidad de la visita: frecuentación por meses/días de la semana, identificación de las épocas de máxima y mínima afluencia. ▪ Intervalos de tiempo entre grupos de visitantes. ▪ Encuentros: media por tramos y total. ▪ Claridad del trazado. ▪ Nivel de satisfacción relativo a la visita. ▪ Dispersión de los visitantes de la ruta establecida: existencia y nivel de uso de senderos secundarios. ▪ Potencial interpretativo del sendero. ▪ Medios interpretativos del sendero: evaluación de los contenidos, técnicas de comunicación, terminología, etc. ▪ Materiales interpretativos de apoyo: carteles, folletos, libros, CD-Rom, páginas web, etc. ▪ Servicios y productos asociados: guías, recuerdos y merchandising, etc. ▪ Desperfectos por mal uso de las infraestructuras. ▪ Desperfectos por falta de mantenimiento. ▪ Impactos ambientales del uso público: presencia de basura, efectos del pisoteo, daños a la vegetación, introducción de especies alóctonas, <i>feeding</i>, etc. ▪ Interferencias con el medio socio-económico: daños en cultivos, molestias al ganado, desperfectos en vallas, etc.

Cuadro 5.1: Información necesaria para la caracterización de un sendero.

o cualitativos, o bien se recurrirá a la opinión de expertos cuando no exista un registro de información previo, algo habitual en muchos espacios protegidos debido a la falta de inversiones adecuadas. El diagnóstico ha de contener un inventario de los senderos existentes, definiendo su distribución espacial, diseño y condiciones actuales. En condiciones de trabajo ideales, esta información debería ser introducida en un sistema de información geográfica que permitiera crear bases de datos georreferenciadas para cada itinerario. La información a recopilar puede ser todo lo compleja que se quiera o precise. En el **Cuadro 5.1** se identifican los aspectos que suelen formar parte de la caracterización de un sendero. Evidentemente, en cada caso habrá que valorar las limitaciones técnicas, presupuestarias y temporales para seleccionar aquellas características que se tendrán en cuenta. El hecho de trabajar con un sistema de información geográfica permitiría por ejemplo definir diferentes tramos de un sendero en función de criterios concretos, tales como la pendiente, el tipo de sustrato, la erodabilidad, etc. Esto facilita el seguimiento posterior de dichas variables, al tiempo que permite realizar valoraciones integradas a través de la combinación de la información.

Gracias a esta información de partida será posible completar el diagnóstico con una valoración de la situación de partida. Esta tarea debe contextualizarse adecuadamente en cada caso concreto, para lo cual resulta imprescindible identificar los elementos clave que se quieren gestionar en cada sendero o en la red en su conjunto. Para ello es necesario, en primer lugar, identificar los objetos de conservación del área protegida en la que se está trabajando. Se trata de componentes de los ecosistemas de carácter abiótico (gea) o biótico (especies de flora y fauna), comunidades y hábitats naturales, así como procesos ecológicos fundamentales en el funcionamiento del espacio protegido, que son objeto preferente de la gestión. Los motivos pueden ser variados. Pueden constituir uno de los motivos de la designación del espacio, existir un mandato legal para su protección o gestión, ser relevantes o representativos a escala regional, estatal o comunitaria, estar sometidos a algún grado de amenaza, precisar de una cierta gestión para su mantenimiento, resultar de interés por ser singulares, raros o excepcionales, o bien constituir un elemento clave en el desarrollo socioeconómico de la zona (García Fernández-Velilla, 2003). Una vez identificados estos objetos de conservación prioritarios, es necesario conocer los factores y procesos que los sustentan, de forma que pueda valorarse el estado de conservación de los mismos de una forma integral. A continuación, se identifican los problemas y amenazas que puedan comprometer el estado de conservación de estos elementos, así como los servicios y sinergias positivas que generan. Evitaremos con ello limitarnos únicamente a los aspectos negativos, alejándonos de aquellos enfoques que asocian los espacios protegidos a la existencia de multitud de problemas. Una buena herramienta para esta tarea son los *diagramas causa-efecto*, los cuales hacen explícitas las relaciones causales que se aprecian entre los problemas u oportunidades. Para esta tarea, será de gran ayuda la consulta del Capítulo 3 de esta tesis, ya que en el mismo se aportan diferentes diagramas en los que se identifican los componentes del medio que pueden ser alterados por los impactos provocados por el uso público en el caso de los senderos. Al visualizarse las relaciones entre los factores se obtiene una visión más integrada de la problemática general, pudiendo identificar las causas primeras sobre las que es necesario actuar prioritariamente. Esto contribuye a simplificar una casuística que en ocasiones puede ser muy compleja y facilita la posterior definición de objetivos y actuaciones necesarias al elaborar la guía para la gestión de la red de senderos.

Tras definir claramente el contexto de la valoración, se puede abordar su elaboración. Esta tarea consiste en: (1) analizar si la distribución espacial de la red de senderos se ajusta correctamente a la zonificación del espacio protegido; (2) determinar la vulnerabilidad del entorno en el que se ubica cada itinerario en función de las especies, hábitats y procesos ecosistémicos presentes; (3) establecer una zonificación de las oportunidades recreativas en los diferentes itinerarios en base a los objetivos de gestión del área protegida; (4) definir el potencial interpretativo de cada uno de los senderos; (5) identificar las necesidades recreativas y administrativas futuras y, por último; (6) establecer las directrices necesarias para el correcto mantenimiento de la red de senderos. Como resumen del proceso de valoración, es aconsejable elaborar un análisis DAFO (Debilidades – Amenazas – Fortalezas – Oportunidades) que permita destacar los puntos clave del diagnóstico.

El análisis se completaría con un documento de síntesis en el que se incluiría únicamente la información más relevante obtenida a través del diagnóstico realizado. En este informe es

necesario identificar claramente los tramos que presentan problemas críticos debido a que están dañando zonas con flora o fauna vulnerable, afectan gravemente a sitios con interés histórico o cultural, atraviesan áreas muy degradadas que precisan una rehabilitación urgente, demandan un excesivo mantenimiento, o incluyen amenazas significativas para la seguridad de los visitantes. Si se decide que ni siquiera a través de una relocalización, rediseño o rehabilitación de estos tramos es posible solucionar los problemas detectados, habría que plantear el cierre al uso público de los mismos. A pesar de que estas decisiones pueden ser controvertidas, es mejor desde el punto de vista de la gestión clausurar senderos que amenacen la conservación de los recursos del área protegida, sean innecesarios, estén degradados de forma importante, o sean inseguros o inadecuados, que mantenerlos abiertos para que estos problemas se incrementen en el futuro. Únicamente después de solventar los problemas que llevaron a su cierre podrían volver a pertenecer a la red de senderos oficial.

5.1.2. Elaboración de la Guía para la Gestión.

La fase de formulación de objetivos es el primer paso y la base para la elaboración de cualquier plan de gestión de un espacio natural protegido. El análisis detallado de las necesidades que debe satisfacer la gestión permite la identificación de unas metas concretas, ya que los problemas y oportunidades detectados en el diagnóstico inicial constituyen la base para elaborar los objetivos. Una vez definidos éstos, es necesario hacer explícitas las relaciones entre cada objetivo concreto y las actuaciones a desarrollar, identificando los resultados esperados de las mismas y los indicadores para su verificación, ya que estas metas han de poder ser cuantificadas y evaluadas en la medida de lo posible. Los objetivos representan la formulación del escenario deseable, son un listado de fines, no de medios, y no avanzan soluciones. A través de estas metas se definirán las condiciones deseables en la red de senderos a nivel ambiental, social, de la seguridad, y de las infraestructuras y equipamientos asociados a los itinerarios.

Una vez definidos los objetivos, es necesario plantearse si el diseño de la red de senderos (obtenido a través del diagnóstico) permite su consecución o si es necesario realizar una remodelación de la misma. La base para una modificación de la oferta de senderos siempre será la zonificación del área protegida, la cual determinará qué entornos pueden acoger este tipo de equipamientos en función de sus valores patrimoniales y de los objetivos de gestión. La aplicación de una zonificación hace posible crear diferentes tipos de senderos que permitan segregar espacialmente los usos que entran en conflicto (*USDA Forest Service, 1982*). Podremos entonces dedicar una zona a un nivel bajo de uso público en senderos rudimentarios con pocas facilidades y condiciones inalteradas del recurso, mientras que otra zona puede estar preparada para un uso intensivo, incluyendo infraestructuras destinadas a endurecer el sendero (sustratos de piedras en superficie, puentes para atravesar los arroyos, etc.). Existe la posibilidad de ampliar la red con nuevos senderos, aunque para ello habrá que valorar la viabilidad técnica, material y económica, así como la idoneidad de las diferentes alternativas posibles. Un sendero excepcional es casi siempre el resultado de una buena planificación y de un diseño adaptado a los requerimientos establecidos para los tipos y las cantidades de uso deseados, los niveles de dificultad predeterminados y las características específicas de la zona (*Hesselbarth & Vachowski, 2000*). Desafortunadamente, la mayoría de los gestores de áreas protegidas heredan un sistema de senderos que ha sido constituido de forma oportunista integrando antiguas sendas y pistas forestales con diferentes orígenes y funciones. Algunos senderos fueron creados por los visitantes, otros se utilizaban con fines madereros o para la lucha contra los incendios, o bien para proporcionar un acceso rodado a zonas remotas. Pocos fueron diseñados en origen como senderos recreativos y la mayoría no fueron probablemente cuidadosamente planificados y construidos para soportar un uso intensivo o para evitar la degradación del entorno (*Leung & Marion, 1996*). Muchos gestores consideran que tienen que trabajar con más senderos de los realmente necesarios o de los que pueden mantener en condiciones aceptables, lo cual conlleva la aparición de multitud de problemas de mantenimiento.

Tras definir los objetivos y decidir el diseño general que se quiere para la red de senderos del área protegida, estaremos en disposición de identificar las acciones y recursos necesarios para mejorar, desarrollar y gestionar el sistema de senderos. Es decir, podremos elaborar un plan de

acción que guíe en los próximos años la gestión de nuestra red de senderos. Es necesario evaluar los usos propuestos en relación con la red actual para identificar las deficiencias existentes. Una vez conocidas estas deficiencias, se propondrían las acciones y recursos necesarios para solventarlas, incluyendo la ampliación de la red si fuera necesario, la relocalización o reconstrucción de ciertos tramos y el cierre de equipamientos degradados en exceso. Se establecerían estándares de construcción para los senderos, incluyendo anchuras del trazado, tipos de sustratos a utilizar, niveles de dificultad, pendientes máximas y necesidades de mantenimiento. Por último, se diseñaría un plan de seguimiento de los visitantes. Para asegurar la coherencia del plan de acción es necesario que las actuaciones y medidas que se propongan se encuentren claramente ligadas a los objetivos de gestión. Para ello es útil utilizar como herramienta las denominadas matrices de planificación, las cuales identifican para cada medida los objetivos generales y operativos con los que se relacionan, los resultados esperados y las actividades requeridas para lograr dichos resultados (García Fernández-Veilla, 2003; Aauri y Gómez-Limón, 2002). En la matriz de planificación se incluyen también los condicionantes externos, los cuales son requisitos importantes para la realización satisfactoria del plan, pero sobre los que no existe capacidad de gestión. Esto puede ocurrir bien por exceder el ámbito de actuación del plan de gestión (que habitualmente debe ceñirse al territorio del espacio protegido), bien por actuar a escalas temporales superiores a las que pueden contemplarse en un plan de gestión con una vigencia limitada, o por quedar fuera de las competencias de la entidad responsable de la gestión del espacio. En la identificación de estos condicionantes externos juega un papel destacado la experiencia y el conocimiento local. Una vez desarrolladas las matrices de planificación para todos los objetivos operativos, es habitual encontrarse con un buen número de actuaciones propuestas. Será el momento de priorizar o distribuir en el tiempo el conjunto de acciones teniendo en cuenta los medios disponibles y el periodo de vigencia del plan. Es por lo tanto necesario definir los recursos económicos, materiales y humanos necesarios para ejecutar las diferentes actuaciones. La priorización puede realizarse siguiendo una clasificación de las actuaciones en *urgentes* (prioritarias a corto plazo), *necesarias* (medio plazo), *convenientes* (aconsejadas pero no imprescindibles, por lo que suelen estar sujetas a la disponibilidad de recursos) y *condicionadas* (su necesidad viene motivada por la aparición de un fenómeno o situación que ha sido considerada como posible).

Trazado	Drenaje	Vegetación
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rehabilitación de zonas con problemas de acumulación de agua. ▪ Reposición de sustratos (grava, tierra, etc.). ▪ Allanado/compactación (si es conveniente). ▪ Reparación de pasarelas. ▪ Rehabilitación de zonas degradadas con descalces de raíces y escarbes. ▪ Reposición de piedras destinadas a la delimitación. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Limpieza/repación de estructuras (alcantarillas, cunetas de desagüe, etc.). ▪ Reposición de estructuras deterioradas. ▪ Instalación de estructuras de drenaje adicionales si fuera necesario. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Clareos de vegetación en el trazado y cunetas. ▪ Eliminación de árboles caídos y ramas desprendidas. ▪ Revegetación de los taludes. ▪ Eliminación de árboles con riesgo de caída. ▪ Control de especies exóticas.
Estructuras	Señales	Limpieza
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reparación de los puentes, muros de contención, barreras, barandillas de seguridad, pasos a nivel, refugios, bancos, miradores, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reparación o bien reemplazamiento de señales deterioradas. ▪ Revisión de la señalética direccional. ▪ Instalación de nuevas señales necesarias. ▪ Revisión del estado de las barreras de acceso. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eliminación de vertederos y zonas de acumulación de desperdicios en las inmediaciones del sendero. ▪ Retirada de basura esparcida en el recorrido.

Cuadro 5.2: Actividades de mantenimiento habituales en un sendero. Estas categorías generales de mantenimiento deben ser consideradas cuando se realiza la valoración de las necesidades de mantenimiento de un itinerario. *Fuente:* elaboración propia en base a Birchard *et al.* (2000) y Demrow & Salisbury (1998).

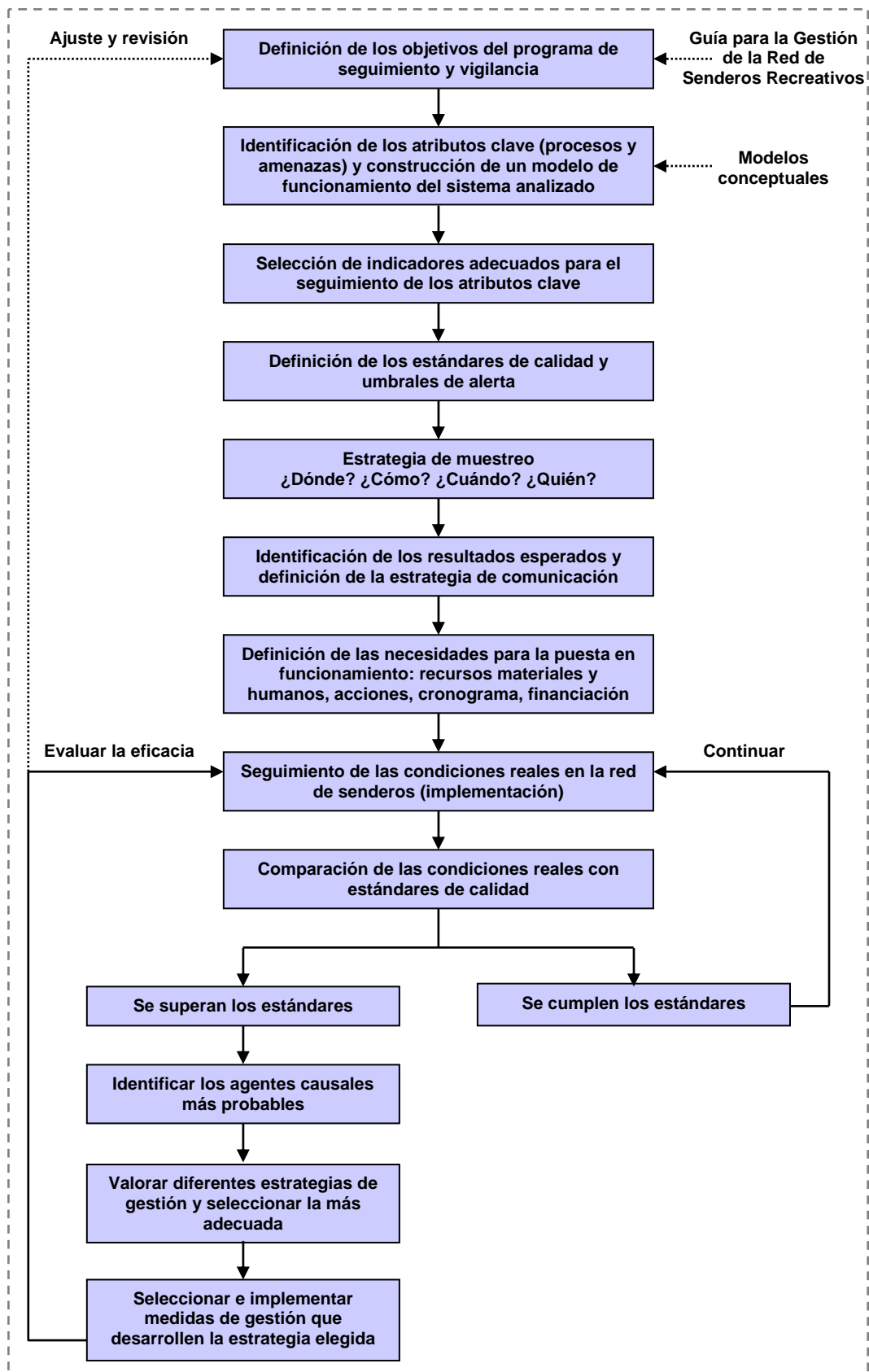


Figura 5.2: Propuesta de programa de seguimiento y vigilancia de los impactos recreativos en la red de senderos de un espacio natural protegido. *Fuente:* adaptado a partir de Leung & Marion (2000: 41).

El último paso de esta guía para la gestión lo constituye el establecimiento de los programas de seguimiento y vigilancia. En el campo específico de la gestión de los espacios naturales protegidos, el seguimiento debe considerarse como una herramienta fundamental al servicio de la gestión, por lo que su objetivo último es la mejora de la eficacia en las decisiones de manejo. El programa de seguimiento debe estar basado en unos objetivos claros. Respecto a los senderos, estos objetivos serían: (1) incluir un registro continuo de la dinámica de los elementos patrimoniales (naturales y culturales) identificados como prioritarios en el apartado de valoración del diagnóstico inicial; (2) evaluar el aporte de los senderos al cumplimiento de los objetivos del espacio protegido; (3) lograr la prevención y alerta temprana ante cambios e impactos en la red de senderos; (4) determinar la eficacia de las medidas de gestión adoptadas, y; (5) recopilar información que sirva de base para futuros estudios y el análisis de tendencias temporales. Sólo entendiendo por qué es necesario obtener una cierta información y para qué sirve, el programa de seguimiento resultará exitoso. El diseño y filosofía de este tipo de instrumentos ha sido descrito en multitud de manuales, por lo que únicamente se propone un modelo de trabajo centrado en el seguimiento de los impactos en el sendero derivados del uso público (**Figura 5.2**).

¿Qué es necesario para lograr un programa de seguimiento eficaz?

- Las estaciones de seguimiento y los sitios de muestreo deben ser identificados permanentemente y descritos en detalle, al igual que los protocolos de trabajo. La información debe ser archivada en más de una localización para evitar su pérdida y asegurar la replicabilidad futura de los análisis realizados.
 - Utilizar referencias adecuadas y/o sitios de control establecidos al principio del estudio.
 - Disponer de equipo para el trabajo de campo adecuado.
 - Asegurarse de que el equipo y los sitios de muestreo están seguros a largo plazo, sobre todo en el caso de equipos para la toma de datos en remoto y las estaciones de toma de datos permanentes.
 - Disponer de medios de transporte adecuados y seguros para el acceso a los puntos de trabajo, como pueden ser vehículos todoterreno, motos de nieve o embarcaciones.
 - Poner un especial cuidado a la hora de diseñar y aplicar los protocolos de campo y laboratorio. Los procedimientos deben estar estandarizados en la medida de lo posible. Es conveniente desarrollar tareas de inter-calibrado con individuos u organizaciones que utilicen técnicas similares, o bien usar muestras estandarizadas para la calibración. Los métodos analíticos o los procedimientos de toma de muestras no deberían ser modificados sin comprobar concienzudamente el efecto del cambio en las series de datos temporales.
 - La frecuencia de toma de datos en estudios a largo plazo debe establecerse considerando el uso de la información y el análisis de los resultados. La duración de la medición debe ser al menos tan larga como la del fenómeno evaluado, o al menos basarse en la frecuencia de ocurrencia del evento.
 - Los métodos desarrollados para una localización o proyecto no deberían ser aplicados en otra localización sin una cuidadosa evaluación y una sólida justificación.
 - Ha de llevarse a cabo una estricta gestión y almacenamiento de los datos, incluyendo la posibilidad de adaptarse a los cambios como consecuencia de los avances tecnológicos. Es imprescindible crear copias de seguridad que impidan la pérdida de información. El almacenamiento de muestras a largo plazo es conveniente para poder volver a revisarlas en caso necesario.
 - Debe existir una persona que lidere el proyecto de seguimiento.
 - El personal encargado del seguimiento debe ser estable y estar bien formado.
 - La propiedad intelectual de los datos debe estar clara desde el inicio del proyecto.
 - La escala de seguimiento debe relacionarse con las dimensiones espacio-temporales de la cuestión planteada.
 - Es muy recomendable que los científicos senior y junior trabajen juntos durante un plazo de tiempo suficiente en el campo para una buena comprensión de las técnicas.
 - Los datos tomados en continuo deben ser revisados cada cierto tiempo para evitar acumular errores.
 - Utilizar los datos provenientes de los estudios a largo plazo para responder a las cuestiones.
 - Mantener un flujo de publicaciones que aporten credibilidad y muestren los logros proyecto.
 - Mantener la independencia científica y la integridad del proyecto evitando intereses particulares.
 - Establecer acuerdos entre científicos, gestores y el personal de las diferentes administraciones para asegurar que el trabajo a largo plazo tiene relevancia para la gestión.
 - Disponer de una financiación adecuada, sostenida y fiable.
 - Trabajar en desarrollar cuestiones de interés para la gestión que pueden utilizar el conocimiento generado por los programas de seguimiento como un marco de referencia.
-

Cuadro 5.3: Algunos componentes críticos para un mantenimiento efectivo de programas de seguimiento. *Fuente:* Lindenmayer & Likens (2010: 78-79).

5.1.3. Recomendaciones para la aplicación de la Guía para la Gestión.

A continuación, se ofrecen una serie de consejos que pueden resultar de utilidad para el personal encargado de la implementación de la guía para la gestión de una red de senderos. Se trata de seis recomendaciones sobre diferentes aspectos específicos relativos a este proceso que son asimilables a unas *buenas prácticas* que tomar como ejemplo.

1. **Establecer acuerdos de colaboración con otros agentes sociales, administraciones y asociaciones que trabajen en el territorio.** Esto permite optimizar el uso de los recursos y aunar esfuerzos en pro de la conservación de los ecosistemas y de sus recursos patrimoniales. Es posible promover acciones de voluntariado destinadas a lograr un correcto mantenimiento del sendero, desarrollar materiales comunes de apoyo para senderos (guías, folletos, carteles, mapas, etc.), llegar a acuerdos con agencias de viajes o empresas de ecoturismo para concentrar el uso público en los senderos más resistentes a los impactos, etc. Se han de identificar las posibles sinergias positivas con otros colectivos que contribuyan a facilitar y mejorar la gestión.
2. **Realizar de forma periódica y regular estudios destinados a conocer las características de los visitantes.** El seguimiento del uso público y su caracterización a lo largo del tiempo es mucho más conveniente que un estudio muy ambicioso pero aislado en el tiempo, ya que al igual que sucede con los sistemas naturales, el perfil de los usuarios de un espacio puede cambiar con el tiempo haciendo que los objetivos de gestión deban ser revisados para mantener su vigencia. El seguimiento de visitantes puede ser dividido en tres componentes (Cope *et al.*, 2000). El primero sería la elaboración del perfil de los visitantes, el cual consiste en la descripción de los usuarios de un equipamiento o área protegida en función de sus características demográficas, socio-económicas, actividades realizadas, valores, etc. Se recomienda consultar Marwijk & Taczanowska (2006) para una breve revisión de diferentes estudios en los que se clasifica a los visitantes en función de sus características. Conocer el perfil de los visitantes de un área protegida resulta fundamental para planificar adecuadamente la oferta de uso público. EUROPARC-España (2004) señalaba que el 48% de los espacios protegidos bajo la figura de parque realizaban algún tipo de encuesta para conocer la tipología de sus visitantes. Estos estudios suelen incluir diferentes características del visitante, entre otras: edad, sexo, procedencia, nivel de estudios, ocupación, características del grupo, motivo, frecuencia y duración de la visita, actividades realizadas, lugares visitados, expectativas y demandas. El segundo componente lo proporcionan las encuestas de opinión. Son un medio para conseguir información sobre las actitudes, percepciones, motivaciones y grado de satisfacción de los visitantes respecto al recurso evaluado. El último de los aspectos relativos a las características de los visitantes consiste en establecer su número a través de sistemas de conteo. Estos instrumentos permiten conocer el uso total de un espacio protegido, así como las variaciones en el tiempo y el espacio de la distribución de los visitantes. Hasta el momento la mayoría de los conteos se realizaban de forma manual mediante el apoyo del personal del área protegida o voluntarios. Esta opción proporciona una información de gran calidad al permitir anotar ciertas características complementarias de los visitantes, como son la edad aproximada, el equipamiento, el género, la presencia de mascotas, etc. Su principal problema es el elevado coste que suponen en términos de personal implicado y tiempo necesario. Ello hace que muchos gestores los usen como un medio de calibración de los contadores automáticos, la segunda gran alternativa para el seguimiento de las cifras de visitantes. Existen multitud de tecnologías destinadas a contabilizar de forma sistemática, automatizada y autónoma los usuarios de un sendero (**Cuadro 5.4**). Cada una posee una serie de ventajas e inconvenientes, las cuales se relacionan con sus requerimientos de alimentación eléctrica, precisión, sensibilidad, autonomía, capacidad de limitar las interferencias derivadas de las condiciones climáticas y los desplazamientos de la fauna salvaje o doméstica, requerimientos de mantenimiento, tipos de visitantes que pueden ser detectados, compatibilidad con otros sistemas de conteo, cualificación del personal encargado, etc. Su principal ventaja es que, aunque requieren de una fuerte inversión inicial, a medio y largo plazo permiten obtener una mayor cantidad de información a un menor precio relativo y con una menor inversión temporal que los conteos manuales.

Tipo de seguimiento	Principio técnico	Requerimientos básicos	Aplicación en el ámbito de las áreas protegidas	Elementos contabilizados
Restringido a una localización	Detección mediante señales emitidas o producidas por los objetos (detección pasiva).	Una señal 'natural' emitida por el objeto de interés que es lo suficientemente fuerte como para permitir su detección en contraposición a la señal de fondo y sus variaciones naturales.	Contadores de presión de personas o vehículos, contadores activos (tornos, barreras), sensores inalámbricos basados en detección del movimiento, video en la franja del visible o videos activados mediante infrarrojos, sensores acústicos.	Visitantes a pie o en bicicleta, vehículos.
	Detección de las señales producidas por los objetos al recibir y reflejar la señal emitida desde una estación base (pinging).	Detección de la reflexión de una señal única de cierta intensidad, a menudo combinada con información de un transpondedor.	Detección de embarcaciones recreativas mediante radares comerciales. Conteo de visitantes mediante los archivos de posicionamiento de las compañías de telefonía móvil generados en las estaciones de radiocomunicación (en desarrollo).	Vehículos, personas provistas de un teléfono móvil.
	Detección de una señal específica mediante un transpondedor (tagging).	El objeto de interés debe poder transmitir una señal de forma individual que será detectada e identificada por uno o varios receptores locales (balizas o estaciones base).	Localización de vehículos recreativos, movimientos de visitantes provistos de un transpondedor en su teléfono móvil o PDA.	Visitantes y vehículos provistos de un transpondedor.
Independiente de una localización	Basado en tecnología GPS.	Uso de un receptor GPS, acceso a la señal y un mecanismo receptor/emisor para grabar los datos y/o transmitirlos a una unidad central de seguimiento.	Gestión de flotas de vehículos recreativos.	Visitantes y vehículos provistos con receptores GPS y sistemas para el almacenamiento de los datos o su transmisión.

Cuadro 5.4: Sistemas destinados a contabilizar o localizar espacialmente a los usuarios de los senderos de forma automática. *Fuente:* basado parcialmente en Warnken & Blumenstein (2008: 1).

¿Por qué es necesario contar visitantes?

- Los datos recopilados permiten a los gestores tomar decisiones basadas en información real y no en meras suposiciones y asunciones no contrastadas.
- Aporta la oportunidad de tener en cuenta la opinión pública a través de la detección de sus preferencias.
- El seguimiento de las cifras de visitantes ofrece la posibilidad de contar con una feedback de información sobre los resultados de la gestión y puede ayudar a centrar la atención en áreas de interés claves.
- Los datos contribuyen a dirigir las inversiones de los gestores y patrocinadores.
- Es un dato necesario para valorar la contribución de los visitantes a la economía local.
- Para la mayoría de los gestores, el número de visitantes se traduce de forma directa en un indicador del éxito de un espacio natural protegido. No obstante, esta estrategia no es la más acertada ya que el objetivo último de los espacios naturales protegidos no consiste en maximizar las visitas, sino proteger adecuadamente una serie de recursos.

Cuadro 5.5: Razones para invertir en la estimación de las cifras de visitantes de un área protegida. *Fuente:* basado en Melvilla & Ruohonen (2004).



Figura 5.3: Proceso de instalación de un equipo de medición del aforo peatonal en la Senda del Castañar de la Reserva Natural del Valle de Iruelas. Este equipo está compuesto por una losa acústica y una caja eco-twin, en la que se sitúa el data logger que se encarga de acumular los datos hasta su descarga a través de un Pocket-Pc. *Fuente:* fotos cedidas expresamente para esta Tesis por el Servicio de Espacios Naturales de la D.G. de Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.

- 3. Utilizar estudios-piloto para ajustar el seguimiento de los impactos del uso público en los senderos.** De esta forma, se logra evitar dar pasos innecesarios o tomar decisiones erróneas. Hay que tener en cuenta que la implementación de un sistema de seguimiento puede resultar complicada y muy cara en tiempo y recursos, por lo que este tipo de estudios contribuyen a la optimización de las inversiones realizadas.

4. Establecer una buena política de adquisición y gestión de datos. Hay una serie de recomendaciones que pueden servirnos de ayuda:

- Es aconsejable tratar de sacar el máximo partido a la información disponible, por lo que antes de implementar un sistema de seguimiento es conveniente recopilar todos los datos existentes para evitar duplicar esfuerzos y no renunciar a oportunidades existentes.
- Los estándares de información y protocolos de muestreo regionales, nacionales e internacionales deben ser tenidos en cuenta a la hora de recopilar la información. Esto permitirá comparar los datos, agregarlos y obtener conclusiones válidas.
- Deben desarrollarse modelos flexibles que utilicen diferentes fuentes de información y puntos de control de forma que la información no esté sesgada.
- Hay que explorar nuevas formas simples, baratas e innovadoras de obtener información. Las nuevas tecnologías pueden jugar un papel muy importante en este caso, sobre todo en el caso de los sistemas de información geográfica, las imágenes de satélite y los sistemas remotos.
- Se deben obtener muestras adecuadas y representativas. Si una muestra no es representativa de un lugar o proceso, no debería ser tenida en cuenta para la toma de decisiones. Los recursos son limitados y deben ser utilizados sabiamente.
- Es conveniente primar la calidad de los datos y no su cantidad. Es más importante obtener poca información precisa y útil para la gestión que grandes volúmenes de datos de escasa calidad o utilidad.
- Resulta imprescindible calibrar de forma periódica los instrumentos de toma de datos para asegurarse de que los datos obtenidos son correctos. Un mal uso del instrumental puede suponer la introducción sistemática de sesgos en nuestros resultados.
- Los datos deben estar convenientemente georreferenciados y temporalizados. Esto posibilitará su análisis espacial y la identificación de tendencias a lo largo del tiempo, algo fundamental para la planificación.
- Hay que verificar los datos para asegurarse de que están libres de error antes de su clasificación y uso. Es importante revisar la información cuando se vuelca en las bases de datos. Su validación debe basarse en los estudios piloto desarrollados para conocer los niveles habituales y la variabilidad natural admisible.
- Los datos deben estar accesibles para los diferentes niveles de la administración del área protegida, así como para otros agentes externos que se consideren de interés. Una información que no está accesible a menudo no es explotada de forma adecuada. Parte de la información deberá estar al alcance del público en general, por ejemplo en lo relativo a la accesibilidad de los senderos y el equipamiento asociado, o los recursos que se visitan. Un mejor conocimiento del propósito y de las condiciones de cada uno de los senderos de la red posibilita que los usuarios escojan aquellos senderos que se adaptan mejor a sus necesidades.
- Las bases de datos creadas deben ser fáciles de utilizar e intuitivas. Esto permitirá su consulta por parte de diferentes usuarios e incrementará la explotación de los datos recopilados. Los resultados del seguimiento y la gestión deben ser presentados de forma que sean fácilmente interpretables.
- Hay que garantizar la confidencialidad de los datos cuando sea necesario. No es conveniente que cierta información pueda ser consultada por el público en general, como es el caso de la localización de los lugares de cría de las especies en peligro de extinción, por ejemplo. La gestión de esta información requiere de unas ciertas medidas de seguridad y de una adecuada formación del personal encargado de su manejo. Por ejemplo, el uso de cámaras para el seguimiento de visitantes conlleva una cierta controversia respecto al derecho a la privacidad.
- La diseminación de información relativa a los beneficios económicos y sociales proporcionados por los senderos facilitará el diálogo entre la administración del área protegida y ciertos colectivos, tales como las comunidades de propietarios, los

gestores territoriales, las asociaciones (por ejemplo, de ganaderos, cazadores o los grupos ecologistas), etc.

5. **Incorporar a los propios usuarios del espacio natural protegido en el sistema de seguimiento a través de instrumentos de participación pública.** Una alternativa sencilla son las ya mencionadas encuestas, las cuales pueden incorporar cuestiones que faciliten la evaluación de la gestión realizada en la red de senderos. También son de utilidad para conocer sus percepciones, motivaciones y valoraciones. Esto permitirá detectar nuevas oportunidades recreativas. Otra opción es utilizar las nuevas tecnologías, como es el caso de Internet, el correo electrónico o los SMS. Todos estos instrumentos permiten fomentar la participación pública. En algunos espacios naturales protegidos se ponen a disposición de los usuarios los perfiles y trazados de los senderos para que puedan ser descargados al GPS. Al tiempo que se ofrece esta información, se puede solicitar al internauta que envíe sus opiniones sobre el itinerario una vez lo haya completado. Para una revisión exhaustiva de las técnicas de participación más utilizadas y los canales de comunicación existentes en la gestión de los espacios naturales se recomienda consultar el documento *EnREdando. Herramientas para la comunicación y la participación social en la gestión de la red Natura 2000* (EUROPARC-España, 2007). Otra vía de fomentar la participación pública consiste en llevar a cabo una buena comunicación del proceso de elaboración de la guía para la gestión, lo cual hará que los posibles agentes sociales interesados en participar puedan contar con la información necesaria y estén informados de las vías existentes para aportar sus opiniones y propuestas.
6. **Elaborar un modelo de toma de decisiones.** Este instrumento ha de guiar y justificar las decisiones adoptadas, justificando la demanda de recursos adicionales o la necesidad de adoptar medidas de gestión controvertidas. Las condiciones deseables a nivel social y ecológico pueden ser determinadas mediante un modelo de gestión como el ROS o el LAC, que fueron descritos sucintamente en el Capítulo 2. Esto permite incluir indicadores y estándares de calidad, así como realizar un seguimiento para evaluar los éxitos en la gestión en relación a los objetivos establecidos. Cuando las condiciones superen los límites establecidos se iniciaría una evaluación del problema para seleccionar e implementar la acción correctiva más adecuada propuesta en el modelo de toma de decisiones (Anderson *et al.*, 1998).

5.2. Estrategias de Gestión destinadas a controlar los impactos recreativos en senderos

Los impactos recreativos pueden ser controlados a través de diferentes estrategias de gestión (Anderson *et al.*, 1998; Cole *et al.*, 1987; Hammitt & Cole, 1998; Marion & Leung, 2001). La identificación y selección de la técnica más efectiva requiere conocer adecuadamente los problemas derivados del uso público que se están produciendo, incluyendo tanto las causas que los originan como los principales factores que influyen en los mismos (consultar el Capítulo 3 para más información). En el presente apartado se describen diferentes estrategias que los gestores pueden aplicar en el caso específico de los senderos para tratar de controlar los impactos debidos a las actividades de los visitantes, sin olvidar nunca que todo uso conlleva inevitablemente un cierto nivel de deterioro del entorno, tal y como ya se apuntó anteriormente. Estas estrategias están íntimamente relacionadas con los diferentes factores que afectan a la intensidad de los impactos recreativos en senderos (apartado 3.3.). Evidentemente, la selección de una u otra estrategia es un asunto complejo en el que influyen diferentes variables y que dependerá de la situación particular a la que nos enfrentemos. Para facilitar esta tarea, al final de este apartado se han incluido dos herramientas que guiarían la elección de la estrategia más adecuada en cada caso. La primera es un cuadro de doble entrada que relaciona las estrategias de gestión con los principales impactos en senderos derivados del uso público. Este instrumento permite identificar de una forma sencilla qué medidas pueden aplicarse para paliar un cierto problema concreto. También muestra visualmente qué estrategias pueden considerarse generalistas, debido a que contribuyen a reducir numerosos tipos de impactos, y cuáles son más específicas de un tipo concreto de alteración. La segunda herramienta es un árbol de decisiones propuesto por Manning (2004) en el que se proponen

cuatro estrategias generales para controlar los impactos derivados del uso público y que para esta tesis ha sido adaptado de forma particular al caso de los senderos.

Aunque existen multitud de estrategias para enfrentarse a los problemas derivados del uso recreativo, pueden agruparse en ocho categorías básicas tal y como han propuesto diferentes autores (Wagar, 1964; Manning, 1979; Cole *et al.*, 1987; Hammit & Cole, 1998). A continuación, se describen brevemente estas alternativas, señalando las medidas de gestión más habituales que se derivan de cada estrategia. Aunque la mayor parte de estas directrices de gestión han sido formuladas para mantener bajo control el impacto de las actividades recreativas en general, en este caso nos ceñiremos estrictamente a nuestro objeto de estudio, es decir, a los senderos recreativos. Por lo tanto, sólo se describen las estrategias que resultarán de utilidad para mejorar el manejo de estos equipamientos.

5.2.1. Reducir el uso público en el sendero en su totalidad.

Los impactos sobre los ecosistemas y las experiencias de los visitantes debidos a una excesiva demanda recreativa pueden mitigarse reduciendo el número total de usuarios. Ello no asegura una correcta conservación del medio, pero puede ser un primer paso para lograr dicho objetivo en situaciones en las que el equipamiento ha de soportar un elevado número de visitantes.

1. Limitar la cifra total de usuarios del sendero. Ya sea a través de un sistema de permisos o una cuota de acceso o permanencia. Suele complementarse con programas educativos que expliquen las causas que están detrás de adoptar esta controvertida decisión. Conlleva la necesidad de establecer un sistema que controle el acceso de los visitantes, lo cual supone una inversión para los gestores. La eficacia de esta medida es muy variable. Suele ayudar a mantener las condiciones existentes en el momento de su aplicación, pero no favorece la mejora de los senderos impactados al no actuar sobre cómo se distribuye espacialmente el uso público ni sobre cómo se desarrolla éste.

Stankey & Baden (1977) avanzaron cinco directrices generales a considerar en situaciones de limitación del uso:

- I. Comenzar con un diagnóstico previo sobre el uso público: niveles de uso, tipos de usuarios e impactos.
- II. Reducir los niveles de uso sólo cuando medidas menos restrictivas son ineficaces para resolver los problemas.
- III. Combinar técnicas de racionamiento para minimizar y equiparar costes entre los usuarios y gestores. Por ejemplo, reservar la mitad de los permisos de acceso para las reservas realizadas con antelación y la mitad para los primeros que lleguen al recurso.
- IV. Establecer un sistema que permita detectar a las personas que más valoran la experiencia recreativa para dirigir a ellos la concesión de permisos.
- V. Realizar un seguimiento del programa de limitación al uso para ver que realmente funciona.

2. Limitar la duración de la estancia en el sendero. De nuevo es necesario un sistema de control que vigile el cumplimiento de los períodos de estancia establecidos. El problema de aplicar este tipo de medida en el caso de los senderos es que el tiempo necesario para completar el recorrido puede variar sensiblemente en función de los intereses, condición física y forma de desplazamiento del excursionista. Una forma de aplicar de forma indirecta esta medida es limitar el acceso estableciendo la necesidad de ir acompañados de guías-intérpretes acreditados, los cuales se encargarán de controlar la variable tiempo en cada visita.

3. Imponer ciertas habilidades o equipamiento para acceder al sendero. La presión de uso se ve reducida al existir ciertos requerimientos imprescindibles para acometer la ruta.

No es una medida habitual en su aplicación estricta, siendo más común que se implemente a través de consejos o recomendaciones. Muchos senderos informan del nivel de dificultad en su inicio, señalando la conveniencia de contar con cierto equipamiento para determinadas épocas, como pueden ser crampones y piolet para ciertas rutas invernales. También suele advertirse sobre la necesidad de poseer cierta experiencia previa para afrontar la realización de ciertas travesías, como es el caso de las de alta montaña en autosuficiencia. El visitante es advertido del peligro que entraña la realización de la senda sin el necesario equipamiento o preparación. Cada vez es más habitual que las autoridades incluyan una nota final señalando que el senderista acomete la actividad bajo su propio riesgo, lo cual traslada la responsabilidad última al usuario, el cual tiene la obligación de estar convenientemente informado y preparado.



Figura 5.4: Para la realización de algunas rutas, es necesario poseer cierta preparación técnica y equipamiento específico. Es el caso de las rutas de alta montaña, en las que disponer de crampones y piolets, o conocer técnicas como la progresión en cordada, puede resultar imprescindible. En la imagen, un grupo de montañeros se prepara para acometer el descenso del Aneto.

4. Dificultar el acceso a través de la ausencia de equipamientos de uso público y otras facilidades. Esta medida puede ser muy eficaz, sobre todo en aquellas zonas que cuentan con un sistema de apoyo al uso público muy potente, como es el caso de Suiza, Islandia, Nueva Zelanda, etc. El visitante espera encontrar las habituales infraestructuras que faciliten su actividad: carreteras en buen estado que le permitan acceder al inicio del sendero, zonas de aparcamiento para su vehículo, baños públicos, paneles informativos sobre la ruta, puentes para vadear los ríos con un cierto caudal, etc. La ausencia de todos estos elementos suele provocar que un cierto número de usuarios potenciales se decanten por realizar otros senderos mejor acondicionados. El mayor problema de esta medida es la generación de insatisfacción entre los senderistas, por lo que de nuevo es necesario hacerles llegar la información de forma previa a que acometan el trazado. En esta documentación se identificarían los senderos que actuarían como alternativas al trazado en el que queremos reducir el uso, los cuales sí que han de estar convenientemente equipados. Puede ser necesario realizar ciertas inversiones para incrementar la demanda de estos otros senderos, como la instalación de paneles interpretativos que atraigan a los usuarios más ávidos de conocimiento.

5. Cargar al visitante con una tasa o entrada. Esta medida es frecuente a nivel de acceso a un área natural, de uso de ciertos elementos de apoyo a la visita (aparcamientos, centros de visitantes, albergues) o de visita a elementos concretos con un gran valor escénico o cultural (miradores artificiales, cuevas en sistemas kársticos), pero no suele

aplicarse en el caso de los senderos. Esto no significa que no existan excepciones, pero no es frecuente el cobro por la realización de un sendero específico salvo que el acceso se restrinja a grupos acompañados de un guía-intérprete. La imposición de una tasa implica que el gestor debe preservar adecuadamente el recurso por el que se está pagando, por lo que esta medida debe aplicarse únicamente si es posible asegurar el correcto mantenimiento del sendero, ya sea a través de la inversión de los fondos obtenidos con las entradas o con otras fuentes de financiación complementarias. La disponibilidad a pagar es muy variable y depende de multitud de factores, pero las tasas suelen aceptarse mejor si el visitante es consciente de que el dinero recaudado se invierte íntegramente en el mantenimiento del recurso. Es habitual establecer cuotas diferenciales en función del tipo de visitantes, por ejemplo, en función del tamaño del grupo, de las edades de los miembros (estudiante, adulto, jubilado) o de su origen (local, nacional, extranjero).

5.2.2. Reducir el uso público en determinadas áreas problemáticas del sendero.

La mayoría de los impactos recreativos se concentran en unas pocas áreas determinadas, por lo que suele ser una buena estrategia centrar los esfuerzos de gestión en estas zonas. Suele optarse por dispersar el uso para reducir la carga recreativa de estas zonas, aunque también puede alterarse la duración del uso.

6. Prohibir el paso por ciertos tramos del sendero impactados. Determinadas áreas son más propensas a degradarse debido a ciertos factores abióticos (pendiente, tipo de sustrato, presencia de barro o zonas encharcadas) o bióticos (especies más sensibles al pisoteo o a la presencia de los senderistas). Es conveniente buscar trazados alternativos que permitan clausurar estas zonas con objeto de favorecer su recuperación, así como evitar que el trazado del sendero siga trascurriendo por zonas similares. No se trata de cerrar el sendero en su totalidad (Medida 8), sino de evitar el uso de determinados tramos que presentan problemas derivados del uso público. Gran parte del éxito de esta medida de gestión depende del nivel de cooperación de los propios usuarios, los cuales deben respetar las prohibiciones de acceso. Es necesario pues informarles de los motivos de los cambios en el trazado e identificar claramente las rutas alternativas. Para asegurar el éxito de la medida, es conveniente dificultar el acceso a las áreas con problemas y eliminar las facilidades o equipamientos de las áreas clausuradas, ya que pueden actuar como elementos de atracción para los visitantes más curiosos.

7. Limitar el número de usuarios o la duración de la estancia en tramos del sendero deteriorados. No es la solución óptima, pero puede considerarse una alternativa intermedia entre el cierre completo (Medida 6) y la no-actuación. Su implementación puede acarrear algunos problemas para evitar tener que invertir en costosos sistemas de control de los visitantes. Una buena solución pasa por aludir a razones de seguridad. Por ejemplo, en el Barranco del Infierno (Tenerife), se aconsejaba mediante paneles informativos no permanecer mucho tiempo ni en grupos numerosos en la zona de la cascada que se encontraba al final del sendero por el riesgo de daños como consecuencia de los pequeños desprendimientos de rocas que se producían de forma habitual. Esta zona era muy sensible a la presencia de los visitantes, muchos de los cuales aprovechaban este sector para tomar un pequeño refrigerio y reponer fuerzas antes de afrontar el regreso. Una permanencia menor del visitante se tradujo en un menor deterioro del área. Hay que señalar que en este caso la preocupación del gestor por la seguridad del visitante estaba justificada, ya que en 1999 una excursionista perdió la vida como consecuencia de un desprendimiento de rocas.

5.2.3. Modificar los patrones espaciales de uso.

Ciertos tramos o itinerarios acogen mejor intensidades de uso recreativo elevadas, por lo que puede ser una buena opción concentrar en estos lugares a los senderistas y sus impactos. A diferencia del primer grupo de medidas propuestas, no se pretende reducir las cifras totales de visitantes, sino influirles de tal forma que sean dirigidos a ciertas rutas que poseen una mayor resistencia o que son establecidas como zonas de sacrificio.

8. Prohibir el uso de determinados senderos con problemas y fomentar otras rutas alternativas. Técnica de sencilla aplicación que no supone un coste para los visitantes salvo en el caso de que los senderos clausurados sean la única alternativa de acceso a un determinado recurso con una elevada demanda recreativa. Es conveniente realizar una cierta inversión en explicar la medida, ya sea a través de un panel informativo en la entrada del parque o del propio sendero. Esto suele evitar en parte que se generen opiniones negativas entre los usuarios.



Figura 5.5: Sendero cerrado por trabajos de rehabilitación. Resulta fundamental tratar de buscar la complicidad del visitante a través de paneles informativos que expliquen los motivos del cierre temporal o permanente de un equipamiento.

9. Informar a los potenciales visitantes de las desventajas de los senderos impactados o de las ventajas de los senderos en buen estado. Se trata de convencer a los usuarios de que existen senderos más adecuados a sus necesidades o que les proporcionarán mejores experiencias recreativas. Informar de la existencia de tramos peligrosos o en mal estado hace que muchos usuarios renuncien a su realización. Es una medida sencilla y de bajo coste, por lo que ha sido una alternativa muy utilizada por los gestores de áreas protegidas. Un punto importante que ha de tenerse en cuenta es que este tipo de información ha de estar disponible para el potencial usuario lo antes posible. La mejor opción es que pueda conocer la existencia de estas situaciones desde el momento en el que está programando su visita al espacio natural, lo cual evitará que el senderista se lleve sorpresas de última hora al acceder a la ruta elegida. Es una medida menos extrema que la anterior al no implicar el cierre del sendero. Puede complementarse mediante la mejora de la infraestructura de apoyo de los senderos que se quiera potenciar debido a su menor fragilidad. No obstante, hay que tener en cuenta que la mejora del equipamiento del sendero ha de ser respetuoso en todo momento con los objetivos de protección del entorno que hayan sido fijados por el gestor.



Figura 5.6: Sendero interpretado en Krýsuvík, Islandia. A pesar de ser una zona peligrosa por la presencia de fumarolas y de lodo hirviendo, una adecuada infraestructura posibilita la visita incluso con cochecitos para bebés. Este equipamiento cuenta con numerosas infraestructuras de apoyo, incluyendo un aparcamiento, servicios, paneles informativos y contenedores para los desperdicios. Sin estos elementos, la mayoría de los turistas descartarían visitar esta zona.

10. Fomentar los desplazamientos fuera de sendero. En ciertas áreas puede interesarnos que no exista un trazado claro y único que determine por dónde han de transitar los senderistas. Parece una contradicción, y hasta cierto punto lo es, pero existen situaciones en las que un sendero no ha de parecerlo o al menos no ha de ser muy evidente. Es el caso de rutas con una baja demanda inicial que transitan por zonas en las que el medio es capaz de soportar el paso de un cierto número de visitantes sin sufrir alteraciones evidentes. El ejemplo más claro de este tipo de rutas es el senderismo *off-trail* que se practica en muchos espacios naturales de Norteamérica o Australia. Tal vez la mayor desventaja de esta técnica es que precisa de un cierto nivel de preparación por parte del usuario, ya que ha de saber orientarse para llegar a los puntos de interés que quiera visitar sin la ayuda de un sendero que dirija su marcha. La existencia de equipos de guías especializados resuelve en parte esta situación. Esta estrategia será discutida en el Capítulo 7 de esta Tesis, ya que es una buena alternativa para ciertas localizaciones antárticas que reciben una presión recreativa baja.

11. Desalentar o prohibir los desplazamientos fuera de sendero. Medida de gestión inversa a la número 10. En este caso, el gestor trata de reducir en la medida de lo posible la permeabilidad del entorno respecto al sendero, de forma que los visitantes no tiendan a abandonar el sendero salvo en las zonas que se permita una cierta dispersión, como son los miradores o las áreas recreativas. Pueden utilizarse elementos naturales como rocas o arbustos para dirigir al visitante, aunque también es habitual utilizar cuerdas, pasamanos o hitos de referencia para marcar la senda. Esto evita el impacto más allá de la zona de influencia del itinerario y se minimiza la aparición de senderos al margen de la red oficial. Esta medida se aplica en ocasiones únicamente en el caso de grupos de cierto tamaño debido a que se considera que su impacto potencial es mayor. Como la mayoría de los visitantes tiende a ceñir sus desplazamientos únicamente a los itinerarios establecidos, esta medida suele ser aceptada sin mayor problema por la práctica totalidad de los usuarios. Únicamente los amantes del *off-trail* pueden llegar a sentirse incómodos. Para evitar esta situación, se aconseja informar adecuadamente de la existencia de otras áreas en las que esta práctica esté permitida. Una variante particular de la medida es la

eliminación de los senderos secundarios destinados a acortar el trazado, es decir, los populares atajos que en algunos casos incrementan sustancialmente el área afectada por los senderistas.



Figura 5.7: Bifurcación de un sendero que sirve para segregar a los usuarios del sendero que realizan la ruta a caballo del resto de visitantes. Si nos fijamos con atención, el sustrato de la senda utilizada por los équidos está más compactado, lo cual se refleja en un cambio de coloración y en la ausencia de brotes en el trazado. Los carteles han sido aumentados para facilitar su observación.

12. Segregar diferentes tipos de usuarios. Evitar que coincidan en el espacio diferentes tipos de usuarios que de forma tradicional entran en conflicto puede ayudar a mejorar la calidad de su experiencia recreativa. Es el caso de senderos destinados únicamente a grupos a caballo o a practicantes de ciertas modalidades deportivas, tales como *mountain-bike* o esquí de fondo, los cuales pueden ver alterada su actividad si comparten los itinerarios con los senderistas tradicionales. Si la segregación no es simétrica, es decir, si se prohíbe permanentemente un cierto tipo de usuario en un sendero, esta medida sería asimilable a la 9. La mejor alternativa es informar adecuadamente de qué senderos son adecuados para practicar las diferentes modalidades de uso público que se desarrollen en el área protegida. Esta medida puede controlar indirectamente la proliferación de especies exóticas en los ecosistemas a través de la prohibición de actividades como las excursiones a caballo en determinadas áreas, ya que el riesgo de introducción de especies no autóctonas es mucho mayor en este tipo de actividad en la que se posibilita tanto la dispersión exo como endozoócora. Para conocer un poco mejor este fenómeno, aconsejamos consultar el trabajo que Pirkko Siikamäki y otros autores realizaron durante el período 2001-05 en el Parque Nacional Oulanka, Finlandia. En esta investigación se registraron valores superiores a 10 especies invasoras/m² para zonas que dos años atrás habían sido utilizadas por grupos de excursionistas a caballo. Las semillas en las heces de los équidos presentaron un éxito mayor que aquellas que fueron transportadas en sus pezuñas o patas. Este trabajo incide asimismo en la mayor capacidad erosiva de estos animales, algo que debe tener en cuenta el gestor a la hora de asignarles los senderos que se hayan demostrado más resistentes frente al pisoteo y la erosión superficial.

5.2.4. Modificar la temporalización del uso.

La fragilidad del ambiente cambia a lo largo del año. Además, ciertas fechas del año o la semana son más populares que otras, lo cual hace que surjan problemas de hacinamiento. El uso puede ser dirigido a ciertas fechas cuando el impacto esperado es menor.



Figura 5.8: Una señal convenientemente situada puede evitar que la mayoría de los usuarios transiten por un sendero que se pretende recuperar o en el que es necesario realizar labores de mantenimiento, aunque siempre habrá visitantes que no respetarán este tipo de recomendaciones.

13. Prohibir temporalmente el uso de determinados senderos. Esta estrategia se aplica cuando los recursos que se quieren preservar son más vulnerables en ciertas épocas. Es el caso de muchas especies de fauna que cuentan con períodos críticos que suelen relacionarse con su ciclo reproductivo. Los senderos que discurren próximos a las poblaciones que se desea proteger son clausurados en ciertas épocas para favorecer la cría de la descendencia. También es habitual en zonas con climas extremos en las que los senderos son impracticables durante parte del año o en aquellas localizaciones en las que el peligro potencial de impacto se incrementa en ciertas épocas, por ejemplo por estrés hídrico severo de la vegetación en el estiaje. Esta estrategia puede aplicarse únicamente a ciertos grupos de usuarios para evitar conflictos con otros colectivos; de esta manera, puede prohibirse la presencia de ciclistas en ciertos senderos en fin de semana para favorecer a los senderistas. Si una ruta presenta problemas de senderos secundarios puede ser aconsejable aplicar esta medida en las épocas en las que el trazado esté saturado de agua, ya que esta situación favorece la proliferación de trazados alternativos para evitar el barro.

14. Favorecer el uso en épocas de escasa demanda. Muchos senderos presentan elevados picos de uso en ciertas fechas, en fines de semana o períodos vacacionales. Para romper esta tendencia los gestores pueden tratar de actuar sobre la demanda de forma que no se concentre en unas determinadas épocas. Una posibilidad es negociar con las empresas dedicadas a realizar visitas guiadas al espacio protegido de forma que oferten precios más económicos para las visitas que se desarrollen en ciertos períodos o en días laborables. Otra opción consiste en desarrollar actividades puntuales en estas

fechas de menor presión recreativa que atraigan a ciertos colectivos con mayor elasticidad de horarios, como pueden ser los estudiantes o los jubilados. La realización de una marcha no competitiva puede ser una excusa perfecta para lograr este objetivo. Una tercera posibilidad consistiría en gravar el acceso a los senderos que no se desea promocionar en las épocas de elevada demanda de uso o en las que el riesgo potencial de impacto sea elevado, aunque esta opción es bastante infrecuente en la realidad. Esta medida de gestión puede originar efectos negativos no deseados, como el descenso de la satisfacción de los visitantes, por lo que es necesario realizar un seguimiento de su eficacia para asegurarse de que al menos se está cumpliendo el deseado cambio del patrón temporal de las visitas.

5.2.5. Modificar el tipo de uso y/o el tipo de visitante.

Los grupos de visitantes grandes y aquellos que llevan mascotas tienen un mayor potencial para causar problemas y generar impactos que los grupos pequeños. Incluso más importante, grupos que no practican un comportamiento respetuoso, al margen de su tamaño, causan más problemas que otros. Ambos, tipo de uso y comportamiento, pueden ser modificados para minimizar la posibilidad de que se produzca un impacto.

15. Controlar el tamaño del grupo. Los grupos grandes suelen ser una fuente de conflicto, ya que muchos visitantes los consideran inapropiados e incluso indeseables. Provocan mayores impactos ecológicos que los grupos pequeños, por lo que en ocasiones se sugiere o impone un tamaño de grupo máximo, o bien se requiere un permiso para que accedan al espacio protegido. La eficacia de esta medida es muy discutible y sólo resulta imprescindible en aquellas localizaciones de elevada fragilidad en las que el impacto se produce rápidamente a partir de un cierto nivel de uso, o bien cuando los grupos son muy numerosos. Monz *et al.* (2000) comprobaron que existían otros factores más determinantes en el deterioro de la experiencia recreativa: los patrones de comportamiento de los visitantes, las cifras totales de usuarios, la separación geográfica y temporal de los grupos, el tamaño del recurso visitado y la duración de la estancia. Actuar sobre todos estos factores resultó más efectivo a la hora de minimizar los impactos que modificar el tamaño de grupo. Esto nos recuerda que es prioritario evaluar la eficacia de nuestras medidas desde el punto de vista de los costes y beneficios que su implementación lleva asociados tanto para los gestores como para los usuarios. Este grupo de investigación propuso un modelo conceptual para facilitar la toma de decisiones respecto a esta variable, el cual se reproduce en la **Figura 5.9**. En todo caso, la presencia de un guía profesional suele ser suficiente para evitar la mayoría de los problemas.

16. Desanimar o prohibir comportamientos y actitudes particularmente impactantes. Es una de las técnicas más utilizada por los gestores. En numerosos paneles y folletos se informa a los senderistas sobre qué comportamientos y actitudes no son tolerables durante el uso de los diferentes equipamientos del área protegida. Mensajes habituales incluyen la prohibición de encender fuego fuera de las áreas habilitadas, la necesidad de controlar a nuestras mascotas si nos acompañan, la imposibilidad de pernoctar en el área, o el peligro que supone introducir especies exóticas en los ecosistemas naturales. En los últimos años estas regulaciones han comenzado a incorporar información relativa al equipo que podemos utilizar en ciertas áreas, de forma que se nos indican aspectos como la imposibilidad de realizar un sendero en quad o motocicleta. La eficacia de este tipo de medidas es muy variable y muchos autores opinan que es mejor aplicar programas educativos o destinados a sensibilizar al visitante antes que regulaciones estrictas que precisan de la presencia de guardería forestal para vigilar su cumplimiento. Por esta cuestión, la regulación más extrema ha ido cayendo en desuso y ha dado paso a la sugerencia de comportamientos y actitudes más acordes con el respeto hacia el entorno. No obstante, hay ocasiones en las que estas medidas no son eficaces y es necesario volver a recurrir a la regulación estricta, sobre todo en el caso de aquellas actividades que constituyen infracciones graves de la legislación sectorial vigente. Para el caso de las negligencias debidas a la falta de conocimiento, es mejor recurrir a los programas educativos y a las orientaciones de los visitantes a través del personal del área protegida.

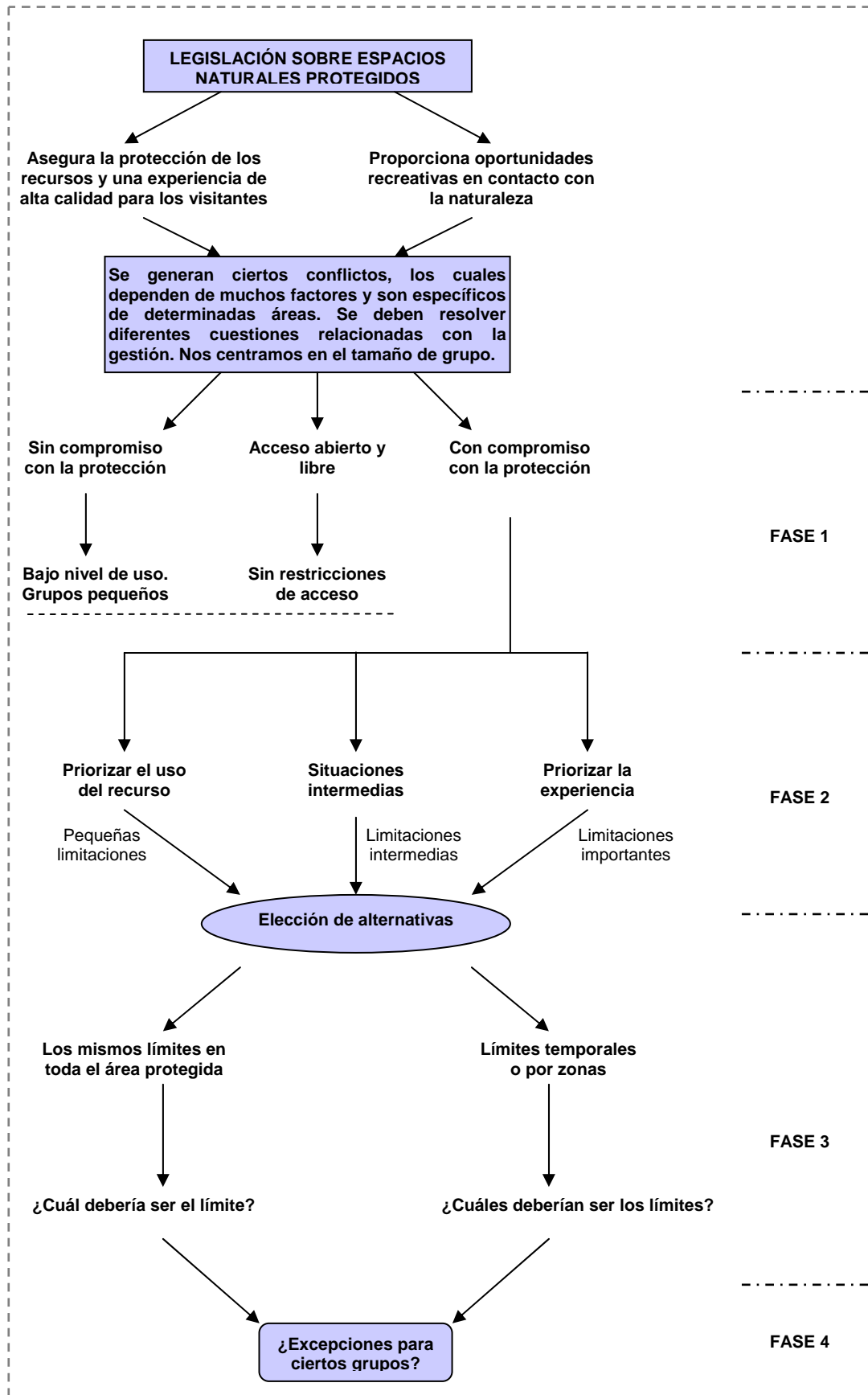


Figura 5.9: Modelo conceptual para la toma de decisiones respecto al tamaño de grupo. Fuente: Monz et al. (2000: 271).

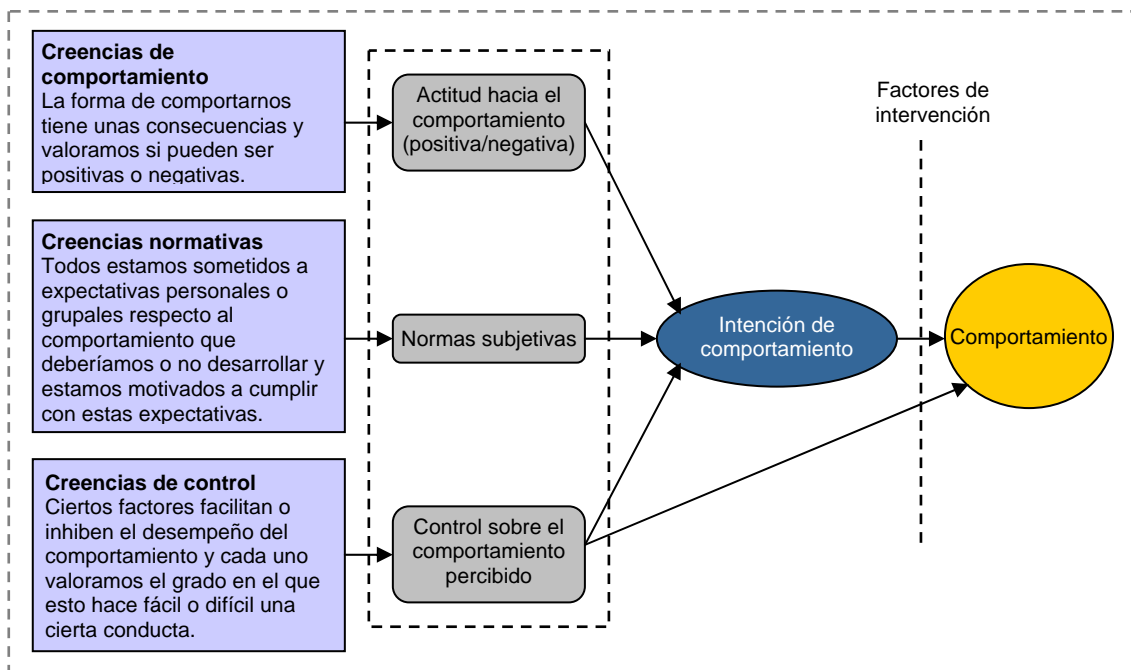


Figura 5.10: Teoría del comportamiento planificado (*Theory of Planned Behaviour, TPB*), la cual contribuye a mejorar el diseño de programas destinados a modificar el comportamiento de los visitantes de las áreas protegidas mejorando el contenido de los mensajes que queremos transmitir. También permite optimizar la estrategia de comunicación para incrementar la persuasión. *Fuente:* adaptado de Ajzen (1991: 182).



Figura 5.11: Cartel informativo en el Lago Drekkjarhylu, en el Parque Nacional Þingvellir, Islandia, en el que se pide que no se arrojen monedas al lago para evitar la contaminación de las aguas. No tenían tanta suerte las mujeres acusadas de adulterio, las cuales eran ajusticiadas por ahogamiento en este lago... ¡hasta 1.749! La señal ha sido ampliada en la esquina superior izquierda.

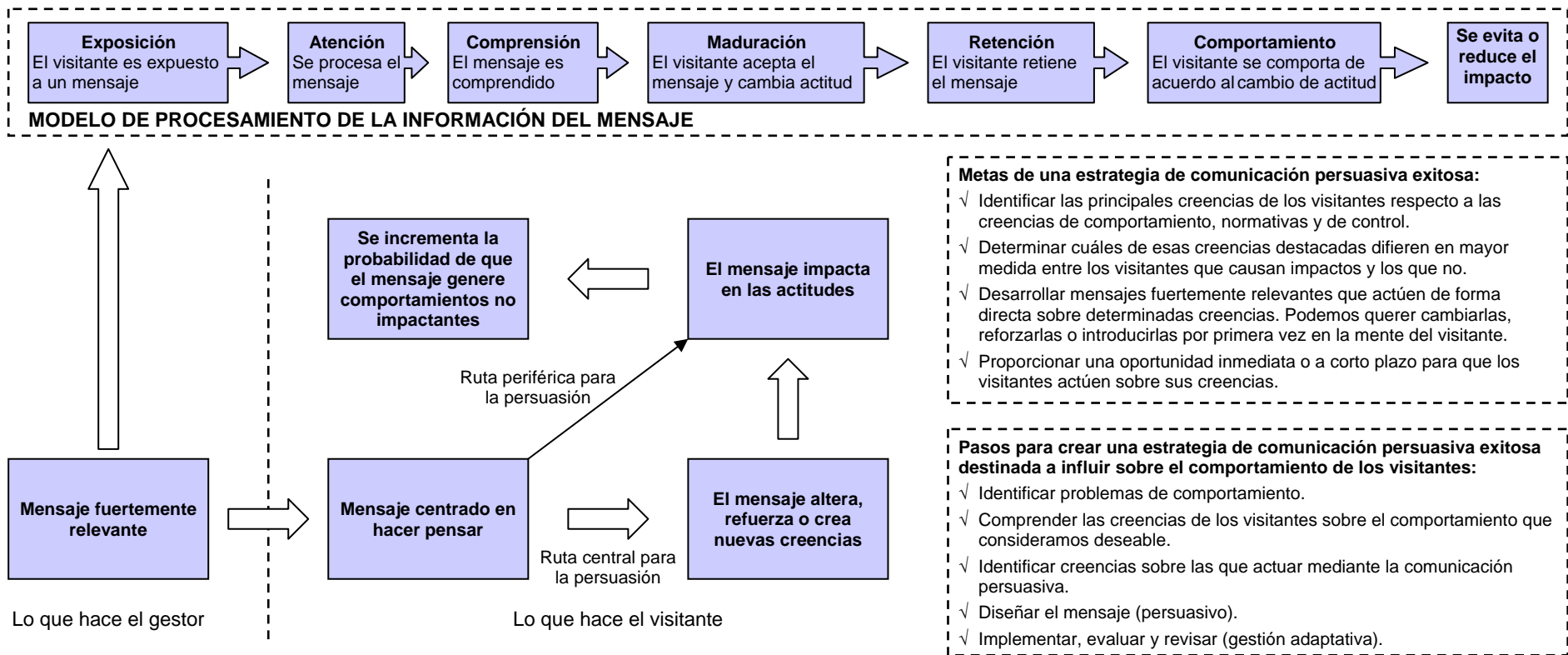


Figura 5.12: Rutas posibles para influir el comportamiento de los visitantes aplicando el TPB (anterior figura) y el ELM⁹. Se incluyen el modelo de procesamiento de la información que permite persuadir al visitante para lograr la reducción de los impactos recreativos y dos cuadros con consejos para lograr una estrategia de comunicación persuasiva exitosa. *Fuente:* adaptado de McGuire (1985), Marion & Reid (2007) y Ham *et al.* (2009).

⁹ **Modelo de la Elaboración de Probabilidad (Elaboration Likelihood Model, ELM).** Si se pretende que la comunicación tenga un impacto fuerte y duradero en las creencias, actitudes y comportamientos de los visitantes, es necesario que éstos realicen un esfuerzo mental significativo en captar y procesar el mensaje. Es la denominada 'ruta central para la persuasión'. Si el mensaje no requiere un cierto esfuerzo de procesamiento para el visitante, suele obtenerse un impacto débil y pasajero. No obstante, como la mayoría de los problemas en las áreas protegidas ocurren en un lapso de tiempo relativamente breve (muchas veces menor a un día), es posible lograr un efecto persuasivo sobre determinados comportamientos a corto plazo con mensajes sencillos. El ELM denomina a este proceso la 'ruta periférica para la persuasión'. Ambas rutas pueden ser útiles para un gestor de un área protegida ya que permiten persuadir al visitante, aunque a diferentes escalas de tiempo y con distinta intensidad. Así pues no sólo se debe pensar el contenido del mensaje para que tenga la mayor relevancia posible e influya en el comportamiento de los visitantes, también es importante seleccionar la estrategia de comunicación que asegure el mayor impacto posible para dichos mensajes (Ham *et al.*, 2009).

17. Fomentar o requerir ciertos comportamientos, habilidades, conocimientos o equipo. Inversa a la medida anterior. Un ejemplo sería la formación en materia de interacción con los animales que reciben previamente los participantes en ciertas actividades de observación de fauna que se desarrollan en senderos en áreas protegidas. También es habitual que a los participantes en ciertas pruebas deportivas que se realizan en espacios naturales se les proporcionen bolsas de basura que deben utilizar para sus desperdicios y enseñar en los puntos de control del recorrido para continuar en la competición. En ambos casos se trata de sensibilizar al visitante para que sea respetuoso con los valores del entorno mientras disfruta de su tiempo de ocio.

18. Transmitir una ética ambiental. Se pretende lograr cambios en el comportamiento de los visitantes que permitan reducir los impactos ambientales y sociales derivados del uso público. También se puede lograr un conocimiento más profundo de los motivos que llevan a proteger un área natural o a establecer una cierta medida de gestión. Mientras las dos técnicas anteriores se centran en el “*qué hacer*” y “*cómo hacerlo*”, ésta analiza con mayor detenimiento el “*por qué*”. Para su aplicación son necesarios programas más continuados que los meramente educativos, razón por la cual suelen precisar de actividades previas a la visita a la naturaleza. Es habitual que se trabaje este aspecto con las comunidades que viven en las proximidades de los espacios protegidos.

5.2.6. Modificar las expectativas del visitante.

Muchos de los problemas generados por los visitantes de áreas protegidas están relacionados con las expectativas que estos tienen respecto a la experiencia recreativa que van a vivir (Manning, 1985). Por ejemplo, saber que un sendero es muy frecuentado puede hacer que no se vea afectada la satisfacción de un excursionista que se encuentre con un elevado número de otros usuarios. Las expectativas pueden ser dirigidas y alteradas mediante el aporte de la apropiada información, la cual ha de predisponer al visitante respecto a lo que se va a encontrar.

19. Informar al visitante sobre los tipos de uso y actividades que puede encontrar a lo largo del sendero. En ocasiones la falta de información genera confusión respecto a la legalidad de ciertos usos que sí están permitidos, como puede ser la recolección de hongos o leña para uso particular, la presencia de ganado pastando, ciertas actividades cinegéticas o incluso explotaciones mineras de pequeño tamaño. Una buena estrategia de comunicación por parte de los gestores del área protegida elimina las dudas y evita que los visitantes se sorprendan frente a ciertas situaciones y recelen de las mismas. Puede que no les gusten, pero sabrán que son legales en el entorno que han elegido visitar.

20. Informar al visitante sobre las condiciones del sendero. Si antes de iniciar el recorrido el senderista cuenta con una completa información de lo que puede encontrarse, es más sencillo que sus expectativas previas se aproximen a la realidad que va a experimentar. ¡Cuántas veces habremos realizado una ruta esperando encontrar a la especie a la que debe su nombre el sendero y el ‘bichejo’ en cuestión se ha empeñado en no aparecer! Lo mismo sucede con el nivel de uso del sendero. Es mejor informar de que una ruta es muy frecuentada y que el número de encuentros con otros visitantes es potencialmente muy elevado, que prometer al usuario que durante el recorrido disfrutará de la más absoluta soledad.

5.2.7. Incrementar la resistencia del recurso.


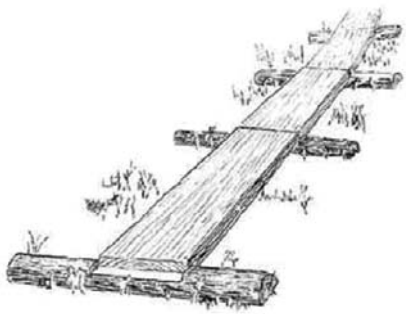
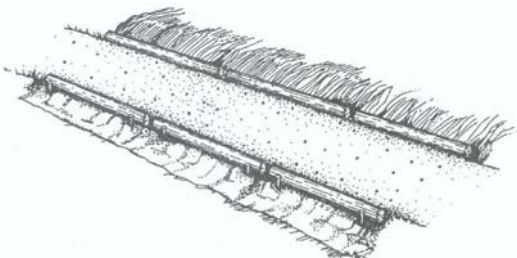

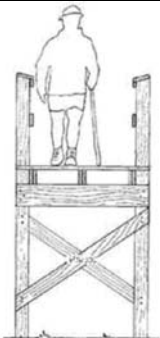
No todos los ecosistemas pueden acoger fácilmente un sendero. En ocasiones, es necesario instalar infraestructuras que permitan que la presencia de este tipo de equipamiento no cause un impacto irreversible en el entorno, o bien fortalecer el recurso para hacerlo más duradero, lo que conlleva alterar las condiciones naturales de manera intencionada. Resaltar que tanto esta estrategia como la siguiente se centran en la gestión del recurso más que en la gestión del visitante.

21. Proteger el entorno del sendero frente al impacto. La misma intensidad de uso puede tener consecuencias muy distintas en el caso de que un sendero haya sido diseñado

y equipado correctamente para evitar que la presencia de los usuarios repercuta en el entorno si éste es particularmente frágil. El uso de pasarelas sobre zonas de turbera, trampales, prados alpinos, dunas, zonas de tundra, etc. permite que el recurso permanezca esencialmente inalterado a pesar de que sea explotado recreativamente. Complementariamente, se reduce el riesgo de introducción de especies exóticas al evitar el contacto directo con el medio. Aunque este tipo de medida era infrecuente hace unos años, en la última década se ha hecho muy popular y es una opción cada vez más utilizada, llegando en ocasiones a resultar excesiva. Nos referimos a la presencia de pasarelas en zonas que no precisan de una medida de este tipo y que, por mucho que estén construidas con materiales naturales, restan naturalidad al entorno. Afortunadamente esta moda parece ser pasajera y en la mayoría de los casos sólo se utilizan cuando son estrictamente necesarias. Seguramente el elevado coste de este tipo de infraestructuras sea la causa de que su uso se esté optimizando. Otro ejemplo lo constituiría el problema de los residuos fecales humanos, cuya solución pasa en ocasiones por la instalación de servicios públicos, los cuales deben estar integrados con el entorno en la medida de lo posible. Otro impacto que puede ser minimizado a través de esta medida es la recolección de ejemplares de fauna y flora, ya que la existencia de barreras al paso hacia ciertos recursos susceptibles de atraer a los coleccionistas disuade a una parte de los mismos, aunque lamentablemente no a todos. Ante este problema, el desarrollo de campañas educativas y de sensibilización es fundamental.



Figura 5.13: Diferentes formas de proteger el entorno de un sendero. En la imagen de la izquierda, pasarelas de madera ubicadas en la Reserva Natural de Korouoma, Finlandia, un área donde es habitual la práctica del senderismo. Las duras condiciones climáticas invernales obligan a los gestores a realizar un mantenimiento constante de este tipo de estructuras, las cuales deben ser completamente reemplazadas cada pocos años. En la imagen de la derecha, refuerzo de un talud con una fuerte pendiente mediante la combinación de una malla metálica y un soporte biodegradable que favorecerá la colonización vegetal. Esta actuación afectó a un tramo de la famosa Senda del Oso, en Asturias.

Descripción de la técnica	Esquema ilustrativo
<p>Caminos de piedra. Opción adecuada para pequeños segmentos y para salvar arroyos de escaso caudal (vados de piedra). De forma complementaria, se pueden construir zanjas paralelas que faciliten el drenaje y refuercen la medida.</p>	
<p>Caminos de troncos. Pueden ser tan sencillos como sucesiones de ramas perpendiculares a la pendiente que sirvan al senderista para evitar las zonas embarradas o bien caminos consolidados con tarimas continuas. Son construcciones habituales en zonas en las que la precipitación es muy elevada. Poseen varios inconvenientes, entre los que destaca la gran cantidad de material que hace falta para su construcción, el cual suele proceder del entorno inmediato al camino. Su vida útil también es bastante reducida, variando entre 7 y 10 años (Steinholtz & Vachowski, 2001). Existe un elevado riesgo de caída si están húmedos por la lluvia o el rocío de la mañana, debido a que la superficie de la madera se vuelve resbaladiza.</p>	
<p>Turnpikes. Se trata de senderos con sustratos drenantes que se aíslan de los suelos encharcados mediante dos zanjas laterales. El sustrato suele consistir en suelo mineral que se coloca entre dos hileras de piedras o troncos resistentes a la putrefacción. Pueden utilizarse membranas geotextiles para aislar la parte inferior del sustrato de relleno o bien para encapsular la grava o las rocas utilizadas como relleno. Es una técnica habitual en zonas sin apenas pendiente que poseen un elevado nivel freático y suelos bien drenados. Lo más importante es que el nivel freático se mantenga por debajo de la base del sendero creado. Si en el proceso de asentamiento, el suelo ha perdido parte de su altura, habrá que añadir más. Si el drenaje es pobre, es preferible recurrir a otra técnica, como son las pasarelas elevadas.</p>	
<p>Causeways. Consisten básicamente en un <i>turnpike</i> elevado, de forma que se evita la humedad del suelo. Son una alternativa ambientalmente más sostenible que la anterior ya que al no requerir zanjas laterales no afectan al nivel freático. Este tipo de medidas han sido muy utilizadas en suelos alpinos que se encharcan estacionalmente. A menudo sirven para reemplazar múltiples trazados paralelos en estas áreas, los cuales son sustituidos por un paso elevado único. En suelos muy saturados de agua suelen usarse geotextiles para evitar la saturación por agua.</p>	
<p>Pasarelas elevadas. Alzan el sendero sobre las zonas encharcadas. La inversión necesaria tanto para la instalación inicial como para su correcto mantenimiento es bastante elevada, por lo que se suele recurrir a este tipo de infraestructuras únicamente cuando las otras opciones no son viables. El anclaje de las pasarelas puede resultar complicado en zonas en las que el sustrato es demasiado blando o en los que los flujos de agua hacen que su estabilidad sea baja. Este tipo de equipamientos es muy vulnerable a perturbaciones catastróficas, como son los incendios forestales.</p>	

Cuadro 5.6: Diferentes técnicas para atravesar suelos saturados en agua. Las áreas que presentan suelos saturados con agua requieren un mayor gasto tanto en la etapa de construcción como en la de mantenimiento y deberían evitarse siempre que fuera posible. Cuando estas zonas han de ser atravesadas sin remedio, existen varias alternativas, algunas de las cuales se muestran en esta tabla. Fuente: elaboración propia (texto) y USDA Forest Service (2004) (ilustraciones).

22. Reforzar el equipamiento. Es posible evitar diferentes impactos a través de ciertas medidas puntuales específicas. En el caso de los senderos, es habitual luchar contra la erosión en sus diferentes variantes mediante sistemas de evacuación del agua superficial (erosión hídrica), capas de material diverso como grava o restos de poda que evitan el arrastre del suelo (erosión mecánica) o la introducción de especies vegetales que reducen el arrastre de materiales finos por el viento (erosión eólica). Por ejemplo, la aplicación de grava como sustrato se ha demostrado muy eficaz en el caso de los senderos utilizados por caballos, ya que se minimizan la pérdida de suelo por erosión y los encharcamientos (Aust *et al.*, 2005). Aunque otros visitantes pueden percibir como estéticamente desagradable este sustrato cuando es aplicado, la experiencia demuestra que tras unos años la grava se combina con el suelo original, creando un firme más resistente que es visualmente menos impactante para los senderistas (Marion & Olive, 2006).

Tipo de material	Pendiente (en porcentaje)						
	2	4	6	8	10	12	15
Loam*	350	150	100	75	50	**	**
Arcilla-arena	500	350	200	150	100	50	**
Arcilla o Arcilla-grava	***	500	300	200	150	100	75

*: Roca sedimentaria detrítica incoherente, de granos sueltos, con proporción equilibrada de partículas de arena, limo y arcilla.

** : No se recomienda alcanzar esta pendiente en este tipo de material.

***: No se requieren sistemas de evacuación de agua para asegurar la estabilidad del suelo.

Cuadro 5.7: Frecuencia de barreras hídricas necesarias para diferentes tipos de sustratos y pendientes. Las distancias vienen indicadas en pies (1 pie = 0,3048 m). *Fuente:* North Country National Scenic Trail (1996: 48).

Respecto a las estructuras destinadas a favorecer la evacuación del agua, destacan las barreras hídricas (*water bars*), las cunetas y los sistemas de alcantarillado. Estos últimos resultan imprescindibles cuando el volumen de agua a controlar es importante, ya que constituyen el método de drenaje más eficaz. Es una infraestructura que bien construida puede aguantar sin problema de 20 a 40 años, incluso más si se construye en piedra y no en madera. Requieren un mínimo mantenimiento de limpieza y de cuidado de los cabezales, que son los muros que se sitúan a la entrada y salida de la alcantarilla y que tienen como principales funciones evitar la erosión alrededor de la misma y guiar la corriente. Para endurecer el firme del itinerario existen otras opciones al margen de la adición de materiales en superficie. Una es el uso de aglutinantes químicos que incrementan la densidad, cementación, resistencia a la humedad, durabilidad, resistencia y estabilidad de los materiales compactados. Estos compuestos pueden ser orgánicos (resina de pino, cáscaras de semillas) o polímeros de látex, como los productos *PolyPavement* o *Soil Sement* (Meyer, 2002). Existen aglutinantes naturales como la bentonita, un tipo de arcilla que debido a que presenta una textura muy fina puede ser agregada a otros materiales de mayor tamaño para rellenar la base del sendero. Otra alternativa es el uso de infraestructuras que eviten una erosión excesiva cuando la pendiente del trazado supere el 10%. Las escaleras de roca o madera son opciones habituales que permiten salvar el desnivel minimizando la retirada de sustrato. Al margen del material de construcción, las escaleras deben ser robustas, estar firmemente ancladas y no moverse para soportar el tráfico pesado. Si el ángulo de alineamiento con la pendiente es elevado, es preferible trabajar con elementos basados en roca y minimizar el suelo mineral y orgánico, ya que la erosión en estos casos es inevitable. Otra tercera alternativa en laderas con menor pendiente es el uso de piedras que actúen como anclas para consolidar el suelo e impedir la migración de la grava. Incluso puede construirse todo el sendero a base de losas de piedra. Otros impactos al margen de la erosión también pueden ser combatidos con medidas de endurecimiento. En el caso de los efectos del pisoteo sobre la vegetación, se ha tratado de solucionar introduciendo especies resistentes a este fenómeno, aunque se trata de una opción cada vez menos habitual debido a que puede conllevar la alteración de las comunidades vegetales autóctonas.

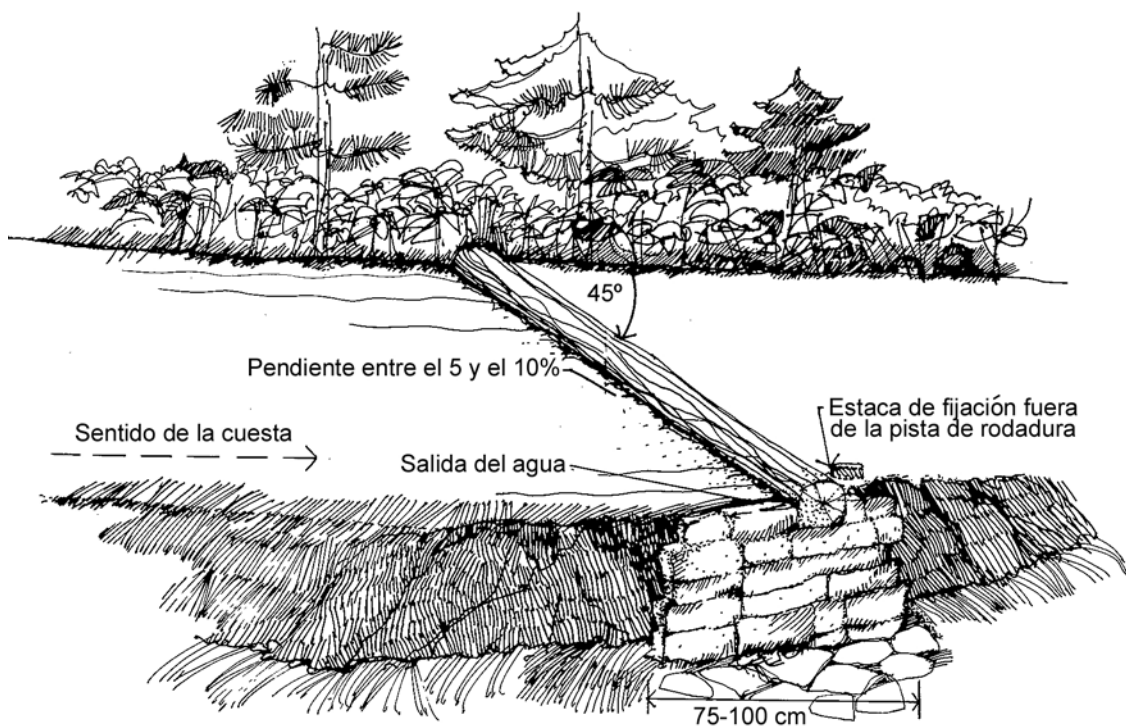
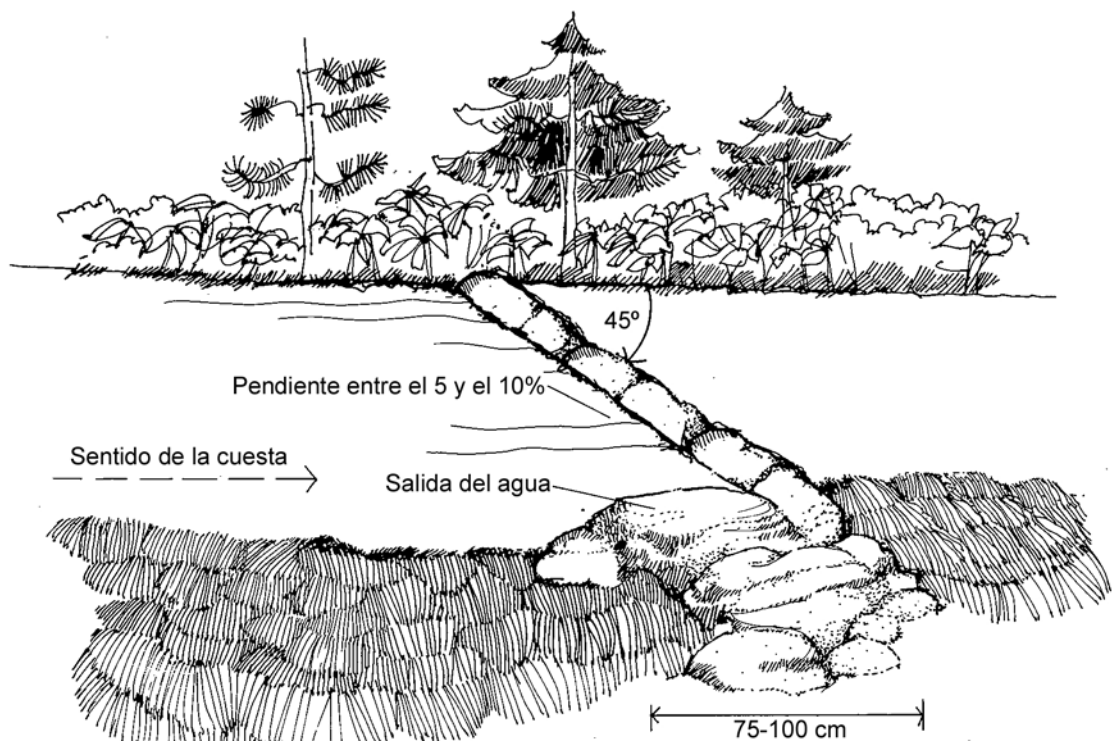


Figura 5.14: Barreras hídricas de piedra o troncos. Estas infraestructuras también pueden construirse con tuberías de madera reforzadas abiertas en la parte superior para acoger el agua de escorrentía. *Fuente:* US National Park Service (1983: 30-31).

Un último ejemplo de medida destinada a reforzar un sendero frente a los impactos recreativos son los depósitos semicerrados que se instalan para evitar que los animales más oportunistas accedan a los restos de comida de los excursionistas. Es el caso de las plataformas en altura que existen en ciertas áreas protegidas de Estados Unidos en las que hay poblaciones de osos. Estos equipamientos evitan que los plantígrados puedan acceder a la comida y alejan este foco de atracción de los propios senderistas cuando acampan en las zonas destinadas a tal fin que existen a lo largo de ciertas rutas.

5.2.8. Ocuparse del mantenimiento y rehabilitación del recurso.

Esta estrategia se centra en tratar las consecuencias del uso recreativo más que en atajar sus causas.

23. Eliminar los problemas. Consiste en eliminar las consecuencias no deseadas del uso público, por ejemplo a través de la retirada periódica de basura y desperdicios del sendero. No se trata de una solución permanente, sino que se vuelve de forma artificial a las condiciones iniciales. Para evitar que el problema se repita resulta imprescindible acometer otras acciones complementarias como las vistas anteriormente. En el ejemplo de la basura, se podría barajar la instalación de contenedores o la intervención en los comportamientos de los visitantes a través de programas educativos y de sensibilización. Otro problema que suele acometerse a través de esta estrategia es el de las especies invasoras introducidas por los visitantes, las cuales amenazan las comunidades locales de fauna y flora de numerosos espacios protegidos.

24. Rehabilitar los tramos o equipamientos del sendero impactados. El uso público conlleva inevitablemente un deterioro del medio y de las infraestructuras destinadas a dar apoyo a los visitantes, por lo que cada cierto tiempo es necesario acometer tareas de mantenimiento para que los senderos se conserven en óptimas condiciones. Durante el desarrollo de estos trabajos es habitual que algunos tramos deban clausurarse, aunque al ser de manera temporal, esto no suele afectar gravemente a la experiencia recreativa de la mayoría de los visitantes del espacio natural, sobre todo si se planifica adecuadamente para evitar las épocas de mayor demanda. El verdadero coste de estas medidas recae sobre los gestores, que han de destinar parte de su presupuesto a estos trabajos. Si la rehabilitación no se acompaña de otras medidas que minimicen las causas que han llevado al deterioro del equipamiento, su eficacia se reduce drásticamente y la necesidad de inversiones se incrementa sustancialmente.



Figura 5.15: Ejemplares de *Lupinus angustifolius* (Linnaeus 1758) en flor en el entorno del Parque Nacional de Skaftafell, Islandia. Esta planta fue introducida para evitar la erosión eólica en los márgenes de las carreteras y sendas, pero rápidamente se naturalizó y alcanzó densidades muy elevadas, convirtiéndose en una especie invasora que ahora debe ser controlada a través de periódicas campañas de erradicación. El problema es que para evitar la degradación de los suelos, su eliminación ha de realizarse a mano, lo que dispara los costes y el tiempo necesario.

5.2.9. Selección de la estrategia de gestión más adecuada para nuestras necesidades.

En este apartado se han organizado las diferentes estrategias y medidas de gestión en función del objetivo que se persiga, ya sea reducir la cifra total de usuarios o modificar la distribución temporal del uso público, por ejemplo. Tras identificar los problemas derivados del uso público presentes en nuestra red de senderos, podemos utilizar el **Cuadro 5.8** para conocer las técnicas que puede aplicar el gestor para tratar de encontrar una solución a los mismos. Otros autores proponen criterios de clasificación distintos. Hammit & Cole (1998) apuestan por distinguir entre técnicas de gestión destinadas a los visitantes y técnicas de gestión basadas en el lugar en el que se desarrolla la experiencia recreativa. Entre las primeras se incluirían las estrategias destinadas a limitar la intensidad del uso, las restricciones al tipo de uso o al tamaño de grupo, los programas educativos diseñados para que los visitantes produzcan un impacto mínimo, las limitaciones estacionales al uso, o las medidas que tratan de dispersar o concentrar el uso público. En cuanto a la gestión del lugar, se trata de manipular el espacio para tratar de minimizar la posibilidad de que se produzca un impacto. Se incluye en esta categoría la rehabilitación de espacios, la localización del uso en entornos resistentes a la presencia de los visitantes, los cierres permanentes y temporales de un recurso o equipamiento, la influencia de la distribución espacial del uso del espacio, o la protección y endurecimiento de un recurso. El problema de esta clasificación es que en ocasiones es complicado asignar una estrategia únicamente a uno de estos dos grupos, motivo por el cual nos limitamos a señalar su existencia. Al margen de los criterios que utilizemos para categorizar las diferentes técnicas de gestión de los usuarios de los senderos, la realidad es que las medidas propuestas son similares, puesto que los problemas a los que se enfrentan, a los que hemos denominado impactos recreativos en esta Tesis, son los mismos.

5.3. El papel de la planificación en el control de los impactos recreativos en senderos

En ocasiones se olvida que el diseño y la localización de un sendero son cuestiones fundamentales que contribuyen en gran medida a minimizar los posibles impactos que el equipamiento puede sufrir a lo largo de su vida útil. Es habitual encontrarse con senderos que han sido habilitados para su uso por parte de los visitantes sin contar con un adecuado diagnóstico previo, lo cual genera multitud de problemas, incluyendo impactos en los recursos naturales del espacio, la necesidad de un excesivo mantenimiento, o insatisfacción en los visitantes, entre otros. En estas situaciones, la Ecología Recreativa ofrece la posibilidad de identificar las causas de los problemas y el alcance de sus consecuencias. Pero el hecho de partir de una situación desfavorable hace que la implementación de soluciones parcialmente eficaces suela ser mucho más compleja y costosa. También es posible que las restricciones impuestas por el terreno o por el deseo por parte de los gestores de dar acceso a ciertos elementos patrimoniales limiten la posibilidad de contar con trazados ideales. Debemos entonces valorar los beneficios de los trazados propuestos y asumir las posibles consecuencias negativas derivadas de los mismos como males menores necesarios e inevitables.

La siguiente herramienta aportada por la Ecología Recreativa para evitar que un sendero se convierta en una fuente permanente de problemas y en un sumidero sin fondo para los presupuestos de un espacio protegido son los programas de seguimiento. La valoración del estado de los senderos para minimizar los impactos tiene como objetivo asegurar que estos equipamientos cumplan su función básica, es decir, que permitan al visitante disfrutar de una experiencia recreativa en un entorno natural sin que las condiciones ambientales del lugar se vean afectadas por dicha actividad. El cumplimiento de este objetivo no sólo es deseable por motivos puramente conservacionistas, sino que incide positivamente en otros aspectos tan importantes como los costes de mantenimiento. Contar con un sistema de predicción que contribuya a detectar en este tipo de equipamiento dónde se están produciendo problemas permite actuar antes de que las medidas necesarias sean demasiado costosas o complicadas. Estos programas de seguimiento ayudan a los gestores a evaluar con mayor objetividad el alcance y extensión de los impactos recreativos sobre los recursos naturales al proporcionar datos cuantitativos. Son asimismo una herramienta fundamental para poder comparar periódicamente las condiciones reales con los estándares de calidad fijados a través de dichos programas, de forma que pueda evaluarse el éxito de las medidas de gestión adoptadas.

ESTRATEGIAS Y MEDIDAS DE GESTIÓN		IMPACTOS GENERADOS POR EL USO PÚBLICO														
		Erosión y compactación (S)	Deterioro del trazado del sendero (S)	Desarrollo de senderos secundarios (S)	Alteración comunidad florística (FI)	Especies invasoras (FI, F)	Acoso y molestias a la fauna (F)	Modificación comportamiento animal (F)	Coleccionismo (S, FI, F)	Morfología de cauces (A)	Contaminación de masas de agua (A)	Masificación (So)	Conflictos entre usuarios (So)	Basuras y desperdicios (So)	Residuos humanos (So)	Vandalismo y molestias a población local (So)
I. Reducir el uso público en el sendero en su totalidad		X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*	X*
II. Reducir el uso público en determinadas áreas problemáticas del sendero		X*	X*	X*	X*	X*	X	X*	X*	X*	X*	X	X	X*	X	X
	8. Prohibir senderos con problemas y fomentar rutas alternativas	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	9. Informar desventajas senderos impactados	X*	X									X	X			
III. Modificar los patrones espaciales de uso	10. Fomentar desplazamientos fuera de sendero	X										X				
	11. Prohibir y desalentar desplazamientos fuera de sendero		X	X	X*	X*	X				X	X*			X	X
	12. Segregar diferentes tipos de usuarios	X*	X*			X						X	X			
IV. Modificar la temporalización del uso	13. Prohibir temporalmente determinados senderos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	14. Favorecer el uso en épocas de escasa demanda											X	X			
	15. Controlar el tamaño del grupo	X*	X*	X*							X*	X	X			
V. Modificar el tipo de uso y/o el tipo de visitante	16. Prohibir comportamientos y actitudes impactantes	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	17. Fomentar ciertos comportamientos, habilidades o equipo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	18. Transmitir una ética ambiental	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
VI. Modificar las expectativas del visitante	19. Informar sobre tipos de uso y actividades en sendero													X		
	20. Informar al visitante sobre condiciones sendero											X				
VII. Incrementar la resistencia del recurso	21. Proteger el entorno del sendero frente impacto	X			X	X			X	X	X				X	X
	22. Reforzar el equipamiento	X	X	X				X								X
VIII. Ocuparse del mantenimiento y rehabilitación del recurso	23. Eliminar los problemas					X								X	X	
	24. Rehabilitar tramos o equipamientos impactados	X	X	X	X					X	X					X

Cuadro 5.8: Impactos sobre los que actúan las distintas estrategias y medidas de gestión propuestas. (S) Suelo. (FI) Flora. (F) Fauna. (A) Agua. (So) Social. * Estrategia secundaria. Las Estrategias I y II son consideradas en la mayoría de los casos pasos previos o medidas secundarias para enfrentarse a un problema, ya que aunque la cantidad de uso afecta al deterioro de un sendero, es un factor menos influyente que otros señalados en el texto. Se observa que la educación y sensibilización son las principales estrategias de gestión, junto al cierre permanente o temporal de los senderos para su rehabilitación-recuperación o bien para proteger un recurso con fragilidad dependiente de la estación.

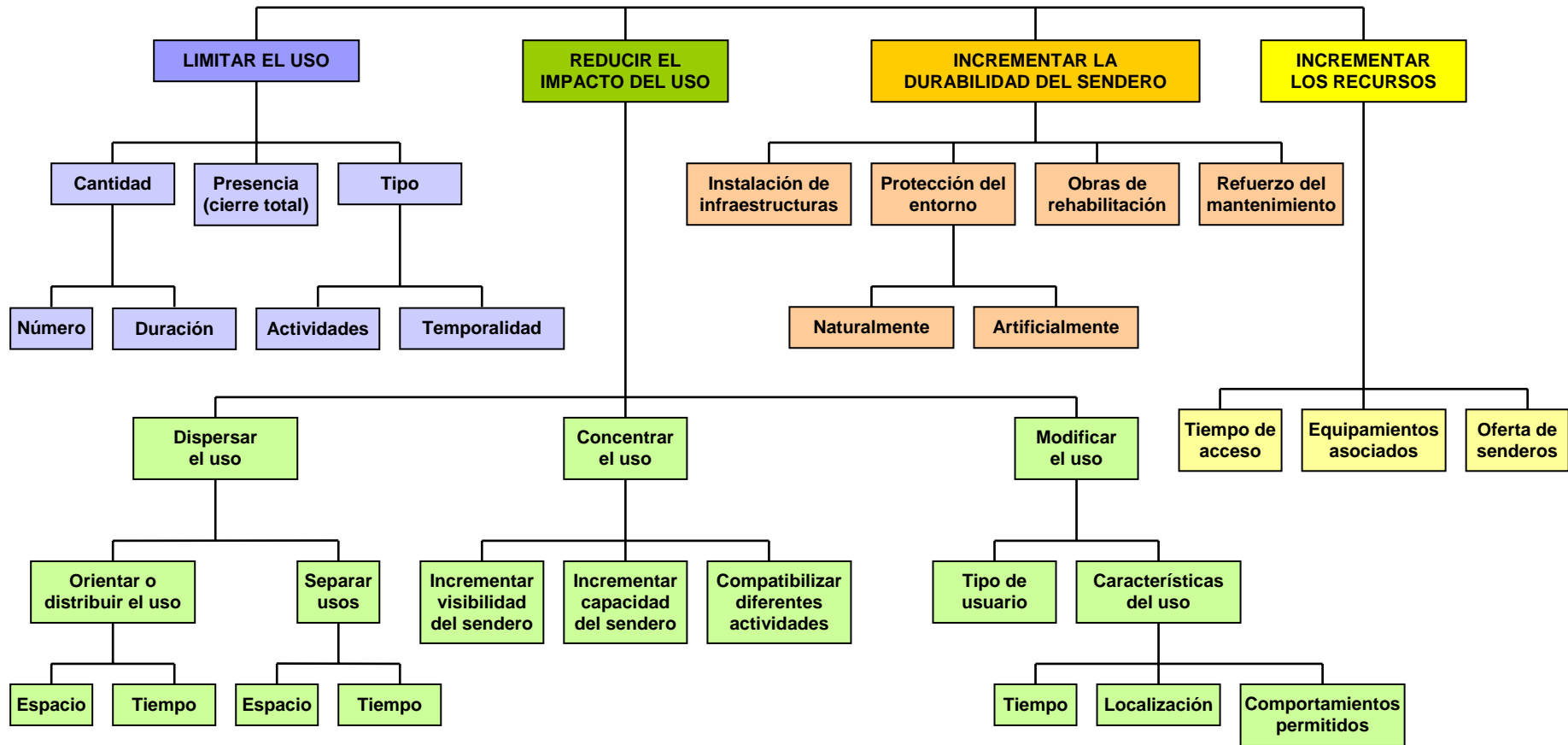



Figura 5.16: Estrategias para la gestión de los impactos recreativos en las redes de senderos de los espacios naturales protegidos. *Fuente:* adaptado de Manning (2004: 274).

Tanto el diseño de un sendero como los programas de seguimiento son elementos específicos que han de estar convenientemente integrados a un nivel superior para ser eficaces. En otras palabras: su utilidad depende de la existencia de una correcta planificación. La gestión de los espacios naturales protegidos precisa de una elevada cantidad de recursos, tanto materiales como humanos y económicos, ya que se pretende gestionar sistemas complejos y dinámicos en un mundo en proceso acelerado de cambio (EUROPARC-España, 2008b). Esto hace imprescindible contar con una planificación de la gestión que facilite la adopción de criterios rigurosos que prioricen los recursos, eviten la dispersión o duplicación de las actuaciones, aprovechen las sinergias existentes, y hagan posible la evaluación del trabajo realizado. Planificar correctamente no es posible sin contar con un profundo conocimiento previo, para lo cual es imprescindible disponer de un diagnóstico integral del territorio que permita definir adecuadamente los objetivos, directrices y medidas más adecuadas para la conservación y, en su caso, restauración de los valores y situaciones analizadas (Pascual, 2007). El instrumento más adecuado para llevar a cabo este proceso de recopilación de información en el caso de los espacios naturales protegidos españoles es el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN). Ante la ausencia de este documento, o su equivalente en el caso de trabajar en otros países, deberemos abordar la realización de este diagnóstico como punto de partida sobre la que sustentar la gestión de nuestra red de senderos.

La mayoría de los espacios naturales protegidos del mundo están sujetos a un sistema de planificación en cascada, el cual se compone de varios niveles interrelacionados (consultar la **Figura 2.4** para conocer el caso español). A la hora de gestionar una red de senderos, estaremos trabajando en el último nivel, el correspondiente a planes y programas específicos. Se trata por lo tanto de documentos que no tienen carácter normativo que desarrollan la planificación sectorial, se aplican durante un período de tiempo relativamente corto y pueden ser fácilmente revisados. La situación ideal es que estos instrumentos de planificación sean coherentes con los planes de nivel superior, pero en la realidad nos encontraremos que en muchas ocasiones carecemos de estas referencias. Esta ausencia de un marco de planificación no debe obstaculizar el desarrollo de los documentos propios de los niveles inferiores de este sistema en cascada. Los instrumentos de planificación de los niveles superiores orientan y coordinan, pero no sustituyen, a los planes de los niveles inferiores, mientras que los planes de nivel inferior, a medida que se van desarrollando, permiten mejorar y matizar los objetivos de los planes superiores (EUROPARC-España, 2008b). Lo más lógico sería crear un programa específico dedicado a los senderos en el ámbito del Plan de Uso Público del espacio natural protegido, pero también es posible hablar de planes de gestión de senderos. En todo caso, lo importante es el espíritu del trabajo y no su denominación, ya que en el ámbito de la conservación de la naturaleza estamos sometidos a una cierta falta de concreción terminológica que muchas veces genera auténticos quebraderos de cabeza. Para profundizar en cuáles deben ser los contenidos o la estructura de un plan de gestión, o las sucesivas fases para su redacción, ya existe una amplia bibliografía especializada (p. ej. Eurosite, 1998; Amend *et al.*, 2002; Thomas & Middleton, 2003; García Fernández-Velilla, 2003; Oltremari & Thelen, 2003). En este capítulo se han propuesto tanto un procedimiento que permite formular, ejecutar y verificar un plan de gestión específico para redes de senderos, como un listado de estrategias y medidas de gestión para controlar los impactos recreativos en este tipo de equipamientos. Ambos instrumentos deberían integrarse en la planificación relativa al uso público para asegurar su eficacia.

Capítulo 6

CONTEXTUALIZACIÓN DE LOS CASOS DE ESTUDIO



Los dos casos de estudio incluidos en esta tesis se desarrollan en la Antártida, uno de los entornos más extremos del planeta. Antes de describir el proceso seguido para diseñar los indicadores usados en los suelos libres de hielo antárticos y sus aplicaciones en el seguimiento y la gestión del impacto humano en enclaves turísticos, es necesario revisar una serie de aspectos clave relativos a este territorio. Esta introducción ayudará al lector a comprender mejor el contexto en el que se desarrolló esta parte de la presente investigación. Con este objetivo se revisan en este capítulo las características básicas de la Antártida, el marco legal actualmente vigente y la estructura polar española. También se describen el origen, evolución y productos ofertados por la industria turística antártica, lo cual permite valorar la carga recreativa que sufre la Antártida en nuestros días. La introducción al escenario antártico se completa con una breve revisión de los principales impactos humanos que ha sufrido esta zona. Por último, se incluye un breve análisis de la investigación sobre los impactos del turismo comercial antártico basado en la técnica DAFO.

Imagen: BIO Las Palmas en las inmediaciones de la base chilena Presidente Gabriel González Videla, Estrecho de Gerlache, Bahía Paraíso, Península Antártica.

6.1. Principales atributos de la última tierra mítica

La Antártida comprende los territorios al sur del paralelo 60°, latitud Sur. “*El fin del mundo*”, “*el lugar más inhóspito de la Tierra*”, “*la última zona virgen del planeta*” o “*la catedral del hielo*”, son sólo algunas de las descripciones habituales de esta tierra helada. Estamos ante una superficie de aproximadamente 13,9 millones de Km², es decir, un vasto territorio que supone el 10% de las tierras emergidas. Ha sido considerada como la última frontera terrestre debido a su aislamiento y a unas condiciones climáticas extremas. Es el dominio terrestre más frío de toda la superficie de la Tierra, con una temperatura media de -17 °C. De hecho, la temperatura más baja del mundo, -89,2 °C, fue registrada el 21 de julio de 1983 en la estación antártica rusa Vostok, la cual se sitúa a 3.488 m de altitud. Valores invernales más habituales rondarían los -65 °C en el interior del continente y -25 °C en la zona costera, donde la influencia del océano austral es determinante para suavizar la temperatura. Este intenso frío hace que durante el invierno austral la Antártida prácticamente doble su extensión debido a la formación de hielo marino en su periferia, el cual se conoce como *pack ice* o *sea ice*. La extensión de tierra de este continente que se sitúa más al norte se conoce como la Península Antártica. Esta zona presenta temperaturas mucho más benignas, con valores que rondan los -10 °C en invierno y los 10 °C en verano. A estas insólitas temperaturas hay que añadir la existencia de fuertes vientos que pueden llegar a los 300 km/h, lo que supone dos veces la velocidad del viento típica de un huracán tipo 1 en la escala de Saffir-Simpson. Esto hace que la sensación térmica percibida sea con frecuencia todavía más extrema, ya que el viento contribuye a incrementar rápidamente la pérdida de calor del cuerpo. Al contrario que en el caso de la temperatura, tanto la velocidad del viento como la precipitación media tienden a disminuir según nos adentramos en el continente. El aire simplemente está demasiado frío como para contener mucho vapor de agua, lo que hace que la precipitación anual en las zonas del interior sean similares a las que se registran en desiertos cálidos como el Sahara.

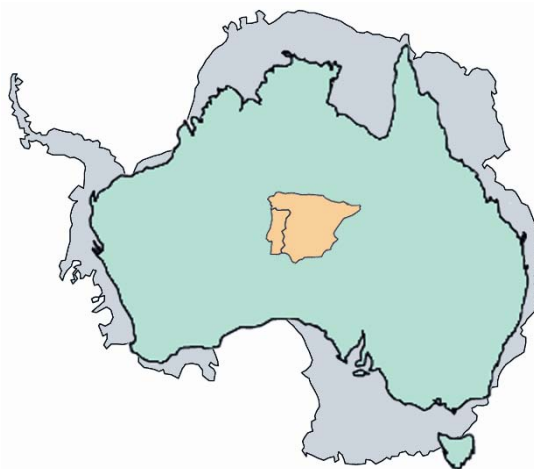


Figura 6.1: La Antártida (~14 millones de Km²), representada en gris, comparada con otras masas de tierra: Australia (~7,7 millones de Km²) y la Península Ibérica (~0,5 millones de Km²). Las escalas son aproximadas.

La Antártida contiene el 75% del agua dulce del mundo debido al grueso manto de hielo que la cubre, el cual hace que sea el más alto de los continentes con una elevación media por encima de 2.000 m. Todo este hielo cumple un papel crucial en el mantenimiento del sistema climático de la Tierra al reflejar la mayor parte de la radiación solar que recibe durante el verano austral, lo cual disminuye ostensiblemente la temperatura media de nuestro planeta. Debido a la inclinación del eje de rotación de la Tierra respecto al Sol, la Antártida permanece en oscuridad total de mayo a septiembre, momento en el que el hielo ártico sustituye al antártico en este papel de regulador del clima. El hecho de que la Antártida posea el 90% del hielo del planeta es la principal razón por la que los climatólogos analizan con mucho cuidado la variación de la temperatura en esta zona del planeta. De hecho, la Península Antártica es la región de la Tierra donde se ha registrado un mayor incremento de la temperatura media en los últimos 50 años,

estimado en 2,5 °C (Turner *et al.*, 2005). Si todo este hielo se derritiera, la altura media de los océanos se incrementaría en 65 metros, algo que tendría consecuencias devastadoras en las zonas costeras de todo el mundo. La Antártida constituye, en resumen, un área de importancia crítica para el clima global y el sistema de circulación oceánico.

Las temperaturas extremas, los vientos salvajes, la escasa disponibilidad de agua en forma líquida o la limitación de la radiación solar durante el invierno podrían hacer pensar que la Antártida es un terreno vedado para la vida. Nada más lejos de la realidad. La capacidad de adaptación de los microorganismos les ha permitido aclimatarse a estas condiciones extremas, lo que hace posible encontrar bacterias, casi todas del género *Deinococcus*, en los altiplanos helados del interior e incluso en el mismo Polo Sur. Se han llegado a encontrar arqueobacterias a profundidades por encima de los 3 km dentro de la capa de hielo que cubre el continente. También es posible en muchas áreas observar a simple vista tapetes rojos, verdes o amarillos sobre la nieve, generados por colonias de algas microscópicas. Lo que se ve son los pigmentos de estas algas unicelulares, los cuales les permiten realizar la fotosíntesis y protegerse de la radiación ultravioleta.

La vida se multiplica en las escasas regiones terrestres libres de hielo perpetuo que se originan en zonas muy próximas a la costa debido a la existencia de un microclima más suave y unas mayores precipitaciones. Son los denominados *oasis antárticos*. En ellos se concentra gran parte de la actividad biológica, sobre todo en el verano austral. Son las únicas regiones antárticas en las que sobreviven plantas vasculares y fanerógamas, aunque éstas son muy poco diversas, con sólo dos representantes: la hierba antártica (*Deschampsia antarctica*, Desvaux) y el clavel antártico (*Colobanthus quitensis*, (Kunth) Bartl.), que se desarrolla en forma de cojinetes. Ninguna de las dos es capaz de superar latitudes de 68° S, ya que el clima se vuelve demasiado extremo como para permitir su establecimiento. Otros grupos vegetales presentes en la Antártida poseen una mayor variedad, como es el caso de las hepáticas, con 25 especies citadas, los musgos, con más de 100 especies, o los líquenes, los cuales superan las 300 especies. La mayor resistencia de estos grupos hace que se desarrollen hasta los 86° S, aunque la mayoría se concentran en la zona occidental de la Península Antártica, donde el clima es más benigno. Suele citarse la existencia de un gradiente de riqueza tanto para musgos como para líquenes asociado a la latitud, aunque esta tendencia únicamente se cumple en la biorregión conocida como la Antártida Marítima. En la Antártida Continental, la riqueza está determinada por la existencia de microclimas favorables. Las zonas libres de hielo también acogen una cierta variedad de invertebrados, incluyendo nemátodos, colémbolos y ácaros. Algunos de estos organismos han desarrollado adaptaciones metabólicas que evitan que sus fluidos se congelen incluso cuando la temperatura desciende a -50 °C, lo que les permite sobrevivir al crudo invierno austral.

Los pingüinos y focas, los visitantes más conocidos del continente helado, sólo acuden a las zonas costeras antárticas durante el período de reproducción y cría. Podemos encontrar diferentes especies de pingüinos, incluyendo el emperador (*Aptenodytes forsteri*, Gray 1844), el pingüino rey (*Aptenodytes patagonicus*, Miller 1778), el de Adelia (*Pygoscelis adeliae*, Hombron & Jacquinot 1841), el papúa (*Pygoscelis papua*, Forster 1781), el barbijo (*Pygoscelis antarctica*, Forster 1781), el de penacho amarillo (*Eudyptes crestatus*, Forster 1781), o el pingüino macaroni (*Eudyptes chrysolophus*, Brandt 1837), con su llamativa cresta anaranjada. En cuanto a las focas, hay seis especies comunes en las aguas antárticas: la foca cangrejera (*Lobodon carcinophagus*, Hombron & Jacquinot 1842), la más común en el mundo con una población estimada en 30 millones de individuos, la foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*, Lesson 1826), la foca de Ross (*Ommatophoca rossii*, Gray 1844), el elefante marino (*Mirounga leonina*, Linnaeus 1758), el lobo marino antártico (*Arctocephalus gazella*, Peters 1875) y la foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*, Blainville 1820). Esta última es considerada un super-depredador que se alimenta de krill, pescado y pingüinos, pero también de crías de otras especies de focas. Los pingüinos no son las únicas aves que sobreviven en la Antártida. Podemos encontrar aves voladoras como el págalo antártico pardo (*Catharacta lonnbergi*, Mathews 1912), el págalo antártico (*Catharacta maccormicki*, Saunders 1893), el págalo subantártico (*Catharacta antarctica*, Lesson 1831), el gaviotín antártico (*Sterna vittata*, Gmelin 1789), diferentes especies de petreles, albatros y gaviotas, la paloma antártica (*Chionis alba*, Gmelin 1789) o el cormorán antártico (*Phalacrocorax bransfieldensis*, King 1828), entre otras muchas. Todas ellas basan su alimentación en los abundantes recursos del Océano Austral, entre los

que destaca el krill, compuesto mayoritariamente por el invertebrado *Euphausia superba*, Dana 1850. En el Océano Austral, este crustáceo es tan abundante que su biomasa triplicaría el peso conjunto de todos los humanos sobre la Tierra, por lo que resulta una presa fundamental para los calamares, pingüinos, peces, aves marinas e, incluso, para las ballenas. Este organismo es fuertemente dependiente del hielo marino, ya que en el invierno utiliza las grietas y huecos en el hielo para mantenerse a salvo de sus depredadores. De esta forma, en años en los que la banquisa de hielo marino permanece durante más tiempo, el krill prolifera, mientras que en años en los que el hielo marino se retira rápidamente, las poblaciones de este crustáceo son menores. Esto afecta a las poblaciones de ballenas que son habituales en este océano, y que incluyen la ballena azul (*Balaenoptera musculus*, Linnaeus 1758), el rorcual común (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus 1758), el rorcual albiblanco (*Balaenoptera acutorostrata*, Lacépède 1804), la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*, Borowski 1781), el cachalote (*Physeter macrocephalus*, Linnaeus 1758), el calderón común (*Globicephala melas*, Traill 1809) y la orca (*Orcinus orca*, Linnaeus 1758), el único depredador que está por encima de la foca leopardo en la pirámide trófica.

	Especie	Parejas reproductoras
Pingüino rey	<i>Aptenodytes patagonicus</i>	1,07 millones
Pingüino emperador	<i>Aptenodytes forsteri</i>	195.000
Pingüino de Adelia	<i>Pygoscelis adeliae</i>	2,47 millones
Pingüino barbijo	<i>Pygoscelis antarctica</i>	7,49 millones
Pingüino papúa	<i>Pygoscelis papua</i>	314.000
Pingüino de penacho amarillo	<i>Eudyptes crestatus</i>	3,68 millones
Pingüino macaroni	<i>Eudyptes chrysolophus</i>	11,8 millones
Foca de Weddell	<i>Leptonychotes Weddelli</i>	250.000-800.000
Foca de Ross	<i>Ommatophoca rossii</i>	200.000
Foca cangrejera	<i>Lobodon carcinophagus</i>	30-70 millones
Foca leopardo	<i>Hydrurga leptonyx</i>	200.000-440.000
Elefante marino	<i>Mirounga leonina</i>	600.000
Lobo marino antártico	<i>Arctocephalus gazella</i>	2 millones

















































Cuadro 6.1: Efectivos poblacionales de las principales especies antárticas presentes en los oasis costeros. Fuente: Woehler & Croxall (1996).

Podría pensarse que las condiciones climáticas extremas anteriormente descritas deberían actuar como un freno para la actividad turística, pero sucede justamente al contrario. Muchas personas se sienten atraídas por este entorno hostil debido a la incapacidad del hombre para dominarlo. Pocos lugares en el mundo permanecen tan prístinos y salvajes como la Antártida, algo que resulta muy atrayente. “La Antártida ejerce una fascinación especial sobre las personas ya que representa un desafío. La Antártida es un vasto territorio de gran belleza, con pronunciadas montañas, inmensos glaciares y banquisas de hielo, gigantescos icebergs flotantes y gran profusión de aves marinas, pingüinos y focas... El turismo se ha convertido no sólo en algo cotidiano, sino que junto a la pesca representa una de las principales actividades comerciales de la región. Los destinos más habituales son las colonias costeras de vida salvaje, las estaciones científicas, los barracones de la etapa heroica de la exploración y los territorios que representan un desafío físico o visual” (IUCN, 1991).

Al reclamo como último reducto no afectado por la huella del hombre, con un alto grado de aislamiento y un riesgo inherente en su visita, se suma la existencia de numerosos sitios históricos, incluyendo monumentos a los personajes más conocidos de la exploración antártica (Shackelton, Amudsen y Scott, entre otros) y estaciones balleneras abandonadas, como la de Bahía Balleneros en Isla Decepción. También los recursos naturales son un atractivo muy poderoso para el turista, ya que es muy sencillo observar de cerca multitud de especies, así como disfrutar de paisajes espectaculares o elementos masivos y singulares como los icebergs o los glaciares. Todos estos atributos hacen de la Antártida un destino para el turismo internacional cada vez más demandado.

6.2. El marco legislativo antártico

La Antártida posee un régimen jurídico único, ya que ninguna nación ostenta su soberanía. Siete naciones reclamaron diferentes porciones de este territorio durante la primera mitad del s. XX (Argentina, Australia, Chile, Francia, Nueva Zelanda, Noruega y Reino Unido), pero los solapamientos de ciertas demandas y la aparición de nuevas potencias mundiales como Estados Unidos o la Unión Soviética hicieron imposible llegar a un acuerdo. Después del Año Geofísico Internacional celebrado en 1957-58, esta cuestión se resuelve a través de un acuerdo internacional singular, el denominado Tratado Antártico. Este documento, que regula las relaciones internacionales en las tierras emergidas y las barreras de hielo situadas al sur del paralelo 60° S, fue firmado en Washington el 1 de diciembre de 1959, aunque su entrada en vigor se produjo el 23 de junio de 1961 al depositarse el último de los instrumentos de ratificación de los doce signatarios originales (identificados en el **Cuadro 6.2**). Desde su firma, el número de países signatarios se ha incrementado hasta un total de 48 en 2011, aunque sólo 28 tienen plenos derechos decisorios. Son los llamados miembros consultivos. El resto de naciones son considerados miembros adherentes sin derecho a voto. Con la firma de este tratado internacional las disputas territoriales históricas que mantenían las naciones anteriormente mencionadas han quedado temporalmente suspendidas. Teniendo en cuenta que el período de vigencia del acuerdo es indefinido y que sólo un acuerdo unánime entre los miembros consultivos permitiría su modificación, puede decirse sin temor a equivocarse que este *statu quo* permanecerá sin cambios al menos en los próximos años. La Antártida constituye así un territorio dedicado por entero a la paz y a la ciencia.

Países Signatarios*	Países Adherentes Consultivos*	Países Adherentes No Consultivos**
 Australia (1961)	 Polonia (1961)	 Dinamarca (1965)
 Argentina (1961)	 Países Bajos (1967)	 Rumania (1971)
 Bélgica (1961)	 Alemania (1974)	 Papúa-Nueva Guinea (1975)
 Chile (1961)	 Brasil (1975)	 Cuba (1984)
 Francia (1961)	 Bulgaria (1978)	 Hungría (1984)
 Japón (1961)	 Uruguay (1980)	 Austria (1987)
 Noruega (1961)	 Italia (1981)	 Corea del Norte (1987)
 Nueva Zelanda (1961)	 Perú (1981)	 Grecia (1987)
 Sudáfrica (1961)	 España (1982)	 Canadá (1988)
 Reino Unido (1961)	 China (1983)	 Colombia (1989)
 Rusia (1961)	 India (1983)	 Suiza (1990)
 Estados Unidos (1961)	 Finlandia (1984)	 Guatemala (1991)
	 Suecia (1984)	 Rep. Checa (1993)
	 Corea del Sur (1986)	 Eslovaquia (1993)
	 Ecuador (1987)	 Turquía (1996)
	 Ucrania (1992)	 Venezuela (1999)
		 Estonia (2001)
		 Belarús (2006)
		 Mónaco (2008)
		 Portugal (2010)

***Miembros Consultivos:** son los 12 países signatarios originales a los que se le suman los Estados que cumplieron con los requisitos establecidos por el Tratado Antártico para adquirir este estatus, es decir, poseer un programa científico antártico consolidado o haber construido una base en la Antártida. Estas naciones tienen voz y voto en las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico.

****Miembros No Consultivos:** son Estados que se han adherido al Tratado, aceptando sus principios y objetivos, y que también son invitados a las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico celebradas anualmente, aunque no pueden participar en la toma de decisiones al carecer de voto.

Cuadro 6.2: Las cuarenta y ocho naciones que forman parte del Tratado Antártico y que también son firmantes del Protocolo de Madrid. Se indica el año de adhesión. En conjunto representan aproximadamente el 65% de la población mundial. *Fuente:* Secretaría del Tratado Antártico (2011).

El 1 de septiembre de 2004 se creó la primera institución permanente que daba soporte a este acuerdo. Se trata de la Secretaría del Tratado Antártico, la cual tiene sede en Buenos Aires, Argentina. Esta institución se encarga de organizar las reuniones anuales de los signatarios del tratado y de los comités de expertos, publicar los informes y recopilar, archivar y distribuir la información generada. La regulación y el control de las actividades en la Antártida son discutidas por las naciones firmantes en las mencionadas reuniones, las cuales son conocidas como las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico. Las cuestiones más relevantes son acordadas por consenso por los miembros consultivos, aunque a continuación han de ser adoptadas por cada estado miembro a través de su propia legislación. Esto hace que sean las propias naciones las responsables de que sus ciudadanos respeten los acuerdos alcanzados en el seno del Sistema del Tratado Antártico, el cual por sí solo carece de la capacidad para sancionar u obligar a su cumplimiento. En estas reuniones se generan una serie de recomendaciones que derivan en una serie de Medidas, Resoluciones y Decisiones que van mejorando poco a poco el Sistema del Tratado Antártico. Además de las naciones firmantes del Tratado, a estas reuniones acuden una serie de organizaciones que participan como observadores externos y expertos. Se trata del Comité Científico de Investigación Antártica (SCAR, en sus siglas en inglés), el Consejo de Administradores de Programas Nacionales Antárticos (COMNAP), la Coalición de los Océanos Antárticos y del Sur (ASOC) y la Asociación Internacional de Tour Operadores Antárticos (IAATO).

Las cuestiones relativas a la protección ambiental de este territorio fueron reguladas en 1991 mediante el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, el cual entró en vigor en 1998. Este documento, conocido también como el Protocolo Ambiental o el Protocolo de Madrid, establece la obligación de asegurar una correcta conservación del medio ambiente antártico y los ecosistemas dependientes y asociados a la hora de planificar y realizar todas las actividades que se realicen en el área de influencia del Tratado Antártico. También prohíbe las actividades extractivas comerciales de recursos minerales, establece la creación del Comité para la Protección Ambiental (un organismo específico encargado de asesorar a los miembros del tratado en cuestiones ambientales) y define el procedimiento de evaluación del impacto sobre el medio ambiente a cumplir por todas las actividades antárticas, incluyendo tanto las gubernamentales (apoyo logístico y programas de investigación científica, entre otros), como no gubernamentales (incluyendo las actividades de las ONGs y de las empresas turísticas). En la actualidad, este protocolo cuenta con seis anexos dedicados a diferentes cuestiones. El Anexo I establece el procedimiento de evaluación del impacto sobre el medio ambiente. El Anexo II está dedicado a la conservación de la fauna y flora antárticas. El Anexo III determina los procedimientos de eliminación y tratamiento de residuos. El Anexo IV trata de prevenir la contaminación marina. El Anexo V crea un sistema de protección y gestión de zonas basado en dos figuras, las Zonas Antárticas Especialmente Protegidas (ZAEPS) y las Zonas Antárticas Especialmente Administradas (ZAEAs). Ambos tipos de zonas protegidas han de poseer sus correspondientes Planes de Gestión, los cuales identificarán los valores que precisan de una protección o administración especial, entre otras muchas cuestiones (periodo de designación, descripción de la zona, zonificación, supuestos para la concesión de permisos de acceso, código de conducta a cumplir, etc.). Finalmente, el Anexo VI determina la responsabilidad derivada de emergencias medioambientales. Existen otros acuerdos internacionales que complementan al Tratado Antártico, como son la Convención para la protección de la flora y la fauna antártica (Bélgica 1964), la Convención para la Conservación de las Focas Antárticas (Londres 1972), la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (Australia 1980) o la Convención para la Reglamentación de las Actividades sobre Recursos Minerales Antárticos (Nueva Zelanda 1988). La adopción del Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente no afecta a los derechos y obligaciones adquiridos por estos otros instrumentos internacionales, aunque sí modifica ciertos aspectos como el sistema de áreas protegidas, el cual fue actualizado a través del citado Anexo V. El Tratado Antártico, junto a las medidas en vigor según ese Tratado, sus instrumentos internacionales asociados (como los que acabamos de citar) y las medidas derivadas de los mismos, constituyen lo que se conoce como el Sistema del Tratado Antártico.

6.3. La estructura antártica española

La máxima autoridad nacional es el Comité Polar Español (CPE). Este organismo fue creado en 1998 por acuerdo de la comisión permanente de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT). El CPE cuenta con una Secretaría Técnica responsable de la coordinación de las diversas instituciones implicadas en su funcionamiento, la cual es dependiente de la Dirección General de Investigación y Gestión del Plan Nacional I+d+i. El CPE asume una serie de funciones respecto a la Antártida, entre las que destacan la coordinación general, la aprobación de permisos relativos a la normativa de protección ambiental y el establecimiento de prioridades para las actividades científico-tecnológicas. En el caso del Ártico, este organismo también posee ciertas responsabilidades derivadas del estatus de Observador en el Consejo Ártico, alcanzado por España en octubre de 2006. El CPE cuenta con representantes de diversos Ministerios, debido a que ha de coordinar los proyectos científicos desarrollados en las zonas polares, velar por la correcta gestión de las Instalaciones Científico-Técnicas Singulares (ICTS) presentes en la Antártida y gestionar el uso de los medios de apoyo logístico. Por iniciativa del CPE también se ha creado el Centro Nacional de Datos Polares (CNDP), el cual tiene su sede en el Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Entre sus cometidos están la administración de los metadatos generados por las investigaciones españolas en el ámbito polar, así como el almacenamiento, gestión y difusión de los fondos documentales presentes en el Archivo Polar Español, tanto a nivel nacional como internacional. Otros organismos relacionados con la estructura polar española son el Ministerio de asuntos exteriores y Cooperación, el Ministerio de Ciencia e Innovación, el Ministerio de Defensa, el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, la Unidad de Tecnología Marina del CSIC, el SCAR, el Instituto Español de Oceanografía y el Comité Internacional de Investigación en el Ártico (IASC). En la **Figura 6.2** se resumen las relaciones entre estas instituciones y organismos.

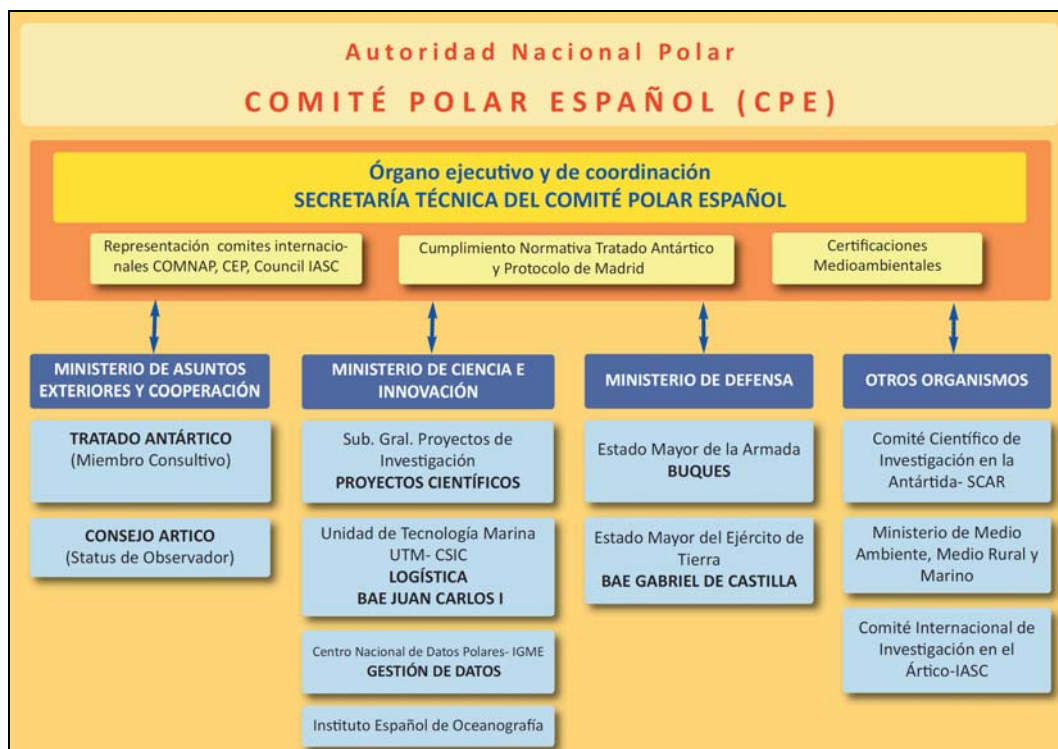


Figura 6.2: Estructura polar española. Fuente: CPE (2011).

En cuanto a las instalaciones antárticas, España actualmente cuenta con dos bases que están únicamente activas durante el verano austral, desde mediados de noviembre hasta principios de marzo: la Base Antártica Española (BAE) Juan Carlos I y la BAE Gabriel de Castilla. La

primera, inaugurada en 1988, es gestionada por el CSIC. Está considerada como una ICTS por el MICINN y se localiza en la costa sur-este de la Bahía Sur, en la Península Hurd de la Isla Livingston, en el archipiélago de las Shetland del Sur. Se encuentra actualmente en un período de remodelación que permitirá ampliar notablemente su capacidad tanto en términos de dotación como a nivel de recursos científicos. A tan solo 20 millas náuticas se encuentra la otra base permanente, la BAE Gabriel de Castilla. Esta instalación fue establecida en Isla Decepción en la campaña 1989-90, es administrada en la actualidad por el Ejército de Tierra, y también tiene la categoría de ICTS. Esta base puede acoger un máximo de 36 personas, entre dotación militar e investigadores. Las instalaciones españolas terrestres se completan con el campamento Byers, ubicado en la Península homónima que se sitúa en el extremo oeste de la Isla Livingston, a unos 60 km de la BAE Juan Carlos I. Esta zona está designada como el ASPA N° 146 y se caracteriza por la ausencia de hielo durante la época de verano. El campamento consta de dos iglús de fibra que en campañas anteriores sirvieron como laboratorio y módulo de habitabilidad para investigadores españoles. En la actualidad, estas infraestructuras constituyen un campamento internacional permanente que puede ser utilizado por los investigadores de las naciones del Tratado Antártico que lo soliciten, previa autorización del CPE. Las bases y el campamento reciben el apoyo logístico del Buque de Investigaciones Oceanográficas (BIO) Las Palmas, un remolcador de altura modificado que fue construido en 1978, aunque en 1999 tuvo que ser sometido a una importante obra de remodelación para cumplir con los requisitos ambientales del Tratado Antártico. Con una eslora de algo más de 40 metros y una dotación de 36 personas, es capaz de transportar 20 científicos y 3 contenedores de material, uno de ellos frigorífico. Se trata del primer buque español que participó en misiones científicas en la Antártida, concretamente durante los años 1988 y 1991. Precisamente en este último año comenzó la actividad del BIO Hespérides, el otro buque español que participa en campañas antárticas. Posee una eslora de 82,5 metros y una dotación de 54 personas, así como espacio para albergar a 37 científicos. La responsabilidad del mantenimiento de su amplio equipamiento científico recae en la UTM del CSIC, el cual aporta el personal técnico de apoyo en las campañas oceanográficas. El casco está reforzado para soportar la navegación por hielo marino de hasta medio metro de espesor, de acuerdo con el Registro Lloyd, el cual le asigna una categoría 100 A1 Ice Class 1C.



Figura 6.3: Instalaciones antárticas españolas. Desde la parte superior y en el sentido de las agujas del reloj: BAE Gabriel de Castilla, BAE Juan Carlos I, Campamento Internacional Byers, BIO Hespérides, BIO Las Palmas.

6.4. La Antártida como destino turístico

Los paisajes terrestres y marinos dominados por el hielo, las colonias costeras de pingüinos y focas, los monumentos y sitios históricos de la época gloriosa de la exploración antártica, las estaciones científicas, los refugios de los cazadores de focas,... todos estos elementos constituyen unos poderosos elementos de atracción que hacen que cada año miles de turistas acudan a la Antártida para disfrutar de uno de los últimos parajes prístinos y salvajes del planeta Tierra (Haase & Lamers, 2006; Lamers & Amelung, 2006). El propio Protocolo Ambiental establece que el turismo es un uso legítimo de los recursos naturales del Continente Blanco, aunque también puntualiza que es necesario regular esta actividad para evitar que la industria turística altere significativamente los frágiles ecosistemas antárticos. No obstante, esta actividad comercial no es considerada una prioridad por las naciones signatarias del Tratado Antártico, como sí es el caso de la paz, la ciencia y la conservación del medio ambiente (Harcha, 2006). Diversos autores apoyan la legitimidad del turismo antártico (Hall & Wouters, 1995; Herr, 1996; Richardson, 2000; Bastmeijer 2003; Molenaar, 2005), pero ello no implica que todos los tipos de turismo sean adecuados para la Antártida, sobre todo teniendo en cuenta la creciente lista de actividades turísticas que se realizan en nuestros días. Si bien existe un fuerte consenso internacional en lo relativo a esta cuestión, dos instituciones han defendido tradicionalmente la eliminación del turismo en esta zona. Se trata de la *Australian Conservation Foundation* y la *Wilderness Society* estadounidense. El resto de organizaciones conservacionistas internacionales (IUCN, WWF, Greenpeace, etc.) apoyan un turismo bien gestionado en este territorio polar.

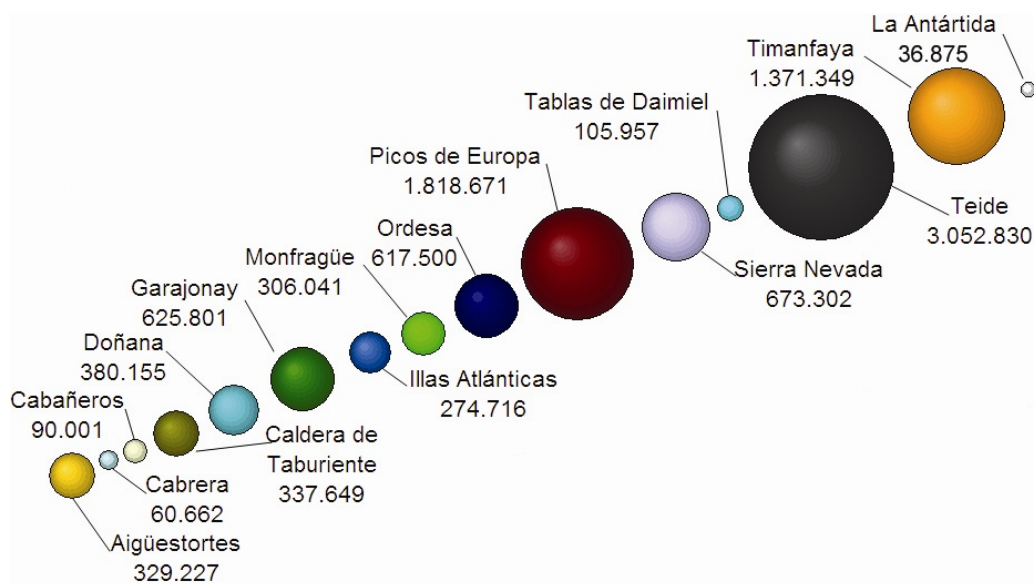


Figura 6.4: Comparación de la cifra de turistas antárticos para la campaña 2009/10 con los visitantes durante el año 2009 de los diferentes espacios que conforman la Red de Parques Nacionales española. Para facilitar todavía más la valoración de las cifras representadas, señalar que los dos principales estadios de España, el Santiago Bernabéu y el Camp Nou, tienen una capacidad de 80.345 y 98.787 espectadores respectivamente.

Una primera dificultad que surge a la hora de analizar el turismo antártico es definir qué entendemos por turista. Entre la comunidad de investigadores antárticos especializados, se suele considerar bajo esta etiqueta a los siguientes colectivos (Reich, 1979; Bauer, 2001): (1) los turistas que acuden a la Antártida embarcados en un crucero o bien en una embarcación de menor tamaño, ya sea un velero o incluso un yate; (2) los turistas aéreos, incluyendo tanto a aquellos que se desplacen en aviones de pasajeros de gran capacidad como los que utilicen pequeñas aeronaves, incluso cuando no lleguen a aterrizar en el continente blanco y se limiten

a realizar sobrevuelos panorámicos; (3) las expediciones especializadas, incluyendo montañeros, escaladores, corredores de pruebas deportivas extremas, etc.; (4) las visitas de personajes públicos y representantes de los medios de comunicación, fotógrafos y artistas; y, por último, (5) las visitas no oficiales o de carácter lúdico que realizan los científicos o el personal de apoyo residente de forma temporal en la Antártida. Las tres primeras categorías podrían englobarse en lo que se denomina turismo comercial, debido a que un operador turístico, que puede estar más o menos especializado, ofrece un servicio a un cliente a cambio de una cierta cantidad de dinero. Los otros dos tipos de turistas son casos más peculiares y difíciles de evaluar. Aunque contribuyen en buena medida a incrementar la presión sobre determinados enclaves antárticos, su regulación es complicada debido a que dependen de los programas nacionales de investigación que desarrollan los diferentes gobiernos del Tratado Antártico. Esta es una de las razones por las que establecer de forma precisa las cifras de turistas antárticos no es sencillo. Actualmente, la fuente más fiable son las estadísticas que elabora anualmente la IAATO, las cuales permiten estimar un promedio de aproximadamente 37.000 visitantes por año si consideramos las últimas cinco campañas. Esta cifra puede parecer insignificante si las comparamos con otros destinos turísticos o con las cifras totales de turistas que se desplazan cada año (ver el ejemplo de la **Figura 6.4**). El hecho diferencial que hace que estas cifras sean tan preocupantes para los expertos es que hasta 2001 se estimaba que menos de 200.000 personas habían visitado alguna vez la Antártida, incluyendo exploradores, aventureros, científicos, personal de apoyo, militares, balleneros y turistas (Bauer, 2001). Por otro lado, debe recordarse que no estamos ante un destino vacacional cualquiera. La Antártida es el único continente destinado por completo a la paz y la ciencia, y sus ecosistemas son altamente sensibles a cualquier alteración. Aún así es cierto que resulta muy probable que las cifras que actualmente manejamos estén siendo subestimadas de forma sistemática, siendo difícil calcular el tamaño de este error.

6.4.1. Origen, evolución y características del turismo comercial antártico.

Una vez que conocemos el tipo de visitante que se engloba en el llamado turismo comercial, es posible analizar el origen de esta actividad comercial. Para ello, hemos de remontarnos a 1956, cuando 66 pasajeros se embarcan en Punta Arenas en un avión Douglas DC-6B de la aerolínea LAN Chile para realizar un vuelo panorámico sobre las Islas Shetland del Sur y la Península de Trinidad (Headland, 1994). Anteriormente, se habían realizado algunos desembarcos en diferentes localizaciones, pero siempre de forma muy puntual y aislada, no pudiendo ser considerado como una actividad específicamente turística. Este vuelo fue seguido por otro de PAN America Airways que aterrizó en McMurdo Sound el 15 de octubre de 1957, constituyendo el primer vuelo comercial que tomaba tierra en tierras antárticas. El origen del turismo basado en cruceros es posterior al aéreo. En enero de 1958, el buque argentino *Les Éclaireurs* realiza el primer crucero turístico al trasladar a 98 pasajeros desde Argentina a las Islas Shetland del Sur y la Península Antártica (Headland, 1994). En este buque viajaban dos turistas de origen español, tal y como quedó reflejado en el registro del día 18 de enero de ese año en el libro de visitas de la base antártica argentina de Decepción (Tejedo, nota personal, 2010). Estos turistas eran Marino Cabeza, de 43 años, soltero y de profesión obrajero, y Salvador López Mansilla, de 61 años, soltero y de profesión industrial. Al buque *Les Éclaireurs* le siguieron el *Yapeyu* y el *Navarino*, de bandera argentina y chilena respectivamente, los cuales realizaron sendos cruceros en 1959. No obstante, la era moderna del turismo antártico basado en cruceros comienza con el viaje organizado en 1966 por Lars-Eric Lindblad a bordo del buque argentino *Lapataia*, a partir del cual se crea el concepto de *crucero de expedición* (Headland, 1994). Lindblad sostenía que proporcionando una experiencia en primera persona a los turistas de la naturaleza en estado puro podría incrementar su sensibilidad ambiental. Su objetivo consistía en transmitir un mayor conocimiento de los (escasos) recursos de la Tierra y de la importancia del papel de la Antártida en el medio ambiente global. Este modelo que combina ocio y educación ambiental continúa vigente en nuestros días y es utilizado por la mayoría de los operadores que trabajan con cruceros antárticos. Desde el inicio de la actividad de este promotor visionario, los buques se han convertido en el principal medio de transporte para los turistas antárticos, tal y como veremos más adelante.

La evolución histórica de los sobrevuelos panorámicos sobre la Península Antártica y el Mar de Ross ha sido muy irregular desde que comenzaron en la década de los 50. Su mayor éxito se produjo entre 1977 y 1980, cuando más de 11.000 pasajeros fueron trasladados a la Antártida

en 44 vuelos por las compañías Quantas y Air New Zealand. Sin embargo, en 1979 se produjo el accidente de un DC-10 de la compañía Air New Zealand en la ladera del Monte Erebus en el que perdieron la vida 257 personas. Esta desgracia contribuyó en gran medida a paralizar una actividad que había sido bastante exitosa hasta ese momento. En 1984, el gobierno chileno reanuda el turismo aéreo organizando vuelos directos que aterrizaban en la Isla Rey Jorge. Un C-130 Hércules de la Fuerza Aérea Chilena se encargaba de transportar a unos 40 turistas por vuelo hasta la base antártica Teniente Rodolfo Marsh, a 1.300 m.s.n.m. Allí los pasajeros permanecían en el único alojamiento comercial que ha existido en la Antártida, el Hotel Estrella Polar. Durante su estancia, realizaban excursiones de un día de duración a otras estaciones científicas y a colonias como la pingüinera de la Isla de Ardley. También se organizaban excursiones en helicóptero y en pequeñas aeronaves, como el DHC-6 Twin Otter, para sobrevolar la zona (Kriwoken, 1995; Bauer, 2001). El gobierno chileno suspendió en 1992 estos vuelos sin una razón oficial, aunque el Instituto Antártico Chileno señalaba en 1993 que el riesgo de perder una aeronave debido al clima hostil de la zona, junto a la presión de los grupos conservacionistas, podrían ser las principales razones por las que se tomó esta decisión. En la actualidad, la compañía Aerovías DAP continúa realizando una actividad similar, con precios que en la temporada 2008-09 rondaban los 2.950 US\$. En este caso, se cuenta con el apoyo de la base rusa Bellingshausen y de la uruguaya Artigas. Una vez en la Isla Rey Jorge tras un vuelo de aproximadamente dos horas y media, los turistas pueden optar por continuar su viaje a bordo de un crucero turístico, o bien retornar al aeropuerto de origen tras pernoctar una única noche y visitar diferentes bases científicas, zonas de glaciares y colonias costeras. En la campaña 1994-95, el operador turístico Croydon retomó los sobrevuelos panorámicos desde Australia, utilizando Boeing 747 de la aerolínea Quantas. Esta actividad consiste en un vuelo de 13 horas de duración con salida desde Melbourne, Victoria o Sydney, sobrevolando Hobart, Tasmania, la Antártida y regresando a Australia. El precio aproximado del pasaje es de 1.000 US\$ en clase turista, una cantidad que muchos pueden considerar excesiva si tenemos en cuenta que no se tiene una experiencia directa de la Antártida y que la realización del viaje depende en gran medida de las condiciones climáticas, siendo habituales las cancelaciones y los retrasos de varios días. Como curiosidad, señalar que este operador incluye en sus contratos una cláusula por la que se exime de cualquier devolución del dinero debido a que el vuelo se realice bajo condiciones climáticas que impidan una buena visibilidad, lo cual es bastante habitual en las zonas polares. Desde 1994-95, más de 30.000 pasajeros han utilizado este servicio y Croydon fue premiada en 1995 con el *Victoria Tourism Environmental Award* (Keage, 1999). En todo caso, los sobrevuelos panorámicos han ido descendiendo cada año. En la actualidad no superan los cuatro vuelos por campaña, e incluso hay años en los que esta actividad no ha tenido lugar. Existe otra empresa, *Adventure Network International* (ANI), que también realiza vuelos a la Antártida, concretamente al interior del continente. En este caso sí que se toma tierra, ya que esta compañía se dedica a organizar expediciones de pequeño tamaño con objeto de practicar alpinismo, escalada, senderismo, esquí, paracaidismo, fotografía, o bien visitar lugares emblemáticos. La opción más habitual consiste en ascender el Vinson Massif, el pico más alto de la Antártida, seguida de vuelos al polo sur geográfico y visitas a diferentes colonias de pingüino emperador. Esta compañía inauguró en 1987 el único campamento de verano privado que se situaba en el interior del continente blanco, el *Patriot Hills*, a 1.076 Km del Polo Sur geográfico, en las coordenadas 80° 19' latitud sur y 81° 16' longitud oeste. Esta instalación semipermanente con capacidad para 50 personas ha sido recientemente desmantelada para ser sustituida por el *Union Glacier Camp*, el cual puede acoger un máximo de 80 personas. El lema de esta compañía refleja su preocupación por minimizar el impacto ambiental de sus actividades: "*Everything we take in, we take out even if it is eaten first*" (ANI, 1992). En 2003, la empresa ANI fue adquirida por otra compañía, *Antarctic Logistics and Expeditions* (ALE), la cual ha continuado ofreciendo expediciones de aventura y proporcionando servicios logísticos a los programas científicos nacionales (Lamers *et al.*, 2007).

Como ya se ha indicado, el turismo basado en cruceros es el principal producto turístico antártico, constituyendo el 99,2% del mercado en la campaña 2008-09 (IAATO, 2009). Reúne las tres componentes básicas del turismo: transporte, alojamiento y actividades (Amelung & Lamers, 2007). La actividad de los cruceros tiene lugar únicamente durante el verano austral, normalmente entre finales de octubre y mediados de marzo, coincidiendo con el periodo de actividad reproductiva de las colonias costeras de pingüinos y focas, una mayor duración del período diurno, temperaturas más benignas y una menor extensión del hielo marino (Moleenar,

2005). La mayoría de los turistas, cerca del 97%, parten del puerto de Ushuaia, en tierras argentinas (IAATO, 2009). El resto salen de Punta Arenas, en Chile, o bien de Hobart, en Australia. Un número muy residual de cruceros parten de Nueva Zelanda o Sudáfrica. Los dos primeros puertos son los más próximos al Continente Blanco, a tan solo 1.000 km de distancia, por lo que es posible alcanzar las Islas Shetland del Sur o la Península Antártica tras dos o tres días de navegación a través del Paso de Drake. Suelen destinarse alrededor de cinco días a visitar diferentes localizaciones en aguas antárticas, realizando dos o tres desembarcos diarios para observar la vida silvestre de los oasis antárticos, visitar diferentes enclaves de interés histórico y conocer algunas estaciones científicas cuyos gobiernos permiten su visita. Normalmente, la secuencia de desembarcos sigue un gradiente desde zonas más cálidas y con mayor biodiversidad, a áreas más frías donde la riqueza de especies y la variedad de ambientes es menor. Durante la navegación los turistas pueden acudir a conferencias sobre vida salvaje a bordo del crucero o bien practicar el avistamiento de ballenas. Los cruceros cuentan con guías especializados que acompañan a los turistas durante todo el trayecto y que les informan de aspectos relativos a la geología, biología e historia de las zonas visitadas, al tiempo que se aseguran de que el patrimonio natural y cultural no sea dañado. Incluyendo el regreso a los puertos de origen, este tipo de cruceros, los más habituales, tienen una duración aproximada de 10 días. Otros trayectos que incluyen la visita de archipiélagos subantárticos tienen una mayor duración, muchas veces superior a los 18 días, lo que incrementa su coste. Aunque los precios son muy dependientes del nivel de lujo de los camarotes y del tamaño del barco, un rango habitual estaría entre los 4.000 US\$ y los 20.000 US\$ por persona. La mayoría de los turistas proceden de Estados Unidos (habitualmente, sobre un tercio del total), Alemania, Reino Unido, Australia, Canadá, Países Bajos, Japón y Suiza (IAATO, 2010).

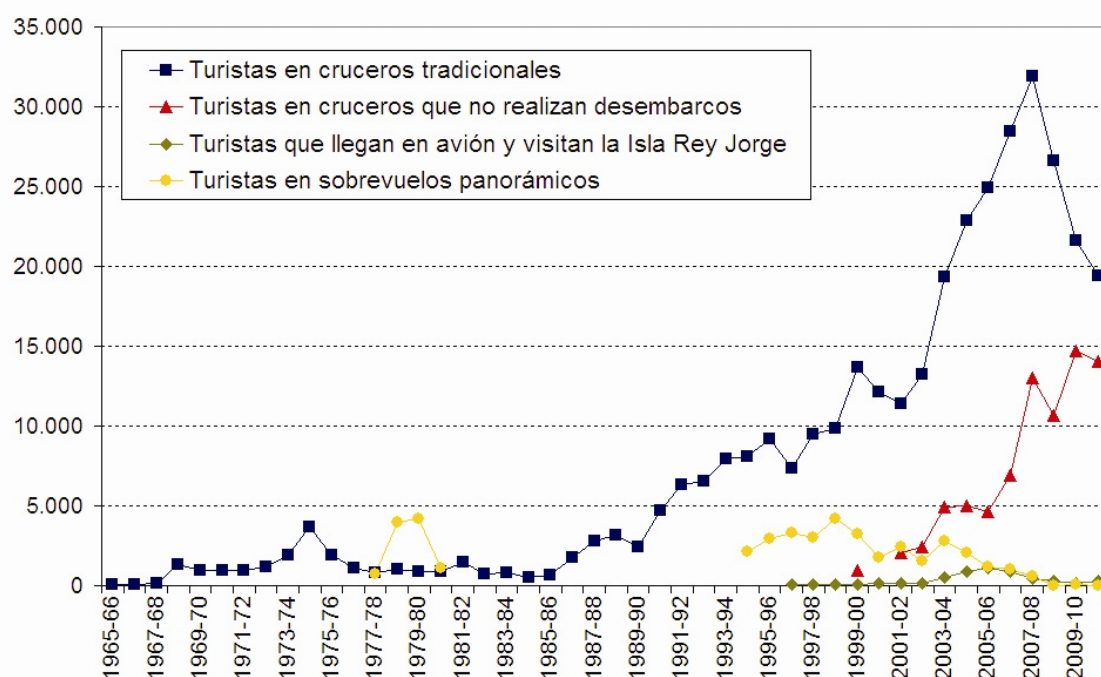


Figura 6.5: Cifras de visitantes antárticos para el periodo 1965-2011. Fuentes: Enzenbacher (1993), Headland (1990, 2009), IAATO (2011).

Las características de los cruceros antárticos son muy variables, debido a que existen embarcaciones de diferente tamaño y diseño. La IAATO utiliza una sencilla clasificación con cuatro categorías que se basa en el número de pasajeros que una embarcación puede transportar (**Figura 6.6**). Las embarcaciones más pequeñas (hasta 12 pasajeros) suelen ser yates privados que se dedican a realizar expediciones a la Antártida. Este tipo de viajes suelen documentarse en libros, revistas, documentales o películas que luego son comercializados. Aunque desplazan un número muy reducido de turistas, suelen realizar desembarcos con

mayor frecuencia, de mayor duración y en zonas que no visitan el resto de cruceros turísticos (Pasaje Butler, Isla Pico Jabet, Isla Jenny Island, Canal de Hielo de McMurdo, Monte Demaria, Monte Mill, Monte Scott, Monte Shackleton, Archipiélago Pitt, Bahía Terra Nova o Isla Watkins). Estas peculiaridades, unidas al destacado incremento en las últimas campañas del número de embarcaciones de este tipo que visitan la Antártida, han motivado que su actividad sea una fuente de preocupación para los programas nacionales al desconocerse su posible impacto ambiental. La siguiente categoría está formada por los buques que transportan entre 13 y 199 pasajeros. Dentro de este grupo se incluyen alrededor del 50% de los cruceros antárticos, lo que hace que sea la categoría más importante en cuanto a número de embarcaciones. A ella pertenecen los populares buques rusos de investigación transformados en cruceros turísticos, los cuales suelen acoger entre 30 y 60 pasajeros. Debido a su origen funcional, sus instalaciones y equipamientos suelen ser bastante austeros, al tiempo que su velocidad de desplazamiento es significativamente menor a la de otras embarcaciones de mayor calado. Los cruceros por encima de las 100 plazas suelen estar mejor acondicionados, con un mayor nivel de lujo y mejores camarotes, por lo que son los que concentran un mayor volumen de negocio. Todos ellos realizan desembarcos mediante lanchas neumáticas con capacidad para 10-12 pasajeros. La tercera categoría la forman los cruceros que pueden transportar entre 200 y 500 pasajeros. Se trata de un tipo de barco poco habitual en la Antártida, ya que este volumen de turistas es difícil de gestionar para la realización de visitas a tierra. Por último estarían los grandes cruceros de más de 500 plazas, los cuales permiten un alto grado de confort a bordo. Algunos de estos buques pueden llegar a transportar hasta 2.600 pasajeros, como es el caso del *Star Princess* o el *Golden Princess*. Su principal desventaja surge a la hora de realizar los desembarcos, ya que la IAATO prohíbe a este tipo de embarcaciones los descensos a tierra por motivos ambientales y de seguridad. Aunque no existen demasiados de este tipo que operen en la Antártida, y menos de forma continua a lo largo de la temporada, su elevada capacidad hace que en los últimos años hayan pasado a tener un peso relativo importante en el cómputo global de las visitas (25% de todo el turismo antártico de cruceros en la campaña 2008-09 y el 36% en 2009-10). El precio de los pasajes es sensiblemente menor al del resto de categorías, lo que ha generado un incremento de la cantidad de turistas que eligen esta opción para poder decir que han estado en la Antártida, aunque ni siquiera hayan descendido a tierra. Por ejemplo, un crucero de 18 días de Valparaíso a Buenos Aires visitando la Antártida en una embarcación de este tipo puede rondar los 2.500 €, mientras que un crucero de 10 días que incluya descensos a tierra suele superar ampliamente los 4.000 € por pasajero. El menor coste de los pasajes ha permitido a los operadores que trabajan con estas embarcaciones sortear mejor la crisis en las dos últimas campañas, por lo que las cifras de turistas que optan por este tipo de cruceros no ha descendido de una forma drástica como es el caso del resto de categorías. Otra ventaja añadida es que los grandes cruceros viajan a una mayor velocidad y son más estables que las embarcaciones de menor tamaño, lo cual hace que la navegación del temible Paso de Drake resulte menos problemática.

En la campaña 2010-11, unos 33.000 turistas arribaron a la Antártida a bordo de cruceros, descendiendo en más de 150 enclaves, la mayoría de los cuales se sitúan en la región de la Península Antártica (Crosbie, 2005). Mientras algunos puntos reciben sólo unas cuantas visitas por década, a los más populares pueden acudir incluso varios cruceros en el mismo día. La mayoría de los operadores tratan de mantener el principio "*one ship, one place, one moment*" para preservar la ida de la Antártida como un destino salvaje, prístino y caracterizado por la ausencia del hombre. Por este motivo los cruceros se mantienen en constante contacto, de forma que pueden negociar la programación de las visitas al tiempo que minimizan el impacto ambiental, se comunican los riesgos que han detectado y se proporcionan apoyo en caso que se produzca algún incidente. Hay que tener en cuenta que la Antártida puede ser un destino turístico de riesgo. Aparte del aislamiento de este territorio, hemos de considerar la severidad del clima, la presencia de hielo marino y la ausencia de cartas marinas con suficiente nivel de detalle para muchas zonas (Snyder, 2007). Estas condiciones hacen que los operadores turísticos deban realizar una preparación más compleja que en otros destinos, incluyendo la adquisición de los correspondientes seguros, permisos, ropa técnica, logística específica y personal con experiencia polar (Stonehouse, 1994; Mason & Legg, 1999). Cualquier omisión en la planificación, problema a nivel físico o de salud, los cambios meteorológicos bruscos, o un problema con el hielo marino o los témpanos a la deriva pueden causar un desastre y poner en peligro toda la expedición.

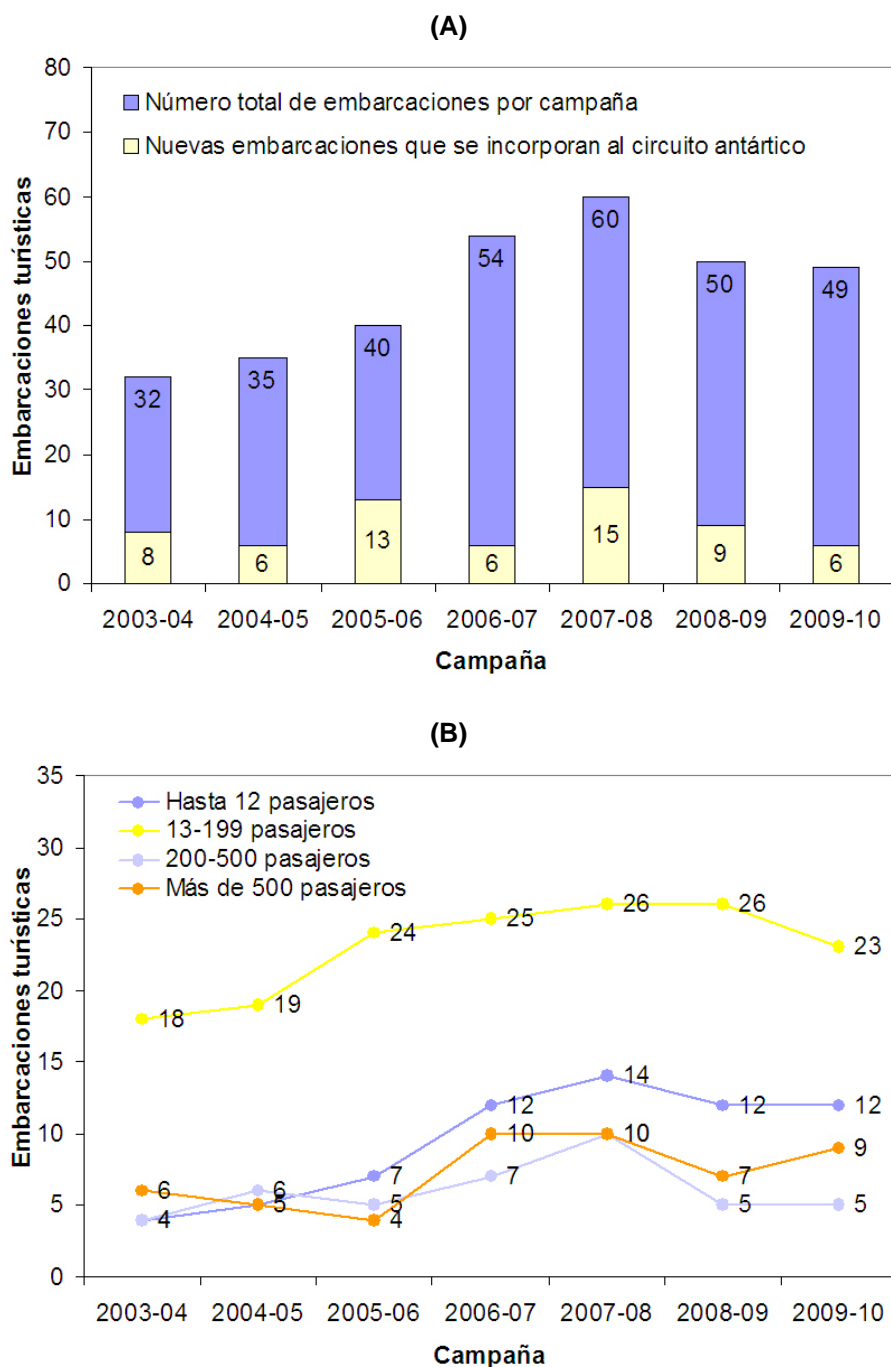


Figura 6.6: Evolución de las cifras de embarcaciones turísticas que operan en las aguas antárticas. (A) Número total de barcos operando en cada temporada y número de barcos que se incorporaron por primera vez a la campaña antártica en ese año (B) Distribución para cada temporada de las embarcaciones en las cuatro categorías propuestas por la IAATO. Fuente: gráfico elaborado a partir de las estadísticas anuales de la IAATO y de la información proporcionada por la Oficina Antártica del Instituto Fuegoño de Turismo y la Dirección Provincial de Puertos del Gobierno de la Provincia de Tierra de Fuego, Argentina.

La mayor parte de la actividad turística basada en cruceros se ha centrado hasta el momento en unas pocas áreas muy concretas, las cuales suponen una parte muy pequeña del territorio antártico. Principalmente, en las Islas Shetland del Sur, la Península Antártica, el área del Mar de Ross y, hasta un cierto punto, en el territorio antártico australiano. Estas zonas poseen un mayor poder de atracción, ya sea por los recursos patrimoniales presentes, por la facilidad de

acceso durante la temporada o por cuestiones de logística y programación de las visitas. Esto hace que el 70% de las visitas desarrolladas por turistas en la temporada 2010-11 se concentraran en sólo 27 lugares (IAATO, 2011). Una de las razones que contribuye a que ciertos destinos sean mucho más demandados que otros es la necesidad por parte de los operadores turísticos de optimizar una estancia ya de por si muy cara. Esto hace que ciertas áreas geográficas sean poco demandadas por el tiempo que se ha de invertir en desplazamientos para llegar a las mismas. Es el caso de zonas como el Mar de Ross, cuya visita implica casi dos semanas de navegación. Las islas subantárticas también se incluyen en los cruceros antárticos de forma habitual. Es el caso de los archipiélagos de las Falkland y las Georgia del Sur, así como las islas de Macquarie, Auckland y Campbell. El solapamiento en ciertos enclaves de los turistas con otras actividades humanas, como la investigación, implica tanto la aparición de nuevas oportunidades (sobre todo a nivel de concienciación ambiental) como la posibilidad de que se produzcan conflictos entre los distintos usuarios. El propio turismo puede ser una fuente de impactos ambientales para los vulnerables ecosistemas antárticos (ASOC, 2008). Por otro lado, hay que tener en cuenta que las actividades turísticas no son las únicas fuentes de alteración en la Antártida. Existen otros factores, tales como el calentamiento global o las especies invasoras, cuyos efectos pueden sumarse o potenciar los del propio turismo, tal y como veremos en el siguiente apartado.

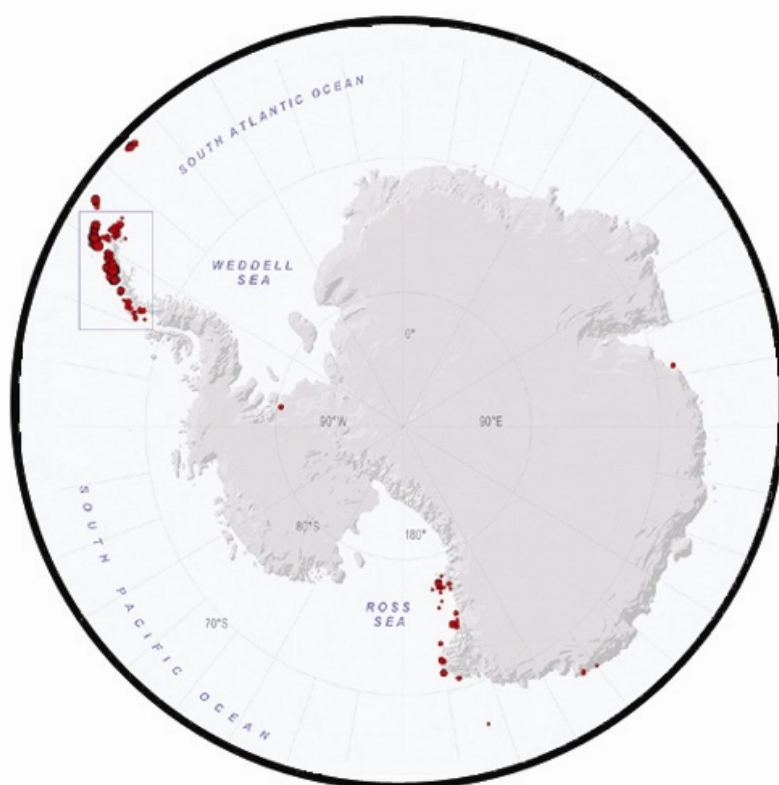


Figura 6.7: Distribución espacial del turismo antártico. El recuadro se corresponde con la Península Antártica, donde se concentran la mayoría de las visitas. *Fuente:* ATCM (2005).

Una vez en la Antártida, el visitante puede destinar su tiempo en el continente blanco a realizar diferentes actividades. En las décadas de los 80 y 90 los pasajeros de los cruceros se limitaban a desembarcar en las playas donde se concentran los pingüinos y las focas, pero en la actualidad la oferta se ha diversificado enormemente. La actividad más demandada es la realización de un crucero para visitar diferentes localizaciones de interés (39,1% según datos de la IAATO para la campaña 2010-11), seguida de los desembarcos en zodiac para visitar las colonias costeras o los sitios históricos (28,7%), los paseos en zodiac entre el hielo de la costa (12,4%), las expediciones en kayak marino (6,7%), las visitas a estaciones científicas (4,0%), las caminatas de larga duración (4,0%) y el submarinismo (1,5%). Pero la oferta no para de

	2003-04	2004-05	2005-06	2006-07	2007-08	2008-09	2009-10	2010-11	Total
Isla Cuverville	9.901 (3)	10.523 (2)	10.921 (6)	15.607 (2)	19.790 (1)	15.244 (3)	19.790 (1)	29.690 (1)	131.466
Bahía Balleneros	9.941 (2)	10.570 (1)	13.749 (2)	15.347 (3)	14.858 (7)	12.128 (6)	14.858 (7)	19.477 (4)	110.928
Isla Goudier	8.621 (5)	8.954 (5)	11.472 (5)	15.266 (4)	16.640 (6)	13.863 (4)	16.640 (6)	19.000 (6)	110.456
Canal Lemaire			13.906 (1)	20.732 (1)	16.894 (4)	18.323 (2)	16.894 (4)	22.504 (3)	109.253
Puerto Neko	6.387 (8)	9.452 (4)	11.749 (4)	13.107 (6)	14.023 (8)	12.470 (5)	14.023 (8)	25.264 (2)	106.475
Isla Media Luna	9.064 (4)	9.819 (3)	12.086 (3)	13.281 (5)	17.984 (2)	11.844 (7)	17.984 (2)		92.062
Canal Neumayer			6.792 (10)	10.441 (9)	17.734 (3)	18.969 (1)	17.734 (3)	17.312 (8)	88.982
Isla Petermann	5.862 (9)		9.215 (8)	11.241 (7)	13.247 (9)	9.098 (10)	13.247 (9)		61.910
Bahía Paraíso		6.146 (8)		10.630 (8)	12.653 (10)	11.102 (8)	12.653 (10)	16.273 (9)	69.457
Isla Decepción				10.320 (10)	16.784 (5)		16.784 (5)		43.888
Estrecho de Gerlache								18.007 (7)	36.014
Estación Palmer								15.789 (10)	31.578
Isla Elefante						10.525 (9)		19.326 (5)	29.851
Almirante Brown	7.173 (6)	7.686 (6)	9.586 (7)						24.445
Punta Jougla	6.721 (7)	7.169 (7)	7.547 (9)						21.437
Región de la Península	16.056 (1)								16.056
Acantilado Brown		5.116 (9)							5.116
Punta Hannah	4.246 (10)								4.246
Punta Waterboat/Estación González Videla		4.056 (10)							4.056
% respecto al total de visitas en cada campaña	54,2%	45,6%	45,1%	41,7%	42,3%	39,2%	40,1%	37,6%	

Cuadro 6.3: Top-ten de los enclaves turísticos antárticos desde la campaña 2003-04 hasta la 2010-11. El puesto ocupado por cada enclave (1-10) en el ranking se indica entre paréntesis. Fuente: elaboración propia a partir de las estadísticas anuales de la IAATO.

diversificarse, incorporando nuevas alternativas como la realización de breves acampadas en el continente antártico, los viajes para practicar el esquí extremo o la escalada en las Islas Argentinas, el Monte Demaria, la Isla Greenwich o el pico Peach, los maratones antárticos, el paracaidismo, los vuelos en helicóptero, las expediciones transcontinentales o el descenso a las profundidades marinas en vehículos remotos (Stonehouse & Crosbie, 1995; Bastmeijer & Roura, 2004; IAATO, 2011). Esta ampliación de la oferta es un reflejo de la especialización de las empresas y el aumento de la competencia entre los diferentes operadores turísticos, los cuales tratan de ofertar productos ecoturísticos de elevada calidad en combinación con ciertas experiencias más propias del turismo de aventura.

6.4.2. Regulación de la industria turística antártica.

El control del turismo antártico resulta imprescindible debido a que se desarrolla en un entorno natural que ha de ser conservado para evitar su deterioro como consecuencia de los efectos negativos, tanto reales como potenciales, de una industria que ha vivido hasta hace unos años un período de rápido crecimiento. La peculiar situación legal de este territorio hace que esta tarea resulte altamente compleja. A pesar de la estabilidad del Sistema del Tratado Antártico y su habilidad para gestionar otras actividades de una forma proactiva, la regulación del turismo antártico ha sido tradicionalmente considerada como débil (Lamers, 2009). Hay que tener en cuenta que las cifras de visitantes podían considerarse residuales hasta la década de los 90, momento en el que precisamente se redactó el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, el principal texto que regula tanto el turismo como el resto de actividades que se desarrollan en la Antártida. Consecuentemente, este documento no profundiza en la regulación del turismo, aunque sí establece la necesidad de llevar a cabo evaluaciones de impacto ambiental de las actividades turísticas, la obligación de retirar los residuos generados en las mismas o la necesidad de que los desembarcos se realicen respetando la flora y la fauna local. Otros autores también han señalado que el proceso de toma de decisiones e implementación respecto a esta industria por parte del Sistema del Tratado Antártico es demasiado lento (Bastmeijer & Roura, 2004). Enzenbacher (2007) también cita una posible falta de experiencia y conocimiento relativo a la industria turística por parte de los responsables de elaborar la normativa antártica como una posible explicación ante la falta de legislación específica. La realidad es que muchas regulaciones que se aplican a la industria turística antártica no son legalmente vinculantes y tampoco han sido traspuestas a la mayoría de los ordenamientos internos de las naciones signatarias del Tratado Antártico (Kriwoken & Rootes, 2000; Bastmeijer, 2003). Aunque cada actividad turística específica ha de realizar una evaluación individual de su impacto ambiental siguiendo lo establecido en el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, no existen estudios a gran escala que analicen las sinergias entre diferentes operadores o actividades, ni tampoco evaluaciones a medio o largo plazo (Kriwoken & Rootes, 2000; Hemmings & Roura, 2003; Bastmeijer & Roura, 2008). Y tal vez una de las cuestiones más importantes: no existe un mecanismo para supervisar o hacer respetar las normativas vigentes en el campo (Tracey, 2001; Molenaar, 2005), lo que genera un escenario propicio para el incumplimiento de ciertas medidas. Por ejemplo, los cruceros que navegan bajo una bandera de una nación no firmante del Tratado Antártico no tienen por qué realizar una evaluación del impacto ambiental de su actividad y tampoco se ven obligados a respetar el resto de directrices propuestas por el Sistema del Tratado Antártico. En 2007, Giammatteo señaló que el 50% de los cruceros que navegaron durante esa campaña en aguas antárticas pertenecían a naciones no firmantes (concretamente a Bahamas, Malta, Liberia y Panamá), por lo que no estaban obligados legalmente a cumplir lo establecido en el seno del Tratado Antártico. En vista de este contexto, la gestión del turismo se ha convertido en los últimos años en una cuestión que centra el debate en las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico (Lamers, 2009). Como consecuencia de este interés, recientemente han surgido diferentes iniciativas dentro del Sistema del Tratado Antártico, tales como la redacción de códigos de conducta para los visitantes, la obligación para los operadores turísticos de redactar informes antes y después de los viajes, la necesidad de contar con seguros obligatorios y planes de emergencia, o la elaboración de una colección de guías de visita para ciertos enclaves que reciben un número elevado de visitas (Bastmeijer & Roura, 2004; Molenaar, 2005).

A la legislación proveniente del Sistema del Tratado Antártico se suman otras regulaciones internacionales, como por ejemplo la normativa generada por la Organización Marítima

Internacional respecto a la navegación en aguas polares. También hemos de destacar el sistema de auto-regulación que la propia industria turística antártica ha puesto en marcha a través de la IAATO (Molenaar, 2005). Esta asociación surge en 1991 como respuesta ante el crecimiento del turismo en esta zona. Siete operadores turísticos fueron los primeros en asociarse (Enzenbacher, 1993), aunque en la actualidad hay más de 100 miembros pertenecientes a diferentes naciones, sobre todo del entorno europeo y norteamericano. De hecho, el sector de operadores antárticos que no pertenecen a esta organización está limitado en la actualidad a unos pocos yates recreativos y a empresas de pequeño tamaño que organizan expediciones polares (Haase *et al.* 2009). Las metas principales de esta asociación son regular la actividad turística antártica, unificar criterios entre los operadores, promover el turismo responsable y prevenir los impactos negativos derivados de su actividad. Respecto a este último objetivo, destacar que la IAATO obliga a sus miembros a “operar dentro de los parámetros del Tratado Antártico, del Protocolo Ambiental, la legislación nacional de interés y otros acuerdos internacionales...” (IAATO, 1996). Por lo tanto, esta institución admite como coactivas las resoluciones de las reuniones consultivas del Tratado Antártico, por lo que sus miembros han de respetarlas y cumplirlas. Es lo que sucede por ejemplo con la Recomendación RCTA XVIII-1, adoptada en la Reunión Consultiva del Tratado Antártico celebrada en Kyoto en 1994, la cual establece una serie de directrices para el desarrollo responsable y sostenible de las actividades turísticas en la Antártida. Al mismo tiempo la IAATO emite sus propias directrices de gestión y comportamiento de los visitantes, contribuyendo a la protección activa de la Antártida, papel en el que han desarrollado una intensa labor hasta el momento (Spletstoesser, 2000; Spletstoesser, *et al.* 2004). Esta implicación en la protección del medio ambiente antártico ha motivado su inclusión como organismo observador en las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico (Haase *et al.*, 2009) y del COMNAP (Fowler, 2000). Tras dos décadas de funcionamiento, la IAATO es un modelo exitoso de auto-regulación de una industria comercial. No obstante, su labor requiere de un constante equilibrio entre las demandas del Sistema del Tratado Antártico y las necesidades de sus propios miembros. Con nuevos operadores turísticos con sus propios objetivos, escalas operativas y orígenes entrando en el mercado antártico, la presión sobre esta asociación para mantener sus estándares de calidad se está incrementando (Lamers, 2009). Consecuentemente, la IAATO debe definir cuidadosamente sus normativas y directrices para mantener a todo el mundo a bordo y evitar una falta de acuerdo entre los operadores turísticos (United Kingdom, 2004).

El uso de mecanismos de autorregulación por parte de la industria turística es una buena alternativa en ausencia de una regulación gubernamental que obligue a todas las naciones a su cumplimiento, pero no puede ser considerado como una solución definitiva. Por un lado, la adhesión a la IAATO es totalmente voluntaria, por lo que aquellos operadores turísticos que no deseen ver limitadas sus actividades no tienen por qué entrar en esta institución. Por otro lado, los mecanismos propuestos por la IAATO para comprobar que sus miembros cumplen con las normativas establecidas son muy laxos. Por ejemplo, siempre que un inspector de la IAATO se embarca en un crucero turístico para comprobar que los guías y turistas embarcados cumplen las directrices del Tratado Antártico, se avisa con antelación al operador turístico, lo que limita la eficacia de la medida. También hemos de tener en cuenta que no existen fondos disponibles para la gestión *in situ* de los enclaves visitados por los turistas, ni para el seguimiento o la supervisión del cumplimiento de la normativa vigente, todo ello a pesar de que la Antártida haya sido designada como una reserva natural (Snyder, 2007). Estas importantes cuestiones se encuentran hoy día lejos de poder ser resueltas por la industria turística. Ante esta situación, algunos autores (Bastmeijer & Roura, 2004; Molenaar, 2005; ASOC, 2006) han apuntado la necesidad de contar con un sistema más proactivo que permita regular de una forma adecuada el turismo antártico. Algunos investigadores apoyan la combinación de los mecanismos de autorregulación por parte de la industria turística con la presencia de observadores gubernamentales a bordo de los cruceros, de forma que se garantice el cumplimiento de la normativa (Lamers, 2009). Esta idea va en consonancia con la opinión de ciertas naciones del Tratado Antártico, las cuales consideran que los países signatarios deberían cooperar con la IAATO para asegurar el cumplimiento de las normativas vigentes, algo que la auto-regulación por sí sola no permite (United Kingdom, 2004). Otros autores proponen el establecimiento de sistemas de acreditación o certificación entre las empresas turísticas que están trabajando en la Antártida, tal y como se hace en la actualidad con las estaciones científicas permanentes o abandonadas, los buques que operan en las aguas del Tratado Antártico o los lugares para

deshacerse de los desechos (Hemmings, 2004). Estos sistemas de acreditación podrían ser obligatorios para los operadores antárticos, de forma que la calidad de sus servicios quedara garantizada. No obstante, muchas empresas del sector consideran que los requisitos impuestos a los miembros de la IAATO para su incorporación a esta asociación ya constituyen por sí mismos una especie de acreditación, por lo que un sistema más complejo y que requiriese una inversión económica y de recursos no es necesario ni generaría un valor adicional para su actividad (Lamers, 2009). Algunas instituciones, como la ASOC, han solicitado a los miembros del Tratado Antártico que valorasen la posibilidad de elaborar una Convención para la Regulación de las Actividades Turísticas Antárticas en la línea de otros instrumentos previos como la Convención para la protección de la flora y la fauna antártica (1964), la Convención para la Conservación de las Focas Antárticas (1972), la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (1980) o la Convención para la Reglamentación de las Actividades sobre Recursos Minerales Antárticos (1988). Un mecanismo similar ha sido reclamado por investigadores como Hall (1992) y Davis (1999). Se ha propuesto incluso la apertura del Tratado Antártico a todas las naciones, de forma que desaparezca la obligación de realizar investigación antártica o contar con una base para poder formar parte de los miembros consultivos. Ello aseguraría el cumplimiento de las resoluciones y recomendaciones del tratado, pero podría abrir la puerta a nuevos debates internacionales sobre cuestiones como la explotación del krill antártico o de los recursos minerales que existen en el continente blanco. Otro planteamiento defendido por una serie de autores y organizaciones (Bastmeijer & Roura, 2004; Molenaar, 2005; Amelung & Lamers, 2006; ASOC, 2006) es que se necesita una política más proactiva a largo plazo respecto al turismo antártico, la cual debe estar basada en una visión estratégica de esta actividad comercial. Recientemente, la industria del turismo y un cierto número de naciones del Tratado Antártico han comenzado a trabajar en esta propuesta, aunque todavía no se han dado pasos concretos (Antarctic Treaty System, 2008; Scully & IAATO, 2008; United Kingdom, 2008, 2009).

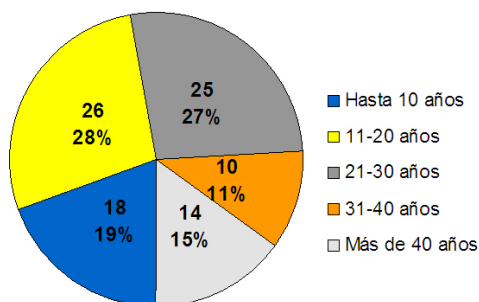
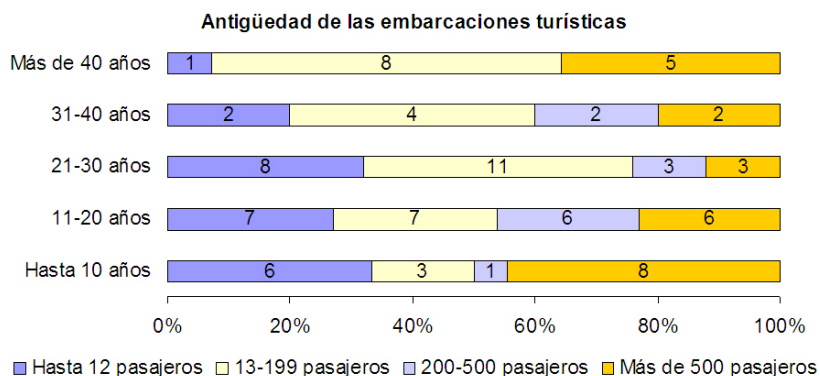
6.4.3. Tendencias futuras esperadas para el turismo antártico.

Hasta la campaña 2007-08, cuando se registró el máximo histórico de 46.265 turistas antárticos (IAATO, 2011), todos los autores proponían que esta industria seguiría viviendo una expansión similar a la de las dos décadas anteriores, con incrementos en el número de turistas, los operadores activos y la cantidad de cruceros turísticos (Bastmeijer & Roura, 2004; Lamers, 2009; entre otros). No obstante, la reciente crisis económica global ha dado al traste con estas previsiones, observándose un descenso significativo en estas tres variables en unas pocas campañas (Perterra *et al.*, 2011). Este contexto económico ha obligado a los operadores turísticos a buscar nuevas estrategias que les permitan incrementar la rentabilidad de sus inversiones y proteger sus márgenes de beneficios. Una de las soluciones que ha adoptado el sector es el empleo de buques de gran capacidad, por encima de 500 pasajeros, para ajustar los gastos de operación. En el pasado esta posibilidad no contaba con el beneplácito de la IAATO, la cual establecía en una normativa interna un límite de 400 pasajeros para los cruceros turísticos. En la actualidad, esta asociación ha dado el visto bueno a expediciones como la realizada por el *Golden Princess* en la campaña 2006-07, la cual movilizó en un solo buque a 2.425 turistas y 1.120 tripulantes, permaneciendo 5 días en las Islas Shetland del Sur y la Península Antártica sin realizar ningún desembarco de pasajeros (ASOC, 2007). En esa misma campaña otros cinco buques superaron los 500 pasajeros. Estas grandes embarcaciones suelen utilizarse para grandes viajes transoceánicos, por lo que no se limitan a realizar rutas por el océano antártico. Esto incrementa en gran medida el riesgo de bioinvasiones, tanto a través de las aguas de lastre como desde el interior del propio barco. Por otro lado, estos buques no están especialmente adaptados a la navegación polar. Es evidente que el rescate y evacuación de estas cifras de turistas difícilmente podría ser asumidos por los medios logísticos, tanto públicos como privados, que operan en la actualidad en las aguas antárticas, lo que plantea serias dudas respecto a la seguridad de este tipo de cruceros masivos. Además, muchas de estas grandes embarcaciones tienden a estar registradas bajo lo que se conoce como banderas de conveniencia (ASOC, 2008). Esto quiere decir que han sido inscritos en registros de países que poseen unos controles mínimos e importantes ventajas económicas con respecto al país de origen del buque. El problema es que estas naciones no pertenecen al Sistema del Tratado Antártico, lo cual hace que no esté claro hasta qué punto puede ejercerse legalmente un control sobre estas embarcaciones al acceder a la zona de influencia de este documento (Molenaar, 2005).

No obstante, este incremento de los grandes cruceros (por encima de 500 pasajeros) puede ser un hecho puntual sin continuidad en los próximos años como consecuencia de la entrada en vigor en agosto de 2011 de una normativa de la OMI que prohíbe el uso y transporte de fuel pesado en la Antártida para todas las embarcaciones que operan en la zona, incluyendo los cruceros turísticos, los buques de los programas nacionales antárticos y la flota pesquera (Resolution MEPC 189/60). Los únicos barcos que no deberán acatar esta limitación son aquellos que estén dedicados a mantener la seguridad de los buques, o bien participen en operaciones de búsqueda y rescate. Esta norma tiene como principal objetivo evitar una catástrofe ambiental en caso de vertido, pues el fuel ligero tiene una menor persistencia ya que se evapora y es biodegradado más fácilmente. Otras ventajas adicionales es que presenta un menor contenido en compuestos azufrados, que su uso no requiere de modificaciones mecánicas en las embarcaciones que anteriormente utilizaran fuel pesado y que el consumo de combustible es menor, lo que reduciría la huella de carbono de los cruceros. Los inconvenientes de este cambio son dos. Por un lado, la necesidad de una mayor inversión en combustible debido a que el fuel ligero es más caro al ser más complejo el proceso de refinado y, por otro, la necesidad de contar con depósitos específicos y diferenciados en el caso de que se quisiera continuar utilizando fuel pesado en otros desplazamientos no antárticos. Respecto a la primera cuestión, hay que tener en cuenta que entre el 10 y el 15% del coste de funcionamiento de un barco turístico lo constituye el fuel, por lo que es evidente que el coste de los pasajes se vería influido por esta necesidad de realizar una mayor inversión. Bajo una situación económica como la actual, en la que los márgenes de beneficios se están estrechando peligrosamente, muchas compañías podrían desplazar sus cruceros a otros destinos más lucrativos. Por otro lado, esta prohibición incrementará los problemas logísticos para las embarcaciones afectadas al tener que utilizar todo el fuel pesado o trasvasarlo antes de ingresar en las aguas antárticas. Incluso esta segunda opción es en la actualidad inviable al no estar convenientemente preparados los principales puertos de acceso a la Antártida (IAATO 2010). Ante este cambio en la normativa, varias compañías ya anunciaron su intención de abandonar el circuito antártico. Es el caso de *Holland America*, la cual opera únicamente con cruceros de gran capacidad: el *Ámsterdam* (1.772 pax), el *Prinsendam* (800), el *Róterdam* (1.620) y el *Veendam* (1.266). Por otro lado, es posible que esta normativa beneficie a los cruceros de tamaño intermedio (50-200 pax) al reducirse la oferta de cruceros de mayor capacidad. Debido a que hace sólo unos meses que la normativa entró en vigor, no es posible valorar sus efectos con datos reales. En cualquier caso, parece que los beneficios ambientales superan a los costes económicos incluso para la IAATO, la cual ha expresado públicamente su apoyo a esta nueva legislación.

El segmento de los cruceros de pequeño tamaño (<100 pasajeros) también puede verse negativamente afectado en los próximos años por otra cuestión subyacente al turismo antártico que no suele considerarse. La mayoría de estas embarcaciones proceden de los tiempos de la Unión Soviética, ya que eran embarcaciones científicas o militares que operaban en el Ártico y que fueron transformadas en cruceros comerciales (Stonehouse, 1994; Cessford, 1997). Esto hizo que sus gastos de construcción no tuvieran que ser contemplados en el precio del pasaje, ya que fueron adquiridos con una inversión relativamente baja. Cuando estas embarcaciones vayan quedándose obsoletas (**Figura 6.8**) y sea necesaria su sustitución por otras construidas *ex profeso*, muchas empresas podrían considerar que el margen de beneficios no es el adecuado y la oferta basada en este tipo de embarcaciones podría descender. Se ha propuesto que bajo este posible escenario, la amenaza del desarrollo del turismo aéreo se acrecentaría. Sin embargo, hemos de tener en cuenta que este tipo de producto turístico precisaría de una mayor infraestructura terrestre, lo cual únicamente podría realizarse a través de la reconversión parcial de las estaciones científicas existentes o bien de nuevas instalaciones terrestres, algo que difícilmente contaría con la aprobación de la mayoría de los miembros del Tratado Antártico. Una tercera alternativa sería acondicionar hoteles marítimos, tal y como sucede en otros destinos turísticos como las Islas Galápagos (Lovering & Prescott, 1979). En todo caso, el desarrollo de este modelo turístico basado en desplazamientos aéreos no es una cuestión sencilla, principalmente por tres razones: (1) la necesidad de condiciones climáticas favorables que permitan la entrada y salida de las aeronaves, algo poco habitual en la Antártida; (2) el alto riesgo asociado a este tipo de vuelos, lo cual incrementa notablemente los costes relativos a los seguros, y; (3) la ya mencionada falta de apoyo por parte de los miembros del Tratado Antártico y la comunidad científica, los cuales no son partidarios de permitir un uso turístico de sus instalaciones, incluyendo las pistas de aterrizaje antárticas.

FLOTA TURÍSTICA ANTÁRTICA COMPLETA



EMBARCACIONES CON MAYOR TRADICIÓN EN EL CIRCUITO ANTÁRTICO

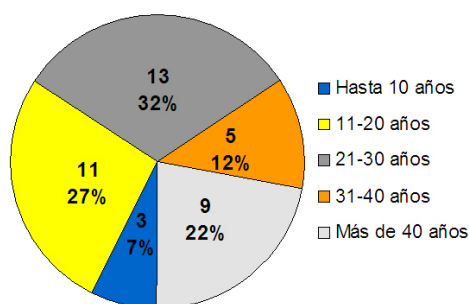
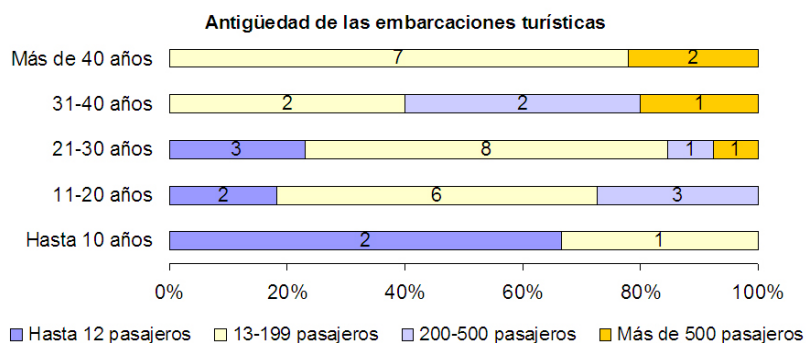


Figura 6.8: Análisis de la edad de la flota turística antártica. En los gráficos de la parte superior se incluyen todas las embarcaciones que han participado en las campañas antárticas de 2003-04 a 2009-10 (93 barcos en total). En la parte inferior, los gráficos se han construido considerando únicamente aquellos barcos que han participado en cuatro o más campañas a lo largo de este período (41 buques). Los gráficos de barras analizan la distribución por edades de las embarcaciones considerando las cuatro categorías propuestas por la IAATO según el volumen de pasajeros transportado, mientras que los gráficos de sectores muestran las cifras totales de embarcaciones que pertenecen a cada grupo de edad. *Fuente:* gráfico elaborado a partir de las estadísticas anuales de la IAATO y de la información proporcionada por la Oficina Antártica del Instituto Fueguino de Turismo y la Dirección Provincial de Puertos del Gobierno de la Provincia de Tierra de Fuego.

Lo que sí puede asegurarse a la vista de los datos es que para los próximos años el turismo basado en cruceros continuará siendo el producto más demandado, centrando su actividad en las Islas Shetland del Sur y la costa oeste de la Península Antártica. Esto se debe a que esta región posee cuatro ventajas incontestables (Wace, 1990; Enzenbacher, 1993; Cessford & Dingwall, 1994): (1) es el territorio más próximo al cono sur de América, donde se encuentran los principales puertos de entrada a la Antártida, Ushuaia y Punta Arenas; (2) posee la mayor diversidad de paisajes y de vida salvaje; (3) existen numerosos restos históricos y estaciones científicas, tanto operativas como abandonadas y, por último; (4) las condiciones climáticas de esta zona son más benignas que las de otros territorios antárticos, lo cual hace que se genere menos hielo marino y facilita el tránsito de los cruceros turísticos. Los sobrevuelos panorámicos sobre la Antártida han ido descendiendo paulatinamente en los últimos diez años, por lo que no parece que este producto turístico vaya a aumentar sus cifras de usuarios significativamente en un futuro próximo. Incluso es posible que este tipo de actividad llegue a desaparecer. Lo que sí es esperable es un incremento sustancial del turismo de aventura y de las expediciones en embarcaciones privadas, aunque siempre manteniéndose muy por detrás del turismo de cruceros. Ambas actividades preocupan tanto a los gestores, debido a las dificultades que entraña el rescate de un grupo pequeño y con pocos recursos logísticos en caso de accidente, como a los investigadores antárticos por la posible dispersión espacial de los impactos ambientales debido a la presencia humana. Los lugares donde potencialmente se incrementará la presión como consecuencia de la expansión de las expediciones de aventura y a bordo de pequeñas embarcaciones privadas son el Polo Sur, la Península Antártica y la Cadena Transoceánica accesible desde McMurdo. Destaca en este sentido la intención de Argentina, apuntada por Ibáñez & Ferrer (2006), de convertir parte de su base Decepción (situada en la isla homónima) en un hotel de lujo y ceder la gestión a una empresa privada, realizando itinerarios de varios días por el entorno. No obstante, esta posibilidad todavía no se ha materializado y no hay constancia oficial de que vaya a llevarse a cabo en los próximos años. El incremento del apoyo al turismo por parte de ciertos programas antárticos nacionales es una cuestión que puede generar conflictos en un futuro, sobre todo como consecuencia del solapamiento temporal y espacial de los turistas y los investigadores en las estaciones, el aumento de la presión en ciertos enclaves con interés científico y la necesidad de compartir ciertos recursos. También es esperable que se consolide el actual proceso de diversificación de la oferta de actividades propuesta por la mayoría de los operadores turísticos antárticos, de forma que los visitantes puedan acceder con mayor facilidad a productos como los paseos en helicóptero, submarinismo, escalada, esquí o paracaidismo. El problema es que algunas de estas actividades podrían no ser compatibles con la conservación de los valores intrínsecos de la Antártida, los cuales incluyen su patrimonio paisajístico y su carácter prístino.

Respecto a los enclaves turísticos antárticos, existe una opinión favorable entre diversos sectores de la industria respecto a la necesidad de mejorar el acondicionamiento de determinados lugares mediante infraestructuras artificiales para soportar mejor los impactos derivados del turismo. En ciertas islas sub-antárticas se está planteando ya la opción de construir pasarelas elevadas para proteger la vegetación y la fauna en aquellos sitios que soportan mayores cargas de visitantes (McKee, 2006). El problema de esta estrategia es que al facilitar el acceso y los desplazamientos de los turistas, puede producirse un efecto reclamo que incremente sustancialmente las cifras de usuarios y termine por hacer ineficaz la medida. Otros sectores apuestan por el cierre temporal de ciertos sitios durante varias campañas para favorecer su recuperación, o bien establecer cuotas de acceso en los lugares más populares. Todas estas cuestiones han hecho que diferentes autores (Scott, 2001; Bastmeijer & Roura, 2004) aboguen por una aproximación basada en la precaución ante los nuevos desafíos planteados bajo un escenario con un incremento del turismo de aventura, una mayor diversificación de actividades, el uso de las bases científicas para el turismo, o el desarrollo de infraestructuras permanentes de apoyo al turismo. El objetivo sería evitar que los motivos económicos fueran los únicos que dictaran el desarrollo futuro de la industria turística antártica, algo que podría conllevar consecuencias ciertamente indeseables. No olvidemos que los primeros interesados en mantener la Antártida en las mejores condiciones posibles son los propios operadores turísticos, ya que una naturaleza prístina es su principal reclamo (Molenaar, 2005).

6.5. Impacto humano en el área de influencia del Tratado Antártico

6.5.1. La presencia humana histórica en la Antártida.

El extremo aislamiento de la Antártida ha protegido a este territorio de los impactos humanos hasta los últimos 200 años. Los griegos fueron los primeros en intuir su existencia, aunque nunca arribaran a sus costas. Creían que la Tierra era una esfera y que, por simple simetría, debía existir un territorio al sur que equilibrase las tierras emergidas del norte. Lo llamaron la *Terra Australis Incognita*. Las primeras referencias bien documentadas sobre esta región datan de comienzos del s. XVII. En 1603, el navegante español Gabriel de Castilla avistó las Islas Shetland del Sur tras sufrir los efectos de una tormenta. En 1675, Antonio de la Roché fue el primer europeo en alcanzar las Islas Georgia del Sur al ser empujado por las corrientes del Cabo de Hornos. A principios del s. XVIII, el inglés Edmond Halley descubrió las islas subantárticas Bouvet y Kerguelen. El famoso explorador británico James Cook también forma parte de la historia antártica. Entre 1773 y 1775, realizó la primera circunnavegación del continente sin llegar a avistarlo, alcanzando los 65° de latitud Sur. Lo que sí lograría sería arribar a las Islas Georgias y Sándwich del Sur. Cook dejó constancia en sus diarios de a bordo de la gran abundancia de fauna marina observada a lo largo de su periplo, lo que animó a muchos aventureros a buscar fortuna en esta zona. No es de extrañar pues que la mayoría de textos atribuyan el descubrimiento oficial del continente antártico al cazador estadounidense de focas Nathaniel Palmer y a los oficiales navales británicos William Smith y Edward Bransfield, los cuales logran superar los archipiélagos más externos y alcanzan la Península Antártica en 1820-21.

Comienza así la explotación de los recursos antárticos. En el verano austral de 1820-1821 entre 55 y 60 barcos establecen su base de operaciones en las Islas Shetland del Sur, capturando en tres meses alrededor de un cuarto de millón de focas (Chwedorzawska, 2009). Los buenos resultados de esta campaña animan a numerosas compañías a sumarse a esta actividad, lo que hace que en dos décadas la práctica totalidad de las colonias de focas con interés comercial de este archipiélago fueran exterminadas (Wise, 1973). Los balleneros trataron de explotar las poblaciones antárticas a lo largo del s. XIX, pero sus intentos fueron poco exitosos hasta que los avances tecnológicos permitieron en 1904 construir en Grytviken, Isla Georgia del Sur, la primera estación ballenera (Kittel, 2004). Dos años después, el primer barco-factoría sería enviado a las Islas Shetlands. En 1912 ya existían seis estaciones balleneras terrestres, 21 barcos-factoría y 62 navíos dedicados a la caza de cetáceos. En 1923 el gobierno británico advirtió del alarmante descenso de las poblaciones de ballenas con interés comercial, lo que originó el primer gran estudio científico realizado en la Antártida, el cual fue llevado a cabo por el buque *Discovery*. Esta investigación motivó que en 1937 nueve naciones llegaran a un acuerdo para restringir el tamaño mínimo de las ballenas que fueran capturadas. Aún así, durante la campaña de 1937-38, más de 46.000 ballenas fueron masacradas (Wise, 1973).

Durante el s. XX se suceden las exploraciones destinadas a ampliar los conocimientos geográficos sobre la Antártida y a identificar sus posibles recursos económicos. El origen de este interés es el 5º Congreso Geográfico Internacional celebrado en Berlín, en el que la comunidad científica identifica este territorio como el principal objetivo de la exploración a desarrollar en los siguientes años. A raíz de esta reunión, los gobiernos de las naciones que dominaban el panorama internacional en esta época asumen como una meta prioritaria y una cuestión de orgullo nacional la conquista del Polo Sur, para lo cual subvencionan numerosas expediciones destinadas a tal fin. Se inicia así la denominada *Etapa Heroica de los Descubrimientos*, en la que intervienen exploradores mundialmente conocidos como Shackleton, Amudsen o Scott. La muerte del primero de estos grandes exploradores en 1922 en las Islas Orcadas marca el comienzo de la *Etapa Mecanizada* de la exploración antártica, en la que las mejoras en los transportes, las comunicaciones y el equipamiento permitieron un rápido avance en el conocimiento del continente blanco. En este proceso destaca el uso de las primeras aeronaves, con vuelos históricos como el de Wilkins en 1928, a quien corresponde el honor de haber efectuado el primer vuelo antártico, o Byrd en 1929, quien logra alcanzar el Polo Sur geográfico.

Año	Acontecimiento
1603	El navegante español Gabriel de Castilla avista las Islas Shetland del Sur tras sufrir los efectos de una tormenta.
1675	Antoine de la Roché es el primer europeo en alcanzar las Islas Georgia del Sur.
1699-1700	Edmond Halley descubre las islas subantárticas Bouvet y Kerguelen.
1772	Yves Joseph de Kerguelen-Tremarec descubre el archipiélago que hoy día recibe su nombre.
1773-1775	El capitán James Cook y la tripulación del <i>Resolution</i> y el <i>Adventure</i> fueron los primeros en cruzar el Círculo Antártico, alcanzando los 65° de latitud Sur. Realizan la primera circunnavegación del continente sin llegar a avistarlo.
1820-1821	Primer avistamiento de la Península Antártica por el cazador estadounidense de focas Nathaniel Palmer y los oficiales navales británicos William Smith y Edward Bransfield. El capitán ruso Bellinghausen también avista un campo de hielo a los 69° Sur, por lo que reclama el ser la primera persona en poner sus ojos sobre el Continente Antártico. Comienza en las Shetland del Sur la explotación de los lobos marinos y los elefantes marinos, la cual continuó hasta la década de 1960. Hasta 1822, más de 1,25 millones de animales habían sido sacrificados.
1837-1840	Dumont D'Urville, a bordo del <i>Astrolabe</i> y el <i>Zelee</i> , avista la Tierra de Graham y la Tierra de Adelia. Desembarca en la isla Punta Geología el 21 de enero de 1840.
1874	El <i>HMS Challenger</i> es el primer barco de vapor en cruzar el Círculo Antártico en una expedición de investigación de cuatro años de duración que recorrió gran parte del globo.
1882-1883	Se celebra el primer <i>Año Polar Internacional</i> , con 12 expediciones al Ártico y 3 a la Antártida. Participan doce naciones. Se realizan un gran número de observaciones sobre la meteorología, geomagnetismo, fenómenos como la aurora boreal, las corrientes oceánicas, las mareas, la estructura y el movimiento del hielo, y la electricidad atmosférica.
1891	Primeros desembarcos en las Islas Auckland, Campbell y Macquarie.
1895	Bull, Borchgrevink y Kristensen, a bordo del <i>Antarctic</i> , realizan el primer desembarco en el continente antártico en el Cabo Adare.
1898	La expedición belga bajo el liderazgo de Adrien de Gerlache queda atrapada por la banquisa de hielo marino en la Península Antártica y se convierte en el primer grupo que ha de invernar en la Antártida.
1902	Robert F. Scott, Edward Wilson y Ernst Shackleton tratan de alcanzar el Polo Sur, pero deben darse la vuelta a 82° S. Erich von Drygalski y los miembros de la <i>Expedición Oficial Alemana</i> a bordo del <i>Gauss</i> avistan un muro de hielo vertical, el cual bautizan como la Tierra de Wilhem II.
1904	Cars Larsen construye la primera estación ballenera en Gritviken (Georgia del Sur), aunque numerosos buques balleneros llevaban varios años cazando en la Antártida. Esta industria vivirá unas décadas de gran actividad, interrumpida únicamente por la II Guerra Mundial, hasta su fin a mediados de los años 80 del siglo XX. Scott, a bordo del <i>Discovery</i> , establece una base británica en la Isla de Ross. W. S. Bruce y los miembros de la <i>Scottish National Antarctic Expedition</i> arriban a la Isla Laurie, en las Orkneys del Sur, donde inauguran una nueva base.
1905	El <i>Congreso Geográfico Internacional</i> identifica la Antártida como el principal objetivo para el futuro de la exploración. Esta decisión da comienzo a una época de exploraciones gubernamentales subvencionadas por diferentes naciones.
1906	El primer barco-factoría es enviado a las Shetland del Sur, dando un gran impulso a la ya de por sí activa industria ballenera.
1907-1909	Shackleton establece la base de la <i>British Antarctic Expedition</i> en la Isla Ross, a la cual accede mediante el <i>Nimrod</i> . Logró alcanzar el Polo Sur Magnético, la cima del Monte Erebus y se quedó a sólo 150 km del Polo Sur geográfico.
1908	Ernest Shackleton, Frank Wild, Eric Marshall y Jameson Adams comienzan su intento fallido de llegar al Polo Sur.
1911	El noruego Roald Amundsen alcanza el Polo Sur el 14 de diciembre con cuatro compañeros (Bjalland, Hanssen, Hassel y Wisting) y 18 perros. Scott lo hizo 35 días después, en 1912. Los humanos no volverán al polo Sur hasta 1956. Una expedición australiana liderada por Mawson parte de Hobart a bordo del <i>Aurora</i> hacia la Isla Macquarie, donde instalan una estación de comunicación.
1912	Scott, Wilson, Bowers, Evans y Oates alcanzan el Polo Sur. Todos perecen en el viaje de regreso.
1913	Mawson y otros seis expedicionarios se ven forzados a pasar un segundo invierno en Cabo Denison tras la partida del <i>Aurora</i> para evitar quedar atrapado por el hielo.

Cuadro 6.4: Cronología seleccionada de la actividad humana en la Antártida. Se incluyen también ciertas fechas relacionadas con la presencia española en este territorio. *Fuente:* ampliado a partir de Headland (1989, 1994), Martin (1996), Hofman & Jatko (2002), Bauer (2001) y Thomas *et al.* (2008).

Año	Acontecimiento
1914-1916	Fracasa el intento de la <i>Expedición Imperial Trans-Antártica</i> liderada por Shackleton de atravesar el continente al quedar el <i>HMS Endurance</i> atrapado en el hielo cerca de la Bahía Vahsel. Tras un épico viaje de regreso, Shackleton consiguió poner a salvo a toda su tripulación, por lo que sus decisiones continúan siendo utilizadas hoy día como un modelo de liderazgo en situaciones extremas.
1916	Casi 7.000 ballenas son capturadas en esta campaña en las estaciones de Georgia del Sur.
1923	Gran Bretaña advierte del alarmante descenso de la población de ballenas antárticas y en 1925 envía al buque <i>Discovery</i> a estudiar la situación, iniciando uno de los primeros programas científicos antárticos.
1923-1931	Mawson lidera la expedición BANZARE. Gran Bretaña reclama la soberanía sobre siete enclaves incluyendo el Cabo Denison (5 de enero de 1931).
1922	Shackleton muere a bordo del <i>Quest</i> y es enterrado en la isla Georgia del Sur.
1925-1931	En estos años se cazan entre 14.000 y 40.000 ballenas al año.
1928	El australiano Hubert Wilkins realiza el primer vuelo a motor sobre la Antártida.
1929	Richard Byrd y su tripulación sobrevuelan el Polo Sur Geográfico. En estos años comienza la exploración científica con las expediciones de Byrd y Ellsworth.
1932-1933	Se desarrolla un segundo <i>Año Polar Internacional</i> , en el que participan 44 naciones. Se trabaja en las regiones polares para mejorar las previsiones meteorológicas y el transporte por vía aérea y marítima. Se creó un centro de datos que con el tiempo se convertiría en la <i>Organización Meteorológica Internacional</i> .
1934	Richard Byrd se convierte en la primera persona en invernar en el interior del continente,
1935-1937	John Rymill encabeza la <i>British Graham Land Expedition</i> a bordo del <i>Penola</i> .
1946	Se crea la <i>Comisión Ballenera Internacional</i> , la cual trata de regular la explotación de este recurso con un escaso éxito.
1947	La misión estadounidense <i>Highjump</i> cartografía grandes áreas del continente.
1955-1958	La <i>Expedición Trans-Antártica</i> de la Commonwealth cruza el continente.
1956	Se realiza el primer vuelo turístico sobre el continente antártico. El 23 de diciembre una aeronave chilena transporta a 66 pasajeros en un avión Douglas DC-6B.
1957	El 15 de octubre, un vuelo comercial operado por <i>Pan American Airways</i> aterriza en McMurdo Sound (Isla Ross). Se convierte en el primer vuelo comercial que toma tierra en la Antártida.
1957-1958	Se celebra el <i>Año Geofísico Internacional</i> , coincidiendo con el tercer <i>Año Polar Internacional</i> . Este evento tuvo la Antártida como área principal de estudio. Durante 18 meses, científicos de 67 naciones desarrollan diferentes investigaciones en este territorio. Se crean más de 60 estaciones en el continente y sus proximidades, con más de 5.000 científicos y personal de apoyo. Estados Unidos establecen la base Amundsen-Scott en el Polo Sur Geográfico.
1958	Chile y Argentina transportan en enero y febrero a unos 500 pasajeros a las Islas Shetland del Sur y la Península Antártica mediante el buque <i>Les Éclaireurs</i> . Se crea el SCAR (<i>Scientific Committee on Antarctic Research</i>) en el seno del <i>International Council for Science</i> (ICSU). Esta organización no gubernamental constituida por científicos tiene como objetivos promover y coordinar la investigación científica que se desarrolla en la Antártida, así como asesorar en materia científica al Tratado Antártico.
1959	El 1 de diciembre el Tratado Antártico es firmado por 12 naciones.
1960s	Comienza la explotación de los recursos pesqueros antárticos, primero en la zona de Georgia del Sur (con picos de 400.000 tn anuales) y más tarde en otras islas subantárticas como las Kerguelen o las Orkneys del Sur, e incluso en las Shetland del Sur.
1961	El Tratado Antártico entra en vigor el 23 de junio.
1964	La protección de la biota antártica comienza con la firma de la <i>Convención para la protección de la flora y la fauna antártica</i> , la cual entra en vigor en 1982.
1966	Se introduce el concepto de “ <i>crucero de expedición</i> ”, basado en una filosofía educativo-conservacionista, cuando Lars-Eric Lindblad lidera su primera expedición a la Antártida. Se inician de esta forma los viajes turísticos regulares a este territorio.
1968	El Círculo Antártico es cruzado por primera vez por un crucero turístico. Se desembarca en el archipiélago Balleney. Un grupo de turistas realiza el primer sobrevuelo del Polo Sur.
1969	Comienza la actividad del MS <i>Lindblad Explorer</i> , el primer crucero turístico diseñado por Lars-Eric Lindblad específicamente para transportar turistas a la Antártida.

Cuadro 6.4 (continuación): Cronología seleccionada de la actividad humana en la Antártida. Se incluyen también ciertas fechas relacionadas con la presencia española en este territorio. *Fuente:* ampliado a partir de Headland (1989, 1994), Martin (1996), Hofman & Jatko (2002), Bauer (2001) y Thomas *et al.* (2008).

Año	Acontecimiento
1970s	Se firma en 1972 la <i>Convención para la Conservación de las Focas Antárticas</i> , la cual establecía cuotas máximas de captura y zonas de reserva. Aunque el texto entró en vigor en 1978, nunca tuvo que ser utilizado debido a que este mercado colapsó previamente. No obstante, este acuerdo proporcionó una base legal para la conservación y el uso racional de este recurso. En esta década el interés por la caza de ballenas desciende rápidamente al dejar de ser económicamente rentable. Sólo Japón, Islandia y Noruega continúan con esta actividad.
1971	Algunos programas nacionales antárticos comienzan a incluir turistas en sus campañas.
1977-1980	Los sobrevuelos antárticos a baja altitud sin llegar a aterrizar se hacen bastante populares. En este período las compañías Quantas y Air New Zealand realizaron 44 vuelos, transportando más de 11.000 pasajeros.
1979	En noviembre, el accidente de un DC-10 de la compañía <i>Air New Zealand</i> en la ladera del Monte Erebus pone fin temporalmente a los sobrevuelos panorámicos. Los 257 pasajeros y tripulantes fallecieron.
1980s	La gestión de las poblaciones pesqueras se inicia con la firma en 1980 de la <i>Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos</i> (CCAMLR), la cual utilizó como principal fuente de información el programa BIOMASS del SCAR. Este acuerdo, que entró en vigor en 1982, permitió la recuperación de algunas poblaciones antárticas que habían sido sobre-explotadas en el pasado.
1982	Primeros desembarcos de turistas en la Isla Scott y el archipiélago de las Sandwich del Sur.
1983-1984	Chile comienza a utilizar aeronaves C-130 Hércules para transportar a unos 40 pasajeros por vuelo desde Punta Arenas a la estación Teniente Rodolfo Marsh, en la Isla Rey Jorge. Los turistas pernoctan en el Hotel Estrella Polar, el primer alojamiento de este tipo en la Antártida.
1984	La <i>Comisión Ballenera Internacional</i> establece una moratoria a la caza de ballenas. Japón continúa capturando ejemplares argumentando motivos científicos.
1986	Primeros aterrizajes de aviones con turistas en pistas de hielo en el continente.
1987-1988	Los turistas aterrizan en el Polo Sur. Comienza la actividad del campamento <i>Patriot Hills</i> de la empresa <i>Adventure Network International</i> .
1988	Se aprueba en Nueva Zelanda la <i>Convención para la Reglamentación de las Actividades sobre Recursos Minerales Antárticos</i> , la cual establece el marco regulatorio para una posible explotación de este tipo de recursos. Este documento nunca entró en vigor por el veto de algunas naciones. No obstante, el Protocolo de Madrid ha prohibido este tipo de actividad en la Antártida. Se inaugura la base antártica española Juan Carlos I y el BIO Las Palmas participa en su primera campaña antártica.
1989	Tres grandes operadores redactan un conjunto de directrices para gestionar la creciente industria turística, el cual se titula <i>Guidelines of Conduct for Antarctica Visitors and Guidelines of Conduct for Antarctica Tour Operators</i> . Estas recomendaciones servirán como base para el futuro código de conducta de la IAATO y la Recomendación XVIII-1 aprobada en 1994 en Kyoto. Naufragio del <i>Bahía Paraíso</i> en las proximidades de la estación Palmer con 81 turistas a bordo.
1989-1990	Varios buques de investigación rusos entran en el Mercado turístico antártico tras el colapso de la Unión Soviética. Se inaugura el refugio militar Gabriel de Castilla, precursor de la actual base antártica española Gabriel de Castilla.
1990	Se constituye en España el Comité Nacional del SCAR al ingresar nuestro país en esta institución como miembro de pleno derecho (desde 1987, España era un miembro asociado).
1991	Tras dos años de duras negociaciones, se firma en Madrid el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente (también conocido simplemente como Protocolo Ambiental o el Protocolo de Madrid). Este documento desarrolla y amplía las recomendaciones del Tratado Antártico en lo relativo a la protección de los ecosistemas de este territorio. Proporciona el contexto legal que se aplica a todas las actividades humanas en la Antártida, incluyendo el turismo. Siete operadores turísticos crean la <i>International Association of Antarctica Tour Operators</i> (IAATO) para defender, promover y practicar un turismo ambientalmente responsable. Desde entonces, la IAATO ha sido invitada a las reuniones del Tratado Antártico en calidad de observador.
1991-1992	Por primera vez, las cifras de turistas superan a las del personal implicado en los diferentes programas nacionales antárticos.
1992-1993	Pasajeros del rompehielos ruso <i>Kapitan Khlebnikov</i> visitan los Dry Valleys en helicóptero.
1994	La Recomendación XVIII-1 es aprobada en la Reunión Consultiva del Tratado Antártico celebrada en Kyoto. Esta medida se basaba en las directrices voluntarias adoptadas por la IAATO y establecía una guía para los visitantes y operadores turísticos antárticos.

Cuadro 6.4 (continuación): Cronología seleccionada de la actividad humana en la Antártida. Se incluyen también ciertas fechas relacionadas con la presencia española en este territorio. *Fuente:* ampliado a partir de Headland (1989, 1994), Martin (1996), Hofman & Jatko (2002), Bauer (2001) y Thomas *et al.* (2008).

Año	Acontecimiento
1994-1995	Los vuelos panorámicos son reanudados por la empresa <i>Croydon</i> desde Australia utilizando Boeing 747 de la aerolínea Quantas.
1996	Hasta este año, 20 naciones habían ratificado el Protocolo de Madrid.
1997	Únicamente Japón se niega a ratificar el Protocolo de Madrid.
1996-1997	El rompehielos ruso <i>Kapitan Khlebnikov</i> es la primera embarcación turística en circunnavegar el continente antártico en un viaje de 66 días. Hasta ese momento, cerca de 90.000 turistas habían visitado la Antártida en cruceros.
1998	El Protocolo de Madrid entra formalmente en vigor el 14 de enero, tras recibir el apoyo de todas las naciones firmantes del Tratado Antártico. Se crea el Comité Polar Español.
1998-1999	<i>Destination Management and Avant</i> , una aerolínea chilena, comienza a operar sobrevuelos en la Península Antártica con origen en Punta Arenas, Chile. Durante esa campaña, se realizan 22 vuelos a bordo de Boeing 737, transportando entre 40 y 60 pasajeros por vuelo.
2004	El 1 de septiembre se crea la Secretaría del Tratado Antártico, con sede en Buenos Aires.
2007	Naufragio del crucero <i>MS Explorer</i> en el Estrecho de Bransfield. Todos los pasajeros y la tripulación son puestos a salvo por otros cruceros turísticos.
2007-2008	Se registra el máximo histórico de turistas en la Antártida (46.265).
2007-2009	Se celebra el cuarto <i>International Polar Year</i> (IPY), organizado por el <i>International Council for Science</i> (ICSU) y la <i>World Meteorological Organization</i> (WMO). 200 proyectos, miles de científicos y más de 60 naciones participan en este programa de investigación que se desarrolla en el Ártico y el Antártico.
2010	Portugal es la última de las 48 naciones que se han adherido hasta el momento al Tratado Antártico.
2011	Entra en vigor la normativa de la <i>Organización Marítima Internacional</i> (OMI) que prohíbe el uso y transporte de fuel pesado en las embarcaciones que operan en la zona del Tratado Antártico.

Cuadro 6.4 (continuación): Cronología seleccionada de la actividad humana en la Antártida. Se incluyen también ciertas fechas relacionadas con la presencia española en este territorio. *Fuente:* ampliado a partir de Headland (1989, 1994), Martin (1996), Hofman & Jatko (2002), Bauer (2001) y Thomas *et al.* (2008).

A mediados del s. XX, las actividades de investigación tomaron el relevo de la explotación ballenera y la exploración antártica. No obstante, la presencia continuada del hombre en la Antártida también ha contribuido a generar un legado de contaminación ambiental cuyas consecuencias perduran hoy día (Blanchette *et al.*, 2004). Este proceso fue acelerado por la celebración en 1957-58 del Año Geofísico Internacional, el cual marca el comienzo de esta *Etapa Científica*, la cual continúa hasta hoy día gracias a la firma del Tratado Antártico. En estos años, tanto la intensidad como la escala de las actividades humanas en la Antártida se han incrementado de forma continua. A los exploradores e investigadores se han sumado el personal destinado al mantenimiento de las estaciones científicas (muchos de los cuales son militares), los pescadores que operan en las aguas del Océano Austral, los balleneros (el Santuario de Ballenas del Océano Austral no fue creado hasta 1994), algunos periodistas en busca de un buen titular sobre la salud del planeta, diversas personalidades en visita oficial y, más recientemente, los turistas integrados en programas comerciales y expediciones privadas. De hecho, Masson y Legg (1999) proponen que tras las cuatro fases históricas del descubrimiento, la explotación de los recursos, la exploración científica y la concienciación ecológica (Prosser, 1994), la Antártida ha entrado en una nueva era dominada por el turismo como principal actividad humana y de explotación de los recursos. La reciente celebración del Año Polar Internacional 2007-09 también ha actuado como catalizador para el interés científico y de la opinión pública respecto al continente blanco en los últimos años e, inevitablemente, ha dado un impulso aún mayor a las actividades humanas en la Antártida. Todas estas actividades precisan para su desarrollo del uso de combustibles fósiles, así como de materiales de construcción y alimentos que deben ser importados. Al mismo tiempo, dan lugar a residuos e interacciones con los paisajes, la fauna y la flora que generan una serie de impactos que serán brevemente resumidos en los siguientes apartados.

6.5.2. Impacto de las infraestructuras.

Las actividades humanas en la Antártida precisan de la existencia de una serie de infraestructuras de apoyo. En la campaña 2008-09 hubo 111 estaciones, refugios y campamentos activos en este territorio, los cuales tuvieron una ocupación máxima de 4.460 personas durante la campaña de verano y 1.094 en la fase invernal (COMNAP, 2009). A estas instalaciones hemos de sumar las estaciones remotas para la toma automática de datos, los restos históricos procedentes de épocas pasadas (como los de Bahía Balleneros o Puerto Lockroy) y algunas estructuras terrestres destinadas a dar apoyo a las expediciones turísticas, como es el caso del *Union Glacier Camp* de la compañía *Adventure Network International*, un conjunto de containers que el operador chileno Aerovías DAP posee en el aeródromo de la Isla Rey Jorge, o ciertos centros de visita y tiendas de recuerdos situados en diferentes estaciones científicas (Bastmeijer *et al.*, 2008). Todos estos elementos, los cuales han sido recientemente cartografiados (New Zealand, 2010), generan diversos impactos, incluyendo una alteración visual y una ocupación del suelo derivadas de su mera existencia (**Figura 6.9**). Dentro de las infraestructuras antárticas hemos de incluir los senderos creados por los investigadores y turistas. Estos equipamientos originan diferentes impactos, incluyendo un aumento de la compactación, la reducción de la tasa de infiltración, el incremento de los procesos erosivos, daños a la vegetación y a la fauna edáfica, aparición de basuras, cambios en el microrrelieve que favorecen los procesos erosivos, etc. También existen vías de comunicación balizadas sobre el hielo del continente que sirven de acceso a ciertos emplazamientos desde la costa, algunas con longitudes superiores a los 1.000 Km.

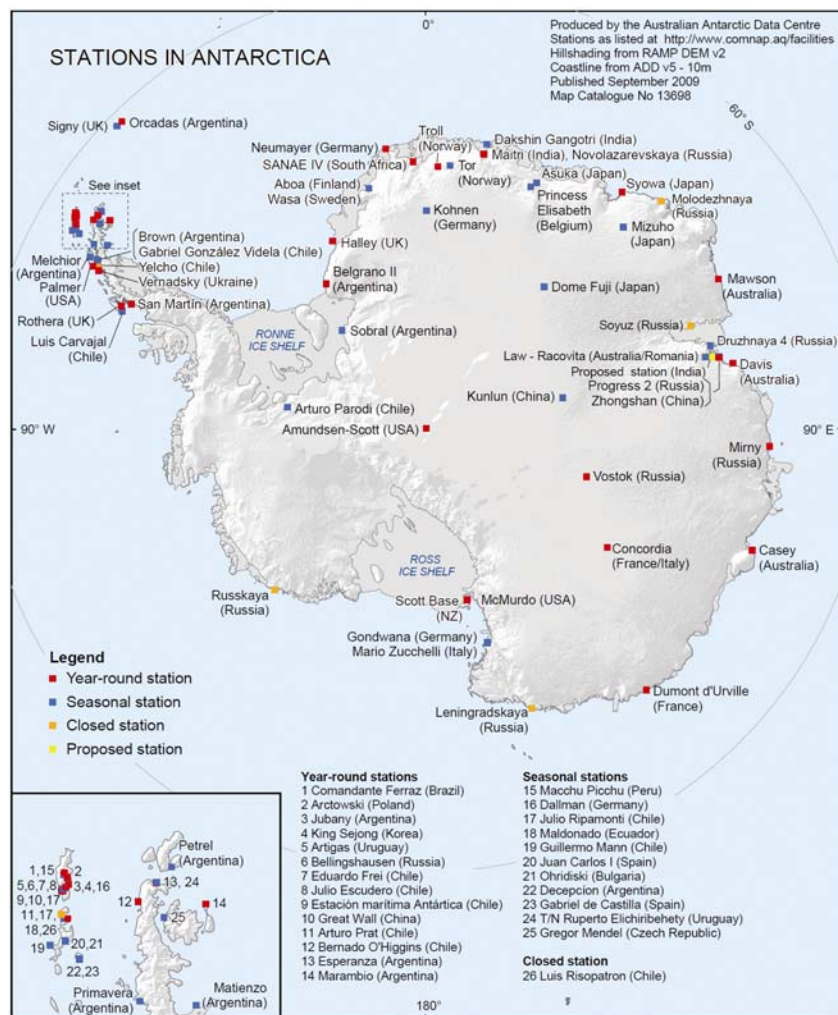


Figura 6.9: Mapa de las estaciones en la Antártida. Fuente: Australian Antarctic Data Centre (2009).



Figura 6.10: La Península Fildes, en la Isla Rey Jorge, acoge diferentes estaciones científicas antárticas, algunas de considerable tamaño. Esta imagen no se corresponde con los paisajes prístinos que esperan encontrarse los turistas que visitan la Antártida, los cuales suelen destacar el elevado grado de antropización de algunas localizaciones.

6.5.3. La contaminación por sustancias químicas.

La contaminación debida al uso y manejo de combustibles fósiles, es una de las consecuencias más extendidas de la presencia humana en la Antártida (Bargagli, 2005). Las operaciones de recarga de los generadores y grupos electrógenos situados en tierra pueden producir pequeños derrames, aunque sus consecuencias se restringen en la mayoría de los casos a unos pocos cientos de metros (Stark *et al.*, 2005; Hughes & Stallwood, 2006). Afortunadamente, este tipo de accidentes son cada vez menores como consecuencia de la implementación de protocolos de actuación más estrictos. También el entorno marítimo puede sufrir episodios de contaminación por hidrocarburos. Destaca el hundimiento en 1989 del buque *Bahía Paraíso*, el cual provocó el vertido de 600.000 litros de petróleo en Arthur Port, en las proximidades de la estación Palmer, afectando a un área de unos 3 Km de radio (Kennicutt *et al.*, 1991). Aunque este tipo de situaciones es algo excepcional en la Antártida, en los últimos años se ha observado un incremento de los accidentes de los cruceros turísticos, algunos de los cuales han provocado pequeños vertidos (**Cuadro 6.5**). La posibilidad de que se produzca una marea negra en la Antártida es una de las mayores preocupaciones de la comunidad internacional. Este riesgo ha llevado a la Organización Marítima Internacional a aprobar recientemente la prohibición del uso y transporte de fueles pesados en la zona del Tratado Antártico a partir de agosto de 2011, decisión que ha sido muy bien acogida por parte de la comunidad científica internacional. En las zonas costeras más frecuentadas por los cruceros turísticos y los buques de los programas nacionales también se producen contaminaciones por fuel de menor entidad, principalmente en los sedimentos de la zona infralitoral. Este tipo de problema se ha registrado en localizaciones como Puerto Foster, en Isla Decepción, donde las concentraciones de hidrocarburos eran 10 veces superiores a los niveles naturales de fondo (Roura *et al.*, 2008).

Las combustiones derivadas de las actividades humanas en la Antártida generan una serie de contaminantes gaseosos, algunos de los cuales contribuyen a fenómenos globales como el cambio climático. La huella de carbono de los programas nacionales antárticos no ha sido analizada en su conjunto hasta el momento, a pesar de que el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente recomienda incluir un inventario de los gases con efecto invernadero en los procesos de evaluación de impacto ambiental de las actividades desarrolladas en el Continente Blanco (Amelung & Lamers, 2007). Las contribuciones del turismo basado en cruceros sí que ha sido recientemente puesta en cifras por un equipo internacional en el que participan varios investigadores españoles (Farreny *et al.*, 2011). En este estudio se analizan las emisiones durante 2008-09 de los cruceros turísticos. Esta forma de visitar el Continente Blanco fue escogida por el 99% de los casi 38.000 turistas que recibió la Antártida a lo largo de dicha campaña, manteniéndose las tendencias observadas en los últimos años. El análisis de los datos reveló que el 75% de las emisiones de carbono se producen durante la fase de crucero, mientras que el 25% restante corresponde a los vuelos realizados desde los países de origen de los pasajeros antes de embarcar (**Figura 6.11**). Pero el resultado más destacado de esta investigación es la huella de carbono promedio de los

turistas antárticos, 6,18 toneladas de CO₂ por pasajero. Una cifra muy elevada si consideramos que la emisión media anual per cápita a nivel mundial es de sólo 4,38 tn de CO₂ (International Energy Agency, 2009).

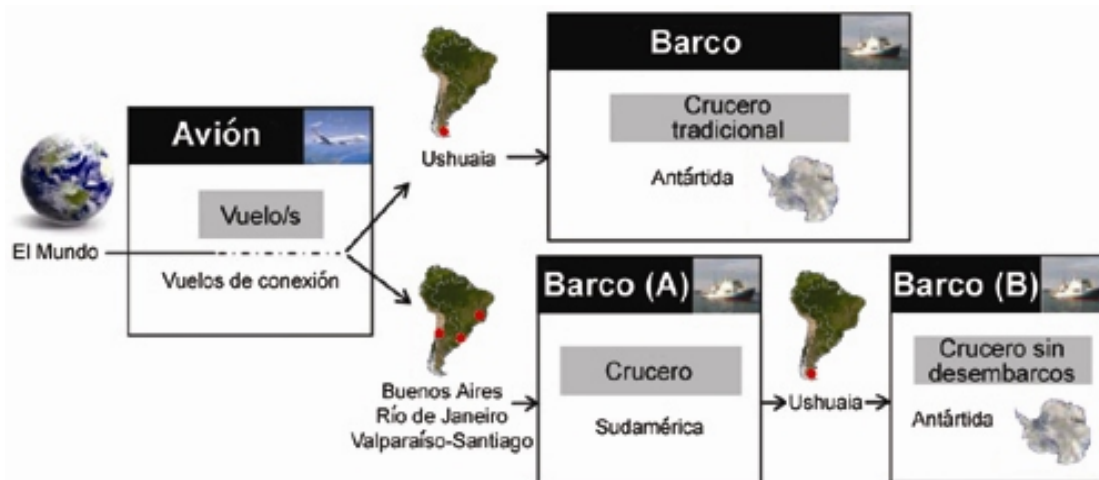


Figura 6.11: Diagrama de fases de los principales medios de transporte utilizados en el turismo antártico. Fuente: Farreny *et al.* (2011).

Otros contaminantes presentes en la Antártida son los metales pesados, principalmente cobre, plomo, cinc, cadmio, mercurio y arsénico (Evans *et al.*, 2000). También se han detectado diferentes contaminantes orgánicos persistentes (COPs), incluyendo policlorobifenilos (PCBs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y varios pesticidas clorados (Goerke *et al.*, 2004; Lohmann *et al.*, 2004; Borghini *et al.*, 2005; Bargagli, 2008; Klanova *et al.*, 2008). Todos estos contaminantes tienden a presentar una mayor acumulación en suelos y biota próximos a las estaciones científicas (Corsolini, 2009), aunque una parte significativa es transportada hasta la Antártida desde otros continentes. Considerando que la mayoría de estos compuestos presentan una elevada persistencia en los ecosistemas afectados, todavía mayor en el caso de los entornos polares debido a las bajas temperaturas medias, se entiende inmediatamente la necesidad de llevar a cabo un estrecho seguimiento de los mismos. Otras fuentes menores de contaminación química incluirían las partículas de cemento procedentes de la erosión eólica (Adamson *et al.*, 1994) y los contaminantes generados por el transporte aéreo (O'Brien *et al.*, 2004). Los efluentes de los emisarios de algunas estaciones científicas también han generado en determinados lugares un problema grave de contaminación, como es el caso de la Winter Quarters Bay, Isla de Ross, la cual recibió hasta mediados de los 80 los vertidos procedentes de la Estación McMurdo, alcanzándose unos niveles de contaminación muy elevados (Tin *et al.*, 2009).

Aunque las sustancias polucionantes y los residuos en la Antártida son bastante variados, en términos globales podemos considerar que el volumen de material contaminado en la Antártida es pequeño. Las directrices establecidas al respecto en el Protocolo Ambiental del Tratado Antártico hacen que la mayor parte de los residuos sólidos y líquidos producidos sean evacuados en la actualidad. Existen ciertas excepciones a esta regla debidas a los elevados costes económicos y las limitaciones logísticas. Es el caso de los suelos contaminados y de los grandes depósitos de residuos creados antes de la entrada en vigor de las restrictivas normativas ambientales actuales. Para solucionar estos problemas se han aplicado en ciertos casos tratamientos *on-site*, incluyendo sistemas para la depuración de las aguas residuales, barreras permeables con materiales activos y diferentes técnicas de biorremediación (Snape *et al.*, 2001; Northcott *et al.*, 2005; Filler *et al.*, 2008). Las características climáticas de la zona hacen que este tipo de métodos requieran de largos períodos de tiempo, pero su coste es infinitamente menor a la alternativa de la retirada del material para su tratamiento *off-site*. En otros casos, se opta por la evacuación progresiva de los residuos aprovechando los desplazamientos de los buques de apoyo de los programas nacionales (**Figura 6.12**).

Crucero / fecha del siniestro	Descripción	Impacto ambiental
Lyubov Orlova (ahora MV Orlav) - 15 de noviembre de 2006	Este crucero embarrancó en Puerto Foster, Isla Decepción, con 150 pasajeros a bordo. Se cree que el capitán tardó en mandar un aviso de socorro 15 horas. El buque de la Armada española Las Palmas respondió a la llamada y tras ocho horas pudo liberar al <i>Lyubov Orlova</i> . Los pasajeros permanecieron a bordo y el barco pudo regresar a Ushuaia, Argentina, por sus propios medios.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.
MS Nordkapp - 31 de enero de 2007	Este buque encalló al acceder a la caldera de la Isla Decepción con 370 personas a bordo (294 pasajeros y 76 tripulantes). Tras evacuar al pasaje al <i>MS Nordnorge</i> para su regreso a Ushuaia, el <i>HMS Endurance</i> acompañó al <i>MS Nordkapp</i> hasta Argentina para ser reparado.	Se produjo una pequeña fuga de combustible, aunque la cantidad exacta no fue declarada. Los restos de gasoil marino habían desaparecido para el 3 de febrero.
MS Explorer - 24 de noviembre de 2007	Este buque se hundió en las proximidades de la Isla Rey Jorge (62° 24' 18" S 57° 11' 46" W, Estrecho de Bransfield) tras colisionar con un bloque de hielo que perforó el casco, creando un agujero del tamaño de un puño. Los pasajeros y la tripulación abandonaron el barco y fueron recogidos por el crucero turístico <i>MS Nordnorge</i> tras permanecer 4-5 horas en los botes salvavidas. Esta embarcación los trasladó a la estación chilena Eduardo Frei, desde donde fueron evacuados en avión hasta Punta Arenas (Chile).	El crucero transportaba 185.000 litros de combustible en el momento del hundimiento. Aunque la mayor parte debería continuar en el interior del casco, es posible que en los próximos años se produzcan fugas.
MS Fram - 30 de diciembre de 2007	Se produjo una colisión con un témpano de hielo como consecuencia de una pérdida momentánea del sistema de propulsión. El iceberg produjo pequeños daños en el Puente, dejando inservible uno de los botes salvavidas. Tras una hora, se recuperó la energía. Se realizó una inspección del motor y por seguridad se canceló el crucero.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.
MV Ushuaia - 4 de diciembre de 2008	El crucero encalló a la entrada de la Bahía Wihelmina, al noroeste de la Península Antártica, en la posición 64° 35 S 62° 25' W. El <i>MV Antarctic Dream</i> llegó para asistir al <i>MV Ushuaia</i> . Los 82 pasajeros y 5 miembros de la tripulación fueron transferidos al buque naval chileno <i>Achiles</i> para su traslado a la estación chilena Eduardo Frei en la Isla Rey Jorge. Allí ellos fueron trasladados a Ushuaia, Argentina, a bordo de un Hércules C-130 argentino.	Dos tanques de diesel fueron dañados y se produjo un derrame de combustible, el cual se contuvo mediante la extensión de una barrera flotante. Los tanques tenían una capacidad de 18 y 27 m ³ .
MV Ocean Nova - 16 de febrero de 2009	Este buque encalló en las coordenadas 68° 08' S 67° 06' W, en la Bahía de Margarita, al oeste de la isla Debenham, aproximadamente a 2 km de la base de investigación argentina San Martín. Los pasajeros del <i>Ocean Nova</i> y su tripulación (106 personas) fueron transferidos al <i>Clipper Adventurer</i> para su retorno a Ushuaia, Argentina, punto de origen de este crucero.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.
MV Clelia II - 26 de diciembre de 2009	El crucero encalló en la Isla Peterman, en la zona de la Península Antártica, concretamente en las coordenadas 65° 10' S 64° 10' W. La causa fue un inesperado golpe de viento que se produjo justo en el momento en el que se realizaba un desembarco de turistas. Los pasajeros fueron evacuados a tierra por razones de seguridad y volvieron a subir a bordo una vez la situación estuvo bajo control.	En el momento del impacto se vio afectado el propulsor de estribor, produciéndose un pequeño vertido de aceite lubricante. Varias zodiacs del crucero se mantuvieron alerta y comprobaron que el vertido se disolvía rápidamente.

Cuadro 6.5: Accidentes de cruceros turísticos en aguas antárticas en los últimos años. *Fuente:* elaboración propia a partir de los informes de incidentes marinos de la IAATO y de la organización *Maritime New Zealand*.

Crucero / fecha del siniestro	Descripción	Impacto ambiental
MVClelia II - 7 de diciembre de 2010	Las malas condiciones meteorológicas del Canal de Drake provocan la rotura de una ventana de estribor del puente de mando y algunos fallos eléctricos que afectaron a las comunicaciones y a la potencia de los motores en el trayecto de regreso a Ushuaia. Otro crucero turístico, el <i>National Geographic Explorer</i> , acompaña a Clelia II durante parte del recorrido proporcionando asistencia con las comunicaciones. Únicamente un miembro de la tripulación resulta levemente herido.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.
MV Polar Star - 31 de enero de 2011	Una roca no cartografiada al norte de la Isla Detaille (Península Antártica) provoca una brecha en el casco exterior, aunque la estructura del casco interior permanece intacta. Los pasajeros son trasladados a otros cruceros. Parte de esta operación es observada por el propio autor de esta investigación el 3 de febrero en Bahía Balleneros (Isla Decepción) durante su trabajo de campo. 42 pasajeros son transferidos al <i>MV Marina Svetaeva</i> y 20 al <i>MV Ushuaia</i> . Este traslado no es reflejado en los informes de la IAATO, los cuales citan que esta operación se realizaría en la estación polaca Arctowsky, en la Isla Rey Jorge. Los 35 miembros de la tripulación y 10 pasajeros regresan a bordo del <i>MV Polar Star</i> a Ushuaia sin incidentes.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.
Berserk - 22 de febrero de 2011	El <i>Rescue Coordination Centre New Zealand</i> (RCCNZ) detecta el 22 de febrero la señal de la baliza de socorro del velero noruego <i>Berserk</i> (no perteneciente a la IAATO) a 18 millas náuticas (33 Km) al norte de la Base Scott, en el Mar de Ross. La embarcación acababa de desembarcar al capitán y a un miembro de la tripulación que pretendían alcanzar el Polo Sur en vehículos todoterreno. La señal deja de recibirse unos 45 minutos después. Se inicia la operación de búsqueda y rescate de los 5 tripulantes que permanecían a bordo. Aunque el 25 de febrero se localiza una balsa salvavidas vacía que pertenece a este velero, el 1 de marzo se suspende oficialmente la búsqueda. En la operación participan 3 buques y un avión, dedicando 141 horas y cubriendo un área de búsqueda de 25.600 Km ² . Los dos expedicionarios sí pudieron ser localizados y puestos a salvo.	No se informó de ningún impacto para el medio ambiente.

Cuadro 6.5 (continuación): Accidentes de cruceros turísticos en aguas antárticas en los últimos años. Fuente: elaboración propia a partir de los informes de incidentes marinos de la IAATO y de la organización *Maritime New Zealand*.



Figura 6.12: Restos diversos, listos para su retirada, procedentes de un antiguo depósito que está siendo eliminado en la Base antártica chilena Presidente Eduardo Frei Montalva.

6.5.4. Aguas residuales y restos fecales.

Una de las cuestiones ambientales que más preocupan a las naciones firmantes del Tratado Antártico es la gestión de las aguas residuales procedentes de sus estaciones científicas (Gröndahl *et al.*, 2008). Estos residuos contienen heces y orina, microorganismos (incluyendo patógenos que potencialmente podrían afectar a parte de la fauna antártica), material orgánico, detergentes, metales pesados, hidrocarburos y salmueras procedentes de las plantas desalinizadoras. La mayoría de los estudios realizados hasta el momento para analizar las consecuencias para la biota de este tipo de contaminación se han centrado en los invertebrados bentónicos. Salvo en los lugares con niveles de contaminación muy elevados, lo que suele observarse es una biodiversidad igual o mayor que en los puntos de control tomados como referencia (Conlan *et al.*, 2004), sobre todo debido al aumento de la megafauna detritívora en las proximidades de los emisarios (Kim *et al.*, 2007). Estos efectos en la fauna bentónica no coinciden con los resultados observados en los estudios que incluyen otros grupos taxonómicos. Por ejemplo, la fauna piscícola puede sufrir efectos genotóxicos y anomalías patológicas como consecuencia de su exposición a este tipo de residuos, tal y como se ha demostrado a través de estudios experimentales (Van Ngan *et al.*, 2007). Cuando se utilizan diferentes taxones, los estudios muestran descensos en la riqueza, biodiversidad y heterogeneidad (Stark *et al.*, 2003). Los buques afrontan la eliminación de sus aguas residuales más fácilmente, ya que se considera que mientras sean vertidas a una distancia de la costa superior a 12 millas náuticas, el impacto ambiental es despreciable (Art. 6 del Anexo IV del Protocolo de Madrid).

En el caso de las actividades humanas que se desarrollan en el interior del continente (bases de investigación, expediciones científicas y campamentos turísticos), existen diferentes estrategias de gestión, incluyendo su depósito en pozos enterrados en el hielo o su almacenamiento y posterior evacuación junto al resto de residuos. Un efecto del calentamiento global en la Península Antártica ha sido la reducción de la nieve en algunos nunataks y zonas costeras, lo que precisamente ha dejado al descubierto antiguos depósitos de residuos fecales (Hughes & Nobbs, 2004). A través de técnicas moleculares se ha comprobado que microorganismos capaces de formar esporas resistentes como *Bacillus* y *Clostridium sp.* pueden sobrevivir más de 40 años (Hughes & Nobbs, 2004), mientras que los coliformes fecales suelen ser vulnerables a la radiación ultravioleta y la desecación, por lo que su persistencia es mucho menor (Hughes, 2003).

6.5.5. Impactos sobre la flora y la fauna.

La flora antártica está dominada por musgos y líquenes (Stonehouse, 1993), dos tipos de vegetación que son especialmente sensibles frente a la degradación mecánica debida al pisoteo (Scott & Kirkpatrick, 1994; de Leeuw, 1994; Gremmen *et al.*, 2003). No existen hasta el momento muchos trabajos científicos dedicados a analizar los efectos de la presencia humana en la vegetación terrestre antártica (Poland *et al.*, 2003). Algunos estudios han identificado alteraciones significativas de la vegetación que incluyen la destrucción de tapetes de musgos por el pisoteo de los investigadores o turistas, la contaminación de musgos y líquenes con polvo de cemento y metales pesados, o el incremento de la compactación del suelo, lo que reduce la disponibilidad hídrica y la capacidad de germinación de nuevos brotes (Chen & Blume, 1997; Hansom & Gordon, 1998; Gremmen *et al.*, 2003; ASOC, 2004; Bargagli, 2005; Tejado *et al.* 2009). El mayor problema es que estos organismos presentan tiempos de recuperación muy lentos, que en el caso de algunos líquenes pueden rondar los 200 años. Este es el motivo por el cual se recomienda encarecidamente evitar el paso sobre zonas con cualquier tipo de vegetación y reducir al mínimo las actividades que pudieran afectar a la flora.

La respuesta de la fauna antártica ante la presencia humana es muy variable, tal y como ha quedado demostrado a través de la revisión realizada recientemente por de Villiers (2008), observándose diferencias entre especies e incluso entre colonias de la misma especie. Entre las colonias menos sensibles al contacto con el hombre se encontrarían los pingüinos de Adelia (*Pygoscelis adeliae*) de la Estación Palmer y de la Isla Rey Jorge (Fraser & Patterson, 1997; Carlini *et al.*, 2007). Lo mismo sucede para los pingüinos papúa (*Pygoscelis papua*) de Puerto Lockroy (Cobley & Shears, 1999). Sin embargo, todo parece indicar que la presencia humana afecta negativamente al éxito reproductivo del petrel gigante del Sur (*Macronectes giganteus*, Gmelin 1785; Woehler *et al.*, 2003) y a los petreles nivales (*Pagodroma nivea*, Forster 1777) en

la Antártida oriental (Micol & Jouventin, 2001). Las poblaciones afectadas pueden sufrir cambios etológicos y fisiológicos que se traducen en un incremento del gasto energético en ciertas épocas críticas como la reproductiva o la dedicada al cambio de la pluma (Regel & Putz, 1997; Burger & Gochfeld, 2007). También se han observado incrementos en ciertas hormonas que son generadas por los animales en situaciones de estrés (Fowler, 1999), así como abandonos temporales o permanentes de los huevos y pollos, los cuales quedan desprotegidos ante aves depredadoras oportunistas, como págalos, petreles o gaviotas. Aunque varios de estos efectos se estén produciendo en una colonia, es difícil correlacionar la presencia humana con la viabilidad de las poblaciones afectadas, sobre todo por la posibilidad de que éstas se habitúen a ciertas interacciones de baja intensidad con las personas (Cobley & Shears, 1999; Otley, 2005). De nuevo se dan grandes diferencias entre diferentes taxones, aunque es más sencillo que se produzca habituación si las perturbaciones son regulares y predecibles (de Villiers, 2008). Por ejemplo, Van Polanen *et al.* (2007) sugieren que las focas de Weddell (*Leptonychotes weddellii*, Lesson 1826) y sus crías en el Archipiélago Windmill dejan de alterarse ante la presencia humana tras diez aproximaciones a lo largo de dos horas, mientras que visitas irregulares no desencadenan ningún signo de habituación. Numerosos estudios sugieren que los efectos negativos de la presencia humana sobre las especies antárticas pueden ser desdeñables si se comparan con las consecuencias de otras variables ambientales más importantes, tales como la disponibilidad de comida o de lugares de anidamiento (Fraser & Patterson, 1997; Cobley & Shears, 1999; Harris, 2001; Micol & Jouventin, 2001; Carlini *et al.*, 2007). La actividad humana, tanto de turistas como de científicos, también incrementa el peligro de intercambio de agentes patógenos entre diferentes colonias de pingüinos o focas (Curry *et al.*, 2005). Estos microorganismos pueden desencadenar episodios de mortalidad masiva como el observado en 1972 en la colonia de pingüino de Adelia de Low Tongue, próxima a la estación antártica continental australiana Mawson, donde dos tercios de las crías de esa temporada murieron por una infección de origen desconocido (Kerry *et al.*, 1995). Hay agentes patógenos, como *Brucella melitensis* en pingüinos, que ya han sido identificados, aunque es cierto que otras poblaciones están mucho más expuestas en ciertas áreas de Sudamérica, por lo que las rutas de infección pueden existir ya al margen de los movimientos de investigadores y visitantes. Durante los desembarcos es inevitable que el guano, los restos fecales de los animales, se acumule en las botas de los turistas, los cuales podrían estar transportando patógenos y bacterias a la siguiente colonia visitada. Para evitar este riesgo, los programas nacionales antárticos y los operadores turísticos están comenzando a aplicar protocolos específicos para la descontaminación de la ropa y las botas de los turistas similares a las que establecen los gobiernos de Australia y Nueva Zelanda para protegerse de las invasiones biológicas. En este caso, el uso de un agente desinfectante o biocida veterinario permite descontaminar adecuadamente el calzado tras la visita de una pingüinera, reduciendo esta amenaza.

La fauna antártica también se ve afectada por el ruido generado durante las operaciones aéreas (Hughes *et al.*, 2008; Harris, 2005). Los efectos son de nuevo muy variables en función de la especie considerada, e incluyen cambios menores en el comportamiento (Wilson *et al.*, 1991; Burton & van den Hoff, 2002; Southwell, 2005), incrementos de la tasa cardiaca y de los abandonos temporales de los nidos (Wilson *et al.*, 1991), abandonos masivos de nidos (Sladen & Leresche, 1970) y situaciones de pánico en masa con resultado de muerte para miles de aves (Rounsevell & Binns, 1991). En el caso del petrel gigante del Sur (*Macronectes giganteus*) en Point Géologie, el descenso de sus efectivos poblacionales se ha atribuido en buena parte a la presencia de un helipuerto a tan solo 40 metros de la zona donde tradicionalmente se reproducían estas aves (Micol & Jouventin, 2001). En ciertas ocasiones es posible que se produzca una habituación a la presencia de tráfico aéreo, tal y como han propuesto diferentes autores (Cobley & Shears, 1999; Otley, 2005; Hughes *et al.*, 2008). En el caso de la fauna marina, los vertebrados son los más sensibles a la contaminación acústica, llegándose a registrar casos de mortalidades masivas en pingüinos debidas a explosiones submarinas (Brown & Adams, 1983; de Villiers, 2008). El avistamiento de ballenas y su seguimiento con pequeñas embarcaciones también puede resultar perjudicial para estos animales si no se realiza correctamente (COMNAP, 1999), habiéndose registrado en el pasado algunos casos de colisiones entre ballenas y embarcaciones turísticas (Caswell *et al.*, 1999). De hecho, suelen reportarse una o, muy raramente, dos colisiones con cetáceos por campaña, fundamentalmente con ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*), sin que hasta el momento se haya provocado la muerte al ejemplar involucrado. La Península Antártica es un

área de alimentación crítica para esta especie, por lo que los ejemplares que se establecen en ciertas áreas muy frecuentadas por los turistas pueden ser molestados de forma repetida por los cruceros, incrementándose el riesgo de accidente. Áreas especialmente importantes en este sentido son Bahía Paraíso, Caleta Cierva o el Canal Lemaire. Como en el resto de los océanos, el uso de sónares constituye una amenaza para los cetáceos, aunque afortunadamente los equipos habitualmente utilizados en la Antártida poseen una baja potencia y no suelen generar alteraciones más allá de comportamientos de evitación (SCAR, 2006a; Kremser *et al.*, 2005). Otro impacto físico que se suma al acústico es el que producen las luces de las estaciones científicas y embarcaciones, las cuales pueden desorientar a las aves por la noche. Las colisiones de aves con buques operando en el Océano Austral no son infrecuentes, habiéndose producido mortalidades masivas de ciertas especies de petreles en ciertas situaciones (para más detalles consultar Black, 2005).

Diferentes instituciones como el SCAR o la IAATO han desarrollado recomendaciones dirigidas tanto a los científicos como a los turistas para evitar las molestias a la fauna anteriormente descritas. Dichas directrices se basan en su mayoría en las investigaciones destinadas a identificar las distancias de huida mínimas que comenzaron en la década de los 90 y que siguen realizándose hoy día (Pfeiffer & Peter, 2003; de Villiers *et al.*, 2006; Burger & Gochfeld, 2007; Holmes *et al.*, 2008, entre otros). En base a estos estudios se han establecido una serie de distancias mínimas para diferentes situaciones: visitas a colonias costeras, avistamiento de cetáceos, o aproximación aérea en zonas de anidamiento. También existen códigos de conducta destinados a reducir al mínimo las posibles perturbaciones derivadas de la presencia humana, como es el caso de las directrices elaboradas en 2003 por la IAATO para evitar los incidentes entre las embarcaciones turísticas y los mamíferos marinos, las cuales sirven de complemento a las recomendaciones del Anexo II del Protocolo de Madrid. Su ámbito de aplicación incluye todo tipo de embarcaciones, desde los cruceros de mayor calado hasta los kayaks individuales. Incluso se han propuesto medidas preventivas que regulan las alturas de vuelo, delimitan las zonas en las que el aterrizaje o el sobrevuelo a baja altura está prohibido, o establecen rutas aéreas que evitan las colonias más sensibles (Harris, 2001).

6.5.6. La amenaza de las bioinvasiones.

Comparados con otros entornos, los ecosistemas terrestres de la Antártida son pobres en especies y se caracterizan por la ausencia de muchos grupos taxonómicos. Estos sistemas tan simplificados son más vulnerables a la colonización por especies exóticas (Convey, 2006). La respuesta de la biota autóctona a estos cambios puede estar restringida por sus historias de vida, ya que aunque los organismos antárticos suelen estar muy especializados para poder prosperar en unas condiciones tan extremas, suelen carecer de habilidades competitivas y son vulnerables a una mayor competencia y depredación por parte de taxones exóticos (Frenot *et al.*, 2005; Convey *et al.*, 2006). Esta mayor vulnerabilidad ha quedado demostrada en los procesos invasivos observados en las islas subantárticas, donde ya se han detectado más de 200 especies exóticas (Frenot *et al.*, 2005, 2008; Convey *et al.*, 2006). Estos archipiélagos están más expuestos a las invasiones biológicas debido a que el clima no es tan extremo y a que presentan una mayor accesibilidad desde los continentes cercanos.

En la Antártida continental las especies exóticas no lo tienen tan fácil ya que deben estar preadaptadas evolutivamente a unas condiciones ambientales similares para poder establecerse exitosamente. Esto ha hecho que hasta el momento sólo se hayan identificado cinco especies exóticas probadas: tres herbáceas (*Poa annua*, Linnaeus 1758; *Poa pratensis* Linnaeus 1758; *Poa trivialis*, Linnaeus 1758; esta última fue erradicada en 2007), un gusano enquitreido (*Christensenidrilus blocki*, Dozsa-Farka & Convey 1997) y una mosca quironómida (*Eretmoptera murphyi*, Schaeffer 1914). Todas estas especies se sitúan en la proximidad de estaciones científicas. De hecho, se cree que los invertebrados fueron introducidos accidentalmente durante unos experimentos de trasplantes de diferentes especies vegetales realizados durante la década de los 60 (Dozsa-Farkas & Convey, 1997). Existen otras citas sobre colémbolos exóticos y especies vegetales en la Antártida Marítima, aunque no se ha confirmado el estatus actual de estas poblaciones. Hasta el momento, ninguna de estas especies exóticas parece haberse convertido en invasora (Tin *et al.*, 2009). Las tendencias actuales relacionadas con el cambio climático seguramente contribuirán a agravar el problema en las próximas décadas al disminuir las barreras climáticas para el establecimiento y la

invasión por parte de especies exóticas. Otro riesgo que también ha comenzado a preocupar en los últimos años es la transferencia de organismos antárticos entre diferentes regiones biogeográficas dentro del propio Continente Blanco, especialmente en el caso de los ácaros, colémbolos y nemátodos, los cuales presentan una distribución fuertemente influida por la frontera biogeográfica que se sitúa a lo largo de la zona austral de la Península Antártica, la denominada Línea Gressitt (Chown & Convey, 2007).

Grupo biológico	Islas subantárticas	Antártida Continental	Antártida Marítima
Dicotiledóneas	62	0	0
Monocotiledóneas	45	1	2
Pteridófitos	1	0	0
Invertebrados	72	0	2-5
Vertebrados	16	0	0

Cuadro 6.6: Especies exóticas exitosamente establecidas en tres zonas biogeográficas terrestres de la Antártida. *Fuente:* Tin *et al.* (2009).

Los mayores vectores de transmisión de especies exóticas son los cargamentos, los vehículos, la comida, la ropa y la propia gente (Sjoling & Cowan, 2000; Whinam *et al.*, 2005; Frenot *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2005, 2006; Hughes *et al.*, 2006). En un estudio realizado recientemente por el equipo del proyecto internacional *Aliens in Antarctica* se comprobó que el 30% de los visitantes antárticos llevan consigo semillas de plantas, las cuales pertenecen a más de 250 especies distintas. Las fundas de los equipos fotográficos, las mochilas y el calzado son los elementos que concentraron un mayor número de semillas. Los turistas y la tripulación de los cruceros turísticos llevaban menos semillas consigo que los miembros de los programas nacionales (investigadores, técnicos de apoyo y personal de las bases). Mención aparte merecen las posibles introducciones de microorganismos y patógenos, las cuales han recibido una mayor atención en los últimos años, aunque todavía hay poca información disponible al respecto (Frenot *et al.*, 2005; Barbosa, 2011). Entre los especialistas antárticos preocupan las posibles infecciones relacionadas con las aguas residuales producidas a partir de diferentes actividades humanas, así como los intercambios de agentes patógenos entre diferentes colonias de pingüinos o focas a través de los turistas e investigadores. Para evitar este riesgo, tanto algunos programas nacionales como los operadores antárticos han desarrollado directrices para la descontaminación de la ropa y las botas, como se comentó anteriormente. El potencial de introducción de taxones marinos en la región Antártica ha sido reconocido en los últimos años (Frenot *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2005, 2006), aunque todavía no existen muchos datos al respecto. Se ha documentado que el alga verde exótica *Enteromorpha intestinalis* (Linnaeus 1758) se ha establecido recientemente en la zona intertidal de la Isla Media Luna, posiblemente tras llegar adherida a los cascos de los cruceros turísticos (Clayton *et al.*, 1997). Se piensa que otro de los principales vectores de introducción pueden ser las aguas de lastre, pero hasta la fecha no se han documentado casos específicos en la literatura científica. La falta de un conocimiento detallado de la biodiversidad marina antártica también contribuye a dificultar la identificación de los potenciales invasores. Diferentes autores sostienen que la Antártida no se encuentra adecuadamente protegida ante la amenaza de las invasiones biológicas y que no se han logrado crear las condiciones adecuadas para asegurar la correcta protección de su patrimonio biológico (Hughes & Convey, 2010). En la actualidad, la comunidad científica clama por la implementación de medidas más rigurosas que eviten la introducción accidental de especies a través de las actividades de los programas nacionales, los tour-operadores turísticos y las ONGs. La IAATO propuso en 2001 unas directrices básicas para evitar el riesgo de bioinvasiones, considerando cuatro fases: (1) información del turista en la preparación del viaje, (2) recordatorio antes de desembarcar, (3) normas de actuación durante la estancia en tierra, y (4) tras el desembarco. Recordemos que la prevención es mucho más eficaz que la mitigación, particularmente para el caso de los microorganismos y los invertebrados, los cuales son muy difíciles de erradicar una vez se han instalado.

6.5.7. Actividad de la industria pesquera antártica.

Después de dos siglos de explotación comercial incontrolada, muchas especies antárticas muestran tamaños poblacionales preocupantes. Es cierto que especies como el lobo marino antártico (*Arctocephalus gazella*) y los elefantes marinos del Sur (*Mirounga leonina*) se han recuperado casi por completo tras el cese de su caza (SCAR, 2006b). Pero no sucede lo mismo con ciertas especies piscícolas como el bacalao antártico (*Notothenia rossii*, Richardson 1844), el draco rayado (*Champscephalus gunnari*, Lönnberg 1905) o los grandes cetáceos (Croxall & Nicol, 2004; Ballance *et al.*, 2006). No olvidemos que estos últimos continúan sometidos a una cierta presión como consecuencia de las capturas con “fines científicos” realizadas por Japón, las cuales afectan por temporada a unos 440 rorcuales australes (*Balaenoptera bonaerensis*, Burmeister 1867). Kock *et al.* (2004) demostraron que las poblaciones de bacalao antártico de la Isla Elefante continúan sin recuperarse dos décadas después del final de su explotación. En la actualidad, los tres principales recursos de interés comercial en el Océano Austral son la merluza negra patagónica (*Dissostichus eleginoides*, Smitt 1898), la merluza negra antártica (*Dissostichus mawsoni*, Norman 1937) y el krill antártico (*Euphausia superba*, Dana 1850). Hasta el momento, la gestión de las cuotas de captura de estos recursos realizada por la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos han permitido un control bastante eficaz de su explotación, pero en el caso del krill existe el temor de que el incremento del interés en su uso en la acuicultura y la producción de fármacos puedan modificar esta tendencia (Nicol & Foster, 2003). Este grupo posee un alto valor ecológico al constituir la base de la pirámide alimenticia antártica, por lo que una reducción en su biomasa tendría consecuencias para el éxito reproductivo de los consumidores y superdepredadores. A los efectos negativos derivados de la sobreexplotación debemos sumar las posibles consecuencias de otras amenazas globales, tales como el incremento de la radiación ultravioleta en la superficie marina o el calentamiento global.

A la explotación directa y sus consecuencias, hemos de sumar los impactos indirectos generados por la industria pesquera. Destaca en este aspecto la muerte de aves marinas por capturas accidentales con los palangres destinados a la merluza negra, la cual parece estar correlacionada con los descensos poblacionales observados en diferentes especies de albatros y petreles (Croxall *et al.*, 2007). Un dato muy revelador lo encontramos en el trabajo de Delord *et al.* (2005), los cuales informaron de la muerte de 26.668 aves marinas entre 2001 y 2003 como consecuencia de la pesca con palangre en la zona de los archipiélagos de Kerguelen y Crozet. Se han tomado diferentes medidas técnicas y legales para evitar este problema, pero al tratarse de aves con áreas de campeo muy amplias, se siguen registrando mortalidades elevadas en zonas en las que estas soluciones están ausentes. Tampoco todas las embarcaciones han incorporado estas mejoras, ya que existen numerosos barcos que operan en esta agua de manera ilegal y que por lo tanto no pueden ser regulados adecuadamente. Aparte de las aves, existen otras especies que son afectadas por estas capturas accidentales, incluyendo distintas focas y peces. Croxall y Nicol (2004) destacan la muerte de larvas y juveniles de diferentes especies de peces durante la captura del krill antártico. Estos impactos sobre especies no-objetivo y la salud de los ecosistemas marinos todavía no han sido suficientemente analizados en el caso antártico (Ballance *et al.*, 2006; Ainley & Blight, 2009). Se han descrito diferentes cascadas tróficas como consecuencia de situaciones de sobreexplotación (Worm *et al.*, 2006; Ainley & Blight, 2009). Por ejemplo, las orcas (*Orcinus orca*) que se alimentan de pescado y los pingüinos de Adelia (*Pygoscelis adeliae*) han cambiado sus preferencias alimenticias como consecuencia del descenso de la disponibilidad de merluza negra. Esta situación les ha llevado a consumir otras especies más pequeñas como el diablillo antártico (*Pleuragramma antarcticum*, Boulenger 1902), el cual a su vez es una presa habitual de la propia merluza negra, lo que retroalimenta el origen del problema (DeVries *et al.*, 2008). Mencionar por último el impacto provocado por las embarcaciones sobre las comunidades bentónicas durante las operaciones de fondeo. Se trata en este caso de un daño que suele estar muy localizado en ciertos enclaves estratégicos y que es producido tanto por los buques dedicados a la pesca, como por los cruceros turísticos y los barcos de apoyo de los programas nacionales.

6.5.8. Impactos de la industria turística.

Existe una considerable controversia sobre la implicación directa del turismo en los impactos humanos generados sobre los ecosistemas antárticos. Es evidente que la presencia de los visitantes conlleva una serie de alteraciones (producción de contaminantes atmosféricos como consecuencia de las combustiones en los medios de transporte, contribución al calentamiento global a través de la emisión de dióxido de carbono, pisoteo de la vegetación, molestias a la fauna, etc.), pero también es cierto que no existe una evidencia clara del papel de esta actividad comercial en otras problemáticas anteriormente comentadas (bioinvasiones o contaminaciones locales por restos fecales). En la actualidad, algunos autores sostienen que no existen estudios que demuestren un efecto negativo significativo y permanente sobre el sistema antártico como consecuencia del turismo (Hofman & Jatko 2002, Stewart *et al.* 2005). En este debate también se esgrimen otros argumentos, como es el hecho de que los efectos negativos de la actividad científica, incluyendo la construcción y funcionamiento de estaciones y el trabajo de campo, podrían ser mucho mayores que los efectos locales debidos a las actividades turísticas (Pfeiffer & Peter, 2004). De hecho, Headland (1994) estimó basándose en la presencia en días que el turismo contribuye en menos de un 1% al impacto humano sobre la Antártida, correspondiendo el resto a los científicos y al personal de las estaciones. Si repetimos sus cálculos con datos actuales, este porcentaje es algo mayor, 5%, pero sigue estando muy por debajo de las cifras debidas a los programas nacionales. Law (1989) propuso un argumento parecido, pero basándose esta vez en el territorio utilizado por el turismo, el cual representa menos del 0,005 % de los aproximadamente 14 millones de Km² de la Antártida. Considerando únicamente los oasis antárticos, los cuales concentran las visitas, esta superficie no llegaría al 0,25 % de los aproximadamente 284.000 Km² que quedan libres de hielo en el verano austral. Estos datos nos indican que la mayor parte de la Antártida no está destinada a fines turísticos. Al margen de estos argumentos, lo que parece cierto es que el turismo antártico se ha desarrollado hasta el momento de una manera bastante responsable, sin provocar impactos severos (IUCN, 1991; Hall, 1993).



Figura 6.13: Crucero turístico realizando una arriesgada maniobra para facilitar el desembarco de los turistas en Bahía Balleneros, Isla Decepción, Antártida (autor de la foto: Javier Benayas).

La Antártida es un continente aislado y climáticamente hostil donde incluso el más pequeño de los incidentes puede degenerar en el mayor de los desastres. Los servicios de rescate más próximos están a mucha distancia y es necesario coordinar los recursos para dar una respuesta rápida y eficaz ante cualquier eventualidad. En el caso del turismo, como en el resto de actividades antárticas, se ha de buscar la autosuficiencia y la máxima seguridad. No obstante, ciertas situaciones pueden superar las capacidades de los propios operadores turísticos. Es el caso de las evacuaciones masivas por naufragio o los encallamientos de los cruceros al realizar las maniobras de aproximación a tierra para los desembarcos. Los accidentes graves no son habituales en la Antártida, pero eso no significa que no se produzcan. El problema es que un entorno tan extremo limita tremendamente el margen de error. Un ejemplo claro es el hundimiento del crucero *MS Explorer* el 23 de noviembre de 2007, el cual se produjo presumiblemente por una pequeña brecha de 25 x 10 cm causada por un pequeño iceberg totalmente sumergido. El accidente tuvo lugar a pesar de que se trataba de un buque perfectamente acondicionado para la navegación polar, que contaba con una tripulación cualificada y muy experimentada, y que las condiciones de navegación eran óptimas, con buena visibilidad y mar en calma. Los encallamientos son más habituales y muchas veces se deben a que los cruceros turísticos se aproximan en exceso a la costa para minimizar el tiempo invertido en realizar los desembarcos en zodiac (**Figura 6.13**). La Isla Decepción ha sido testigo de diferentes percances de este tipo, como el sufrido por el buque *Luybov Orlova* el 15 de noviembre de 2006 o por el crucero noruego *MS Nordkapp* el 31 de enero de 2007. En el primer caso, la petición de rescate fue realizada 15 horas después del incidente, cuando ya era evidente que no sería posible salir del atoladero sin ayuda externa. En el incidente del *MS Nordkapp* se produjo una pequeña pérdida de combustible y tanto los 295 pasajeros como los 76 miembros de la tripulación tuvieron que ser rescatados por el *HMS Endurance*, un patrullero de la Armada Británica.

Otros impactos derivados del turismo que han sido citados en la literatura científica no tienen consecuencias ecológicas. Se trata de la posible interferencia del turismo con la actividad científica y el coleccionismo ilegal de restos históricos antárticos. Respecto al primero, señalar que las visitas por parte de los turistas pueden interrumpir la rutina de las bases y alterar el trabajo científico, aunque es un hecho inusual (Hofman & Jatko, 2002). La contemplación de las capturas de pingüino o focas con fines científicos también puede crear confusión o incluso rechazo entre una parte de los turistas. Corresponde a los guías que acompañan a los turistas explicar la contribución de este tipo de actividades al conocimiento científico y al necesario monitoreo de las poblaciones silvestres. No olvidemos que el Tratado Antártico establece en su Artículo 1 que la principal razón por la que el hombre ha de estar presente en el continente blanco es la investigación. La Recomendación RCTA XVIII-1 (Kyoto, 1994) también establece que los turistas “no (deben) interferir con o remover los equipos científicos o los postes de marcación; tampoco interferir con los sitios de investigación experimental, campamentos o provisiones”. En cuanto al coleccionismo de restos históricos, se trata de una actividad que está expresamente prohibida por esta misma recomendación. Este texto establece “no desfigurar ni destrozarse los edificios ocupados, abandonados, o no ocupados, ni los refugios para emergencias”, así como “no recoger ni llevarse como recuerdo muestras biológicas ni geológicas, ni artefactos artificiales, incluyendo rocas, huesos, huevos, fósiles, y partes o contenido de los edificios”. Hemos de considerar que estos edificios y artefactos pueden haber estado sometidos durante décadas o siglos a la acción de los elementos, por lo que cualquier alteración puede acelerar su degradación. También existe una referencia explícita en esta recomendación a “no grabar nombres ni pintar sobre rocas ni edificios”, ya que este tipo de impactos son visibles en diferentes zonas de la Antártida (**Figura 6.14**). No obstante, algunos visitantes desean conservar un recuerdo de su viaje y recogen algunos elementos presentes en los enclaves que visitan, o bien dejan constancia de su paso mediante una pintada. A lo largo del tiempo, estas sustracciones pueden reducir el propio patrimonio histórico de ciertas localizaciones. Para evitar este impacto es fundamental trabajar tanto a nivel educativo como en la supervisión de la actividad de los turistas durante las visitas a tierra. Evidentemente, si este coleccionismo se centra en artículos pertenecientes al patrimonio natural antártico (huevos, restos óseos, fósiles, rocas, ejemplares vivos, etc.) sí que podría tener efectos ecológicos y/o sobre el conocimiento científico. Desgraciadamente, también entre la comunidad y el personal de apoyo de las estaciones se han dado casos similares, sobre todo antes de la entrada en vigor del Tratado Antártico. La parte positiva es que las inspecciones internas y los controles son cada vez más severos, por lo que estas situaciones han disminuido notablemente.



Figura 6.14: Pintadas en el interior del hangar de la Base B británica (imagen superior) y en los tanques para combustible de la antigua estación ballenera (imagen inferior) situados en Bahía Balleneros, Isla Decepción, Antártida.

No sería correcto cerrar este epígrafe sin mencionar los impactos positivos del turismo, que son muchos. En primer lugar, la presencia de los visitantes contribuye a que se conserven muchos emplazamientos de interés arqueológico e histórico que de otra forma estarían completamente arruinados. Los guías que acompañan a los turistas visitan de manera cíclica los mismos lugares cada temporada, pudiendo alertar rápidamente a la comunidad científica si detectan cambios sustanciales en las colonias costeras de focas y pingüinos, lo que permite detectar epizootias (Curry *et al.*, 2005). Este tipo de episodios no son observados frecuentemente en la Antártida, sobre todo debido a la inaccesibilidad del área, por lo que es importante que los operadores turísticos informen con premura a los investigadores para que se realicen las oportunas indagaciones. Los guías con más años de experiencia poseen un registro histórico de las condiciones ambientales de los lugares que visitan cada año, lo que facilita el seguimiento de los valores naturales de un emplazamiento. Los turistas a menudo visitan durante su estancia en la Antártida diferentes estaciones científicas, por lo que esta actividad sirve de puente entre las actividades científicas antárticas y el mundo exterior, lo cual se traduce en un mayor apoyo político para la Ciencia Antártica. En ocasiones, estas visitas aportan ingresos que sirven para financiar la investigación polar. Los visitantes obtienen una mayor comprensión de la importancia de la Antártida dentro de un contexto global, por lo que se incrementa su sensibilidad hacia temas ambientales (Bauer, 2001). Esto hace que algunos autores sostengan que un turismo bien gestionado puede contribuir a que los visitantes se conviertan en auténticos embajadores antárticos que divulguen a su regreso la importancia de la conservación de este territorio (Maher *et al.* 2003).

6.6. Análisis de la investigación sobre los impactos del turismo comercial antártico

Hasta ahora, sólo una mínima parte de la extensa investigación antártica se ha dedicado a analizar los efectos del turismo sobre los ecosistemas visitados. Abundan las revisiones descriptivas de los impactos producidos por los turistas (Inskeep, 1991; Hall, 1992; Smith, 1994; Hall & Jonhston, 1995; Stonehouse & Crosbie, 1995; Masson & Legg, 1999; Bauer, 2001; Maher, 2002; Hofman & Jatko, 2002; Hemmings & Roura, 2003; Stewart *et al.*, 2005; Tejedo *et al.*, 2011), pero escasean los estudios dedicados a la valoración cuantitativa de los mismos. Las principales razones son dos: (1) la ausencia, hasta hace relativamente poco tiempo, de estudios a largo plazo sobre el estado de las poblaciones de especies silvestres que pudieran utilizarse como indicadoras del impacto de los turistas, y (2) la incapacidad hasta el momento de diferenciar entre la variabilidad natural de las poblaciones silvestres y la variabilidad debida a la presencia humana. Los escasos estudios cuantitativos del impacto de los visitantes antárticos se centran principalmente en los pingüinos (Culik *et al.*, 1990; Wilson *et al.*, 1991; Woehler *et al.*, 1994; Culik & Wilson, 1995; Nimon & Stonhouse, 1995; Giese, 1996; Nimon *et al.*, 1996; Emslie, 1997; Fraser & Petterson, 1997; Regel & Putz, 1997; Copley & Sheard, 1999; Fowler, 1999; Harris, 2001; Petterson *et al.*, 2003; Naveen, 2005; Ibáñez & Ferrer, 2006) mientras que unos pocos artículos analizan la presencia de patógenos y contaminantes fecales (Sjoling & Cowan, 2000; Curry *et al.*, 2001; Hughes, 2003; Hughes & Nobbs, 2004), estudian los impactos sobre los suelos antárticos (Ayres *et al.*, 2008), estiman la huella de carbono de esta actividad comercial (Amelung & Lamers, 2007; Farreny *et al.*, 2011) analizan la distribución espacial y temporal de los turistas (Enzenbacher, 1992; Swithinbank, 1993; Headland, 1994; Naveen, 1997a, 1997b, 1999; Lynch *et al.*, 2010), o discuten la eficacia de los códigos de conducta y las evaluaciones de impacto ambiental (Davis, 1995; Spletstoeser, 2000; Kriwoken & Roots, 2000; Hemmings & Roura, 2003). Para valorar el conocimiento actual del impacto ambiental generado por los turistas antárticos se ha realizado una intensa y exhaustiva revisión bibliográfica durante la cual se han consultado, total o parcialmente, más de 150 obras entre artículos, informes, separatas, resúmenes y libros. Como resultado de esta labor, se ha obtenido un análisis DAFO (Debilidades-Amenazas-Fortalezas-Oportunidades) cuyos resultados son presentados de forma resumida en el **Cuadro 6.7**.

DEBILIDADES

- Todavía no hay evidencias sólidas para establecer causalidad entre el desarrollo de actividades turísticas y la generación de impactos en el conjunto del ecosistema antártico. Si se detectan cambios, es complicado diferenciar entre los efectos del turismo y otras variables como el cambio climático, la disponibilidad de alimento, la casuística de la reproducción, o el territorio de cría disponible. Tampoco es posible discriminar los efectos de esta actividad comercial de las consecuencias de la presencia de los programas nacionales antárticos, o de la variabilidad natural (espacial y temporal) de las poblaciones.
- Esta falta de resultados apoya la visión tradicional de algunos autores (Dann *et al.*, 1988) que consideran que la investigación sobre el turismo polar tiende a generar discursos teóricos sin fundamento empírico que los respalde, ensayos descriptivos que recopilan impresiones personales y anécdotas, así como análisis de datos carentes de un contexto teórico. No obstante, este tipo de opiniones están disminuyendo de forma progresiva en los últimos años gracias a los avances logrados por ciertos equipos de investigación cuya labor se basa en aproximaciones cuantitativas.
- Es prioritario conocer el contexto ecológico de las especies de aves marinas y mamíferos seleccionadas como indicadoras, tanto a nivel del territorio de cría (terrestre) como del de alimentación (marino). Es necesario un amplio conocimiento de base de estas poblaciones silvestres para determinar los componentes ambientales que controlan sus parámetros poblacionales.
- Las zonas de muestreo deben ser cuidadosamente seleccionadas para minimizar los posibles efectos de variables que introducen sesgos (latitud, orientación, edad de la colonia, presencia de depredadores oportunistas como las skúas y los petreles, etc.).
- Los códigos de conducta, los protocolos de actuación y las evaluaciones de impacto ambiental son importantes para evitar los impactos del turismo comercial, pero resultan insuficientes para garantizar la adecuada protección de los ecosistemas antárticos. Es imprescindible realizar un seguimiento integral de esta actividad.
- Hay variables físico-químicas de los ecosistemas que no han sido consideradas hasta ahora y que pueden resultar fundamentales para comprender la evolución de los ecosistemas (cobertura de hielo, temperaturas, horas de insolación, etc.).

Cuadro 6.7: Análisis DAFO de la investigación antártica referida al impacto de los turistas. *Fuente:* actualizado a partir de Tejedo *et al.* (2007).

AMENAZAS

- Los turistas quieren visitar lugares con alta/media diversidad de especies y alta/moderada sensibilidad a los trastornos ambientales (Naveen, 2005), lo cual aumenta la problemática del turismo antártico.
- Se ha demostrado que una mínima actividad humana es capaz de alterar los frágiles y escasos suelos antárticos (Tejedo *et al.* 2005, 2009), así como el éxito reproductor de ciertas especies que presentan mayor sensibilidad a la presencia humana (de Villiers, 2008).
- En un futuro inmediato pueden aparecer nuevas problemáticas o incrementarse otras que hasta ahora estaban bajo control (calentamiento global, especies exóticas, patógenos). Las primeras voces de alarma ya se están dando.
- Hay estudios que demuestran que existe relación entre un cierto nivel de turismo y la disminución del éxito reproductivo de ciertas poblaciones (Patterson *et al.*, 2003), al igual que otras investigaciones demuestran lo contrario (Cobley & Shears, 1999). La variabilidad de la respuesta de las especies silvestres es elevada. Incluso diferentes colonias de la misma especie pueden presentar diferentes grados de alteración ante la presencia de turistas, o incluso tendencias contrarias.
- Al no existir un gobierno legítimo en la Antártida, los impactos de los turistas muchas veces no son considerados de una forma adecuada. Pueden conllevar un riesgo inaceptable para un entorno supuestamente salvaguardado de manera legal por múltiples tratados internacionales.
- No existe una política territorial efectiva a escala regional ni local, en la que participen todos los agentes implicados: los gestores y planificadores (COMNAP, ATCM, etc.), los científicos (SCAR, IUCN), los operadores turísticos (IAATO) y las ONGs (ASOC, Oceanites, etc.). Por todo ello, se ha de aplicar el principio de precaución en lo relativo al turismo antártico.

FORTALEZAS

- Se empieza a contar en la actualidad con metodologías y protocolos consensuados para los programas de seguimiento de las poblaciones silvestres.
- Se ha establecido qué especies pueden funcionar mejor como indicadores del impacto de los turistas y se ha generado una base de conocimiento (información de referencia) para tratar de detectar impactos directos o acumulativos sobre ciertas poblaciones.
- Unos pocos equipos de investigación están trabajando con colonias de control para tratar de diferenciar los cambios debidos a los impactos de los visitantes de la variabilidad natural de los ecosistemas a través de estudios de correlación.
- Se comienzan a vislumbrar ciertas estrategias que pueden ayudar a minimizar los impactos ambientales del turismo y de las actividades no gubernamentales en la Península Antártica. Se demanda la limitación del número de turistas, de las zonas visitadas y del tiempo de permanencia, aunque todo es complicado en el contexto de una industria que está en plena diversificación.

OPORTUNIDADES

- Se ha de construir nueva ciencia sobre las experiencias que se han demostrado exitosas a la hora de valorar los efectos de las visitas en las localizaciones de interés natural o cultural. Para la selección de las localizaciones destinadas al turismo se deben conocer los siguientes aspectos: la distribución y abundancia de colonias reproductoras, la composición específica del lugar (para detectar especies más vulnerables o la presencia de aves depredadoras de nidos), la relación genética entre colonias y los períodos del ciclo reproductivo (para conocer las épocas más críticas). Es necesario mejorar la información disponible sobre las visitas, incluyendo tiempos de estancia de los turistas y los intervalos entre diferentes grupos.
- Existen programas de seguimiento de los ecosistemas antárticos que no han sido utilizados como fuente de conocimiento para construir el contexto ecológico de las poblaciones silvestres visitadas. En concreto, sería interesante comprobar si existe relación entre las tendencias poblacionales de ciertas especies indicadoras y los datos del CEMP (*CCAMLR Ecosystem Monitoring Program*), el cual analiza los efectos de la pesca en la cadena trófica antártica evaluando la disponibilidad de krill y la evolución de ciertos depredadores.
- Se deben desarrollar fórmulas administrativas para relacionar los resultados de las investigaciones con la gestión de la industria turística.
- Se abren nuevas posibilidades de estudio del impacto de la industria turística bajo la perspectiva de un aumento del calentamiento global para los próximos años. Desde el análisis de los costes y beneficios para los desplazamientos antárticos, hasta las adaptaciones que deberá realizar el sector.

Cuadro 6.7 (continuación): Análisis DAFO de la investigación antártica referida al impacto de los turistas. *Fuente:* actualizado a partir de Tejedo *et al.* (2007).

La realización de esta amplia revisión bibliográfica también contribuyó en su momento en la identificación de aquellas cuestiones en las que era necesario avanzar respecto a la aplicación de indicadores de impacto recreativo en el caso de los senderos antárticos. A continuación, se presentarán los resultados de estos estudios, cuyo contexto podrá ser entendido mejor gracias a la completa presentación de las peculiaridades de la Antártida llevada a cabo a lo largo del Capítulo 6.

Capítulo 7

CASO DE ESTUDIO 1: DISEÑO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO PARA SUELOS ANTÁRTICOS

En este capítulo se describen los estudios llevados a cabo para desarrollar una serie de indicadores de impacto recreativo para su aplicación específica en enclaves turísticos antárticos. Tras describir las principales características de los suelos presentes en este territorio, se identifican los procesos de alteración a los que están sometidos. A continuación se evalúan diferentes indicadores y parámetros de seguimiento, discutiendo su eficacia para la valoración del estado de conservación del recurso suelo en el caso de los senderos recreativos. Los protocolos de trabajo propuestos fueron aplicados en una primera fase en estudios-piloto y senderos experimentales, tras lo cual se validaron en senderos reales sometidos a diferentes niveles de uso. Las investigaciones se desarrollaron en varias localizaciones de las Islas Shetland del Sur, incluyendo la Península Byers (Isla Livingston), Isla Barrientos, Isla Pingüino e Isla Decepción.

Imagen: vista de la Bahía Balleneros desde el sendero de subida al Cerro Ronald, Isla Decepción, Islas Shetland del Sur, Antártida.

7.1. Justificación de la investigación

El pisoteo puede desencadenar importantes efectos ecológicos negativos, tanto en el suelo como en la vegetación, por lo tanto es comprensible que haya sido la acción más estudiada en el ámbito de la Ecología Recreativa. Las investigaciones se han desarrollado en un amplio rango de ambientes, incluyendo las zonas de dunas costeras (Liddle & Greig-Smith, 1975; Liddle & Kay, 1987; Liddle, 1991), los ecosistemas subalpinos (Calais & Kirkpatrick, 1986; Cole & Trull, 1992; Monz *et al.*, 1994; de Gouvenain, 1996; Hartley, 2000; Whinam & Chilcott, 2003), la vegetación alpina y la tundra ártica (Edwards, 1977; Willard & Marr, 1970; Grabherr, 1982; Whinam & Chilcott, 1999; Grieser, 2000; Monz, 2002; Cole & Monz, 2002; McDougall & Wright, 2004), los desiertos (Cole, 1986), las serranías y los bosques (Dale & Weaver, 1974; Bayfield, 1979; Cole, 1985), las selvas tropicales (Sun & Liddle, 1993; Talbot *et al.*, 2003), e incluso los parques periféricos de las grandes ciudades (Hobbs, 1988; Jim, 1998). En la Antártida, el pisoteo es uno de los pocos impactos que son claramente evidentes en los destinos terrestres que son visitados por los turistas. Aunque este territorio suele considerarse como un entorno prístino debido a la escasa actividad humana que ha registrado en comparación con otros lugares del planeta (Ayres *et al.*, 2008), lo cierto es que las cifras de turistas y científicos han crecido paulatinamente en los últimos años. En el caso específico del turismo, la inmensa mayoría de los visitantes optan por el uso de cruceros como medio de transporte y alojamiento. Ello hace que el grueso del impacto sobre los ecosistemas terrestres derivado de la presencia de los turistas se concentre en los enclaves que son visitados por los cruceros turísticos a lo largo de sus desplazamientos. Para comprender mejor los efectos sobre los ecosistemas terrestres de los desembarcos de los turistas, se ha elaborado un modelo alteración-respuesta que es presentado en la **Figura 7.2**. Se consideran dos *agentes de cambio*. Por un lado, ciertas características de la industria turística antártica, incluyendo las cifras de visitantes que desembarcan, las actividades que realizan una vez en tierra y su distribución espacio-temporal. Conocer esta información es fundamental para identificar aquellos lugares que concentran más visitas o en los que se realizan actividades más impactantes, como es el caso de las acampadas temporales. Como segundo agente de cambio se considera la ocupación del terreno mediante infraestructuras de alojamiento y apoyo al turismo. Dentro de estas últimas se situaría nuestro objeto de estudio, los senderos recreativos. Recordar que las instalaciones dedicadas al alojamiento de turistas son prácticamente inexistentes, salvo ciertas excepciones que fueron comentadas en el Capítulo 6 y en las que se incluyen el hotel *Estrella Polar* en la Isla Rey Jorge y el campamento *Glacier* de la empresa ANI. Algunas estaciones son utilizadas de forma puntual por los visitantes, aunque no es una práctica muy extendida y muchas naciones del Tratado Antártico no permiten este tipo de actividades en sus bases. La cantidad de infraestructuras de apoyo también es muy reducida situándose la mayoría en las propias estaciones antárticas, las cuales podemos considerar como zonas de sacrificio debido a que concentran el impacto de la presencia humana en la Antártida. La excepción la constituyen los senderos recreativos, los cuales se encuentran dispersos por los diferentes sitios de visita antárticos. Estas sendas presentan la peculiaridad de una escasa longitud media, debido a la combinación de dos motivos. Por un lado, los elementos de atracción (pingüineras, restos históricos, elementos geomorfológicos, etc.) suelen estar en las proximidades de las zonas de desembarco para evitar a los visitantes la molestia derivada de largos desplazamientos a la intemperie. Por otro lado, los suelos libres de hielo son muy escasos en la Antártida, sobre todo en zonas alejadas de la costa. Para contextualizar esta observación, señalar que una de las rutas turísticas antárticas más largas es la que une Morro Baily y Bahía Balleneros en la Isla Decepción, y su longitud no llega a los 5 Km (ida). Ello hace que se considere que la contribución a la modificación de los ecosistemas terrestres de este segundo agente de cambio esté situada en un segundo plano por detrás de las características de la industria turística.

El siguiente nivel está constituido por las *fuentes de alteración*. En el caso de la biota, se incluyen los daños en la vegetación, las molestias a la fauna y los cambios en los patrones de distribución de las especies. Recordar que tanto el Anexo II del Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente como los códigos de conducta para los turistas utilizados por la IAATO incluyen directrices para evitar daños en la flora y la fauna, por lo que su cumplimiento debería ser suficiente para minimizar los impactos generados durante los desembarcos. Estas recomendaciones han recibido bastante atención por parte de la comunidad científica, sobre todo en el caso de las molestias a la fauna que utiliza los oasis costeros como áreas de cría, tal y como se comentó en el último apartado del Capítulo 6. La segunda fuente de alteración está directamente relacionada con la primera, ya que está

constituida por la amenaza de las bioinvasiones. Esta cuestión ocupa un lugar destacado en las preocupaciones de los investigadores dedicados al estudio de los impactos humanos en la Antártida, motivo por el cual se ha considerado de forma aislada respecto a la alteración de la biota. En este caso, se contemplan como amenazas tanto las introducciones provenientes de otras zonas geográficas (intercontinentales), como los intercambios de organismos entre localizaciones antárticas inicialmente no conectadas de forma natural (intracontinentales). Según se ha podido observar en las campañas de trabajo desarrolladas en la Antártida, la mayoría de los turistas cumplen las recomendaciones de la IAATO para evitar este impacto¹⁰. Además, las posibilidades de sobrevivir son bastante escasas para la mayor parte de las especies debido a las extremas condiciones climáticas del invierno antártico. Aún así, ya se han documentado varios establecimientos exitosos en la Antártida Marítima y Continental (Tin *et al.*, 2009), aunque el papel del turismo en estas introducciones todavía es fuente de controversia (Frenot *et al.*, 2005). La importancia de las bioinvasiones motivó el desarrollo de un proyecto específico por parte del SCAR en el marco de la celebración del Año Polar Internacional 2007-09, el cual se denominó *Aliens in Antarctica*, por lo que el conocimiento relativo a esta cuestión es bastante aceptable. La última fuente de alteración proviene de las alteraciones físicas provocadas por la presencia de los turistas, las cuales incluyen la degradación de los suelos a diferentes niveles (físico-químico y biológico), la contaminación por sustancias químicas (se incluirían por ejemplo los contaminantes gaseosos producidos por las lanchas utilizadas para los desembarcos), cambios en los paisajes por los desplazamientos (suelen ser alteraciones a nivel de microrrelieve y cambios de color en los sustratos más pisoteados), y la aparición de residuos por descuidos o falta de concienciación (algo poco habitual, afortunadamente). Este grupo de impactos ha sido menos estudiado hasta ahora, aunque existen algunas experiencias aisladas (consultar el Capítulo 6 para más detalles).

Ante estas alteraciones, los ecosistemas pueden sufrir una serie de cambios que son descritos en el último nivel de la figura (*respuestas de los ecosistemas*). La modificación de la biota tiene consecuencias directas al provocar cambios en las comunidades de flora y fauna, en el tamaño y distribución de las especies, así como en las interacciones entre diferentes grupos de organismos. Estas perturbaciones pueden afectar indirectamente a las propiedades físico-químicas de los ecosistemas, aunque siempre a escala local. En el caso de las especies exóticas, su papel es incierto debido a que dependerá de las características ecológicas del organismo y de su éxito tras el establecimiento, ya que no siempre una especie no-autóctona da lugar a un proceso invasivo al colonizar un nuevo ecosistema. Por último, las alteraciones físicas del ambiente producen cambios en las propiedades del ambiente que incluyen incrementos en las tasas de erosión, modificaciones en las propiedades de los suelos, en la disponibilidad de hábitat y en la calidad escénica de los paisajes.

Dentro del escenario descrito, nuestras investigaciones se centrarán en la identificación de indicadores de impacto para analizar los efectos del pisoteo de los turistas sobre los suelos antárticos. Existen varias razones para ello:

- El suelo es un hábitat esencial (y escaso) para la microfauna y la flora terrestres antárticos, por lo que su conservación es prioritaria.
- En el conjunto de la investigación antártica se han desarrollado muy pocos estudios dedicados a la alteración del recurso suelo, existiendo una laguna de conocimiento.
- Se asumen ciertas cualidades para las capas más superficiales de los suelos antárticos entre las que se incluye una gran sensibilidad ante las actividades humanas que haría que rápidamente fueran perturbadas por las actividades humanas (Campbell *et al.*, 1993). Pero lo cierto es que hasta el momento no se ha analizado cuantitativamente el grado de alteración generado por la presión humana. También se piensa que las bajas temperaturas, la ausencia general de vegetación y la escasa biota del suelo limitan la capacidad de recuperación frente a las perturbaciones de los suelos de la Antártida (Campbell & Claridge, 1987; Ayres *et al.*, 2008).

¹⁰ Estos consejos pueden ser consultados en la página web de esta asociación: <http://iaao.org>. La campaña dedicada a esta cuestión se denomina *Don't Pack a Pest!*

- A pesar de esta falta de información, distintas organizaciones han elaborado recomendaciones destinadas a minimizar los impactos del pisoteo sobre los suelos antárticos. La eficacia real de dichas directrices no había sido todavía contrastada.

Antes de pasar a describir los trabajos realizados para analizar la problemática del pisoteo en los suelos antárticos, es conveniente revisar sucintamente el estado actual del conocimiento sobre este componente fundamental de los ecosistemas terrestres, tarea que se abordará en el siguiente apartado.



Figura 7.1: Sendero turístico en Punta Hannah, Isla Livingston (imagen superior). Esta ruta, cuyo trazado es evidente debido a la pendiente y el tipo de sustrato sobre el que se asienta, evita los desplazamientos por la playa, donde se concentran los pingüinos, focas y elefantes marinos. Grupo de turistas realizando una excursión en la Isla Barrientos (imagen inferior). El paso continuado de personas puede favorecer ciertos procesos como la erosión.

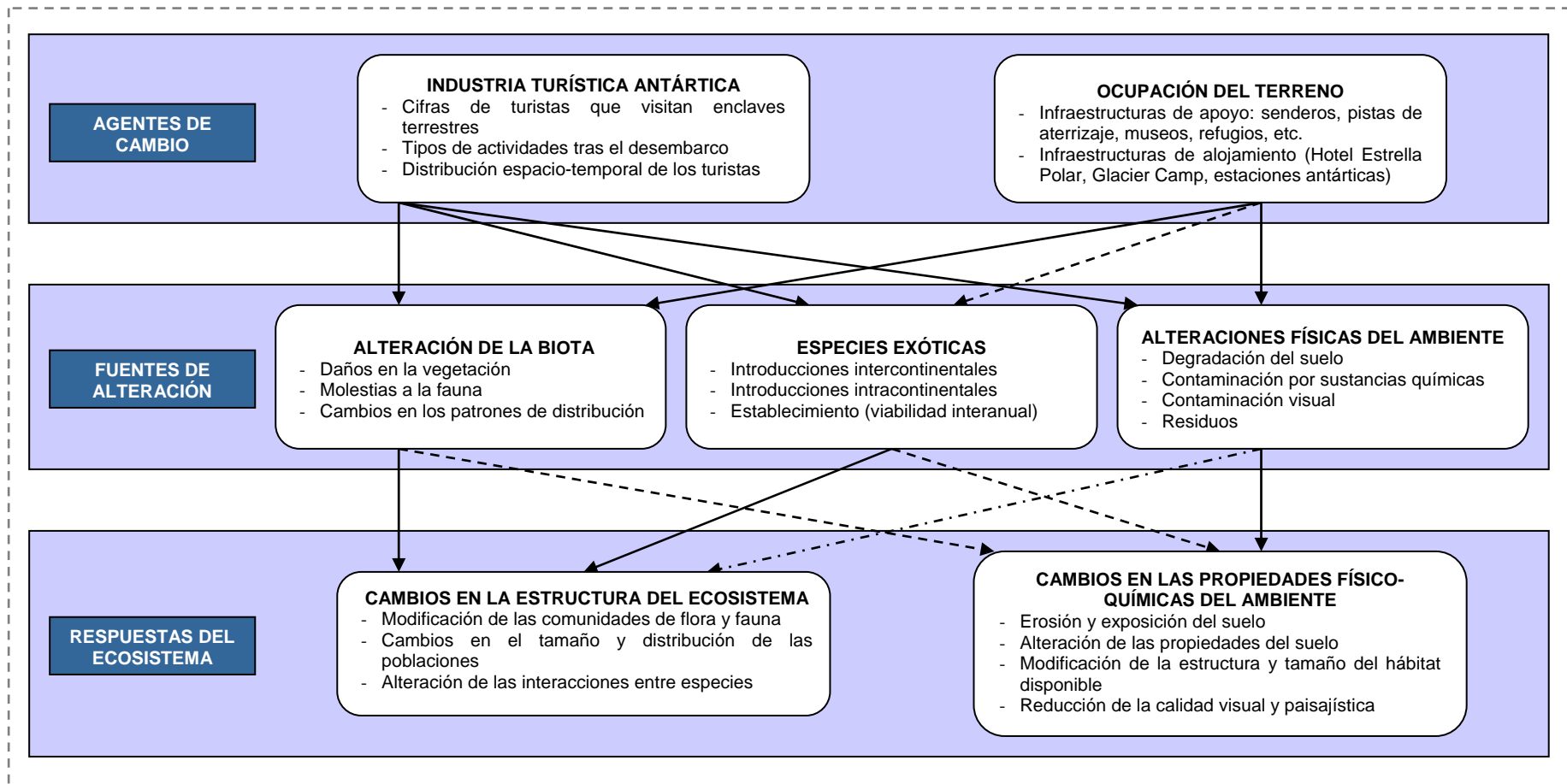


Figura 7.2: Modelo general alteración-respuesta para los impactos provocados en los ecosistemas terrestres por los turistas antárticos durante sus desembarcos. Los conectores representados mediante líneas continuas hacen referencia a relaciones directas, mientras que las líneas discontinuas indican relaciones o efectos indirectos.

7.2. Los suelos antárticos

7.2.1. Principales características.

La mayor parte de la vida terrestre antártica se encuentra concentrada en una pequeña cantidad de sitios, incluyendo nunataks, zonas de acantilados y pequeñas áreas libres de nieve y hielo durante el verano (Hughes, 2010). En total, estas zonas poseen un área combinada de menos de 50.000 km², lo que supone menos del 0,36% de los 14.000.000 Km² que ocupa este vasto continente. Por lo tanto, estas zonas de suelos expuestos pueden ser consideradas como "islas" aisladas por el hielo o el mar (Bergstrom & Chown, 1999). Los suelos expuestos se caracterizan por presentar una profundidad limitada, poca materia orgánica, una biomasa y una productividad primaria extremadamente bajas, una escasa disponibilidad de nutrientes (en especial en el caso del nitrógeno y el fósforo), un bajo contenido en carbono, una escasa disponibilidad de agua (rozando la aridez, en muchos casos), y unas lentas tasas de descomposición (Thomas *et al.*, 2008). El permafrost está presente en muchos lugares. Se trata de materiales que han estado sometidos a temperaturas por debajo de 0 °C durante varios años, de modo que sus componentes se han agregado y consolidado por la acción del hielo. Esta estructura helada impide el drenaje y la penetración de los sistemas radiculares. Normalmente presenta una capa superior activa, de menos de 1 m de profundidad, que se congela en invierno y se derrite en verano. Durante la época estival, la vegetación prospera en algunas de estas zonas libres de hielo, creando un mosaico de comunidades vegetales muy sencillas dominadas en gran medida por la geología, la topografía y la hidrología local. Entre los organismos fotoautótrofos destacan los musgos, líquenes, algas y las cianobacterias, mientras que en el caso de los invertebrados destacan los ácaros, colémbolos y la microfauna (nemátodos, rotíferos y tardígrados, principalmente). Todos estos organismos están perfectamente adaptados para tolerar las condiciones climáticas antárticas extremas, las cuales se caracterizan por una estacionalidad muy marcada. La microbiota aún es poco conocida. La vida del suelo está más limitada por la presencia de agua líquida que por la baja temperatura (Block, 1996). Las redes tróficas terrestres presentan una estructura trófica muy simple, estando dominadas por la cadena trófica detritívora. No existen los herbívoros estrictos y hay pocos depredadores, aunque hasta ahora no se han completado demasiados estudios autoecológicos (Hogg *et al.*, 2006). El principal flujo de energía conecta la vegetación con los descomponedores de la materia orgánica almacenada en el suelo. La cadena trófica de los herbívoros es secundaria y consume menos de 0,04% de la producción primaria total (Davis, 1981).

Tedrow (1977) propuso cuatro tipos de suelo para las regiones polares, de las cuales únicamente tres están presentes en la Antártida: el desierto sub-polar, el desierto polar y el desierto frío. El desierto sub-polar es bastante escaso en el continente antártico y sólo aparece en ciertas áreas de la Antártida Marítima asociado con las zonas parcheadas en las que pueden encontrarse las dos plantas vasculares nativas, *Deschampsia antarctica* y *Colobanthus quitensis*. La presencia de estas plantas superiores con sistemas radiculares capaces de penetrar algunos centímetros en el suelo permite que el contenido de materia orgánica en superficie sea algo mayor que en otras zonas. Es habitual encontrar tapetes de musgos y parches de líquenes intercalados con áreas de suelo desnudo (Smith, 1972). Existe un significativo ciclo de congelación-descongelación, lo que favorece los procesos de colonización de estos organismos a través de propágulos. En las zonas ocupadas por grandes colonias de pingüinos y focas, las criptógamas y las plantas vasculares presentan una menor supervivencia debido a la perturbación mecánica producida por la fauna y los efectos tóxicos de sus excrementos (Smith, 1988). Únicamente la vegetación de un cierto tamaño o que está firmemente enraizada es capaz de sobrevivir en estas localizaciones. Por otro lado, la transferencia de nutrientes provenientes de estas zonas de cría puede beneficiar a la vegetación adyacente no afectada directamente por los animales.

Tipo de suelo	Localización (región)	pH	C orgánico total (%)	N total (%)	Relación C/N	P (ppm)	K (ppm)
Suelos procedentes de los Dry Valleys (1)	Tierra de Victoria (CA)	7,4-8,9	0,02-0,09	0,004-0,085	6-13	0,03-0,27	1-245
Suelo permanentemente helado, Sky Hi Nunataks (2)	Tierra de Ellsworth (CA)	5,42	4,2x10 ⁻⁵	5x10 ⁻⁶	8,4	0,07	0,11
Suelo permanentemente helado, Montañas LaGorce (2)	Montañas Transantárticas (CA)	6,82	3,7x10 ⁻⁶	1x10 ⁻⁶	3,7	0,05	0,3
Suelo permanentemente helado (2)	Isla Adelaida (AM)	5,47	2,3x10 ⁻⁴	3,1x10 ⁻⁵	7,4	9,2	0,27
Suelo permanentemente helado (2)	Isla Signy (AM)	6,97	7x10 ⁻⁵	9,3x10 ⁻⁶	7,5	0,1	0,76
Suelo permanentemente helado, Coal Nunatak (2)	Isla Alejandro I (AM)	7,67	1,5x10 ⁻⁴	4,7x10 ⁻⁶	31,9	0,044	0,76
Suelo permanentemente helado, Mars Oasis (2)	Isla Alejandro I (AM)	7,06	3,6x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁶	10	0,054	0,22
Suelo permanentemente helado, Punta Rothera (2)	Isla Adelaida (AM)	5,47	2,3x10 ⁻⁴	3,1x10 ⁻⁵	7,4	9,2	0,27
Protoranker de mármol (3)	Isla Signy (AM)	7,9	2	0,26	7,7	8	5
Protoranker de esquistos (3)	Isla Signy (AM)	5,4	2,3	0,27	8,5	4	7
Turba bajo musgo (3)	Isla Signy (AM)	4,7	43,6	1,36	32	3	17
Grava formada por grauvacas (4)	Isla Livingston (AM)	6,4	1,1	0,1	11	0,27	104,9
Grava de rocas sedimentarias de grano fino (4)	Isla Livingston (AM)	5,6	0,2	0,0	-	0,12	296,2
Grauvacas (4)	Isla Livingston (AM)	7,6	0,2	0,0	-	0,01	112
Rocas sedimentarias de grano fino (4)	Isla Livingston (AM)	8,0	0,5	0,0	-	0,98	41,9
Volcánico (4)	Isla Livingston (AM)	7,6	0,9	0,1	9	0,24	161,5
Suelo bajo tapete de musgo (5)	Isla Livingston (AM)	6,3	1,61	0,14	11,5	1,22	257,4
Suelo en zona de tapetes de musgos parcheados (5)	Isla Livingston (AM)	6,1	1,83	0,15	12,2	1,27	237,9
Suelo con líquenes fruticulosos (5)	Isla Livingston (AM)	7,0	2,53	0,23	11,0	0,43	136,5
Suelo orgánico bajo herbáceas (3)	Isla Signy (AM)	5,4	13,8	1,11	12,4	8	16
Suelo ornitogénico creado por pingüinos (3)	Isla Signy (AM)	6,1	10	1,8	5,5	460	73
Revolcadero de elefante marino (3)	Isla Signy (AM)	6,7	30	3,58	8,4	66	100

Códigos: (AC) Antártida Continental, (AM) Antártida Marítima.

Cuadro 7.1: Características químicas de diferentes suelos antárticos. *Fuentes:* (1) Cameron (1969), (2) Lawley *et al.* (2004), (3) Rosswall & Heal (1975), (4) Navas *et al.* (2008), (5) Pertierra *et al.* (enviado).



Figura 7.3: Las dos plantas vasculares antárticas, *Deschampsia antarctica* y *Colobanthus quitensis*, suelen aparecer juntas.

Las áreas ocupadas por el desierto polar se sitúan en la Antártida Marítima y en las regiones costeras del continente. Estos suelos se caracterizan por la falta de una estructura coherente (Campbell *et al.*, 1998), ya que en su superficie aparecen numerosos cantos y guijarros, dando lugar a lo que se conoce como pavimento desértico. Esta formación juega un importante papel en estos sistemas, ya que actúa como una armadura de protección que estabiliza tanto la pendiente como la capa superficial del suelo. La retención de agua es escasa, por lo menos en aquellos casos en los que el permafrost en superficie está ausente y no forma una barrera. Por lo tanto, estos suelos presentan una baja humedad relativa. El contenido de materia orgánica también es bajo. Los minerales solubles son lixiviados en condiciones de humedad y quedan retenidos en ausencia de agua (Thomas *et al.*, 2008). La oxidación y la salinización son los principales procesos erosivos en superficie. En los sitios con un drenaje deficitario puede haber una cierta acumulación de turba bajo los tapetes de musgo, mientras que en los suelos bien drenados se desarrollan cojinetes de vegetación aislada. La vegetación está dominada por los musgos, hepáticas, líquenes foliosos y fruticulosos y, en algunos lugares, aparecen matas de plantas vasculares. La vegetación sigue un patrón de distribución muy parcheado, con grandes zonas de suelo desnudo intercaladas. La cubierta vegetal permite la presencia de comunidades microbianas y de invertebrados asociadas. En las áreas próximas a las colonias de vertebrados el enriquecimiento en nutrientes permite que prospere el alga foliosa *Prasiola crispa*, la cual proporciona un hábitat favorable para artrópodos y nematodos.

El desierto frío, el tercer tipo de suelo, ocupa el resto del continente. Esta formación se distingue de las dos anteriores por la ausencia de horizontes orgánicos, aunque pueden aparecer pequeñas cantidades de materia orgánica. Estos suelos están poco desarrollados al estar sometidos a condiciones climáticas muy extremas y tienen una capacidad para retener el agua muy pequeña, ya que el líquido se drena rápidamente a través de ellos. Normalmente presentan una costra en la superficie y horizontes salinos a lo largo del perfil. Las costras superficiales ayudan a estabilizar la capa superior del suelo, por lo que su pérdida puede incrementar la pérdida de material por erosión y hacer disminuir la actividad biológica (Belnap, 2006). La arena es la textura predominante (> 95%), con numerosos fragmentos de roca esparcidos por la superficie y una cantidad de carbono orgánico inferior al 1% (Barrett *et al.*, 2005). Estos suelos ocupan unos 4.000 Km² de la zona de la Tierra de Victoria y los Valles Secos, así como pequeñas áreas de las Colinas Bunger, las Colinas Vestfold y las Montañas Transantárticas, además de algunas pequeñas zonas libres de hielo asociadas a los nunataks

y a las cadenas montañosas de todo el continente (Thomas *et al.*, 2008). Estos suelos presentan una gran diversidad de hábitats, desde aquellos en los que la aridez extrema hace que la vida sea difícilmente sostenible a otros en los que pueden desarrollarse pequeñas comunidades de musgos, líquenes y una cierta variedad de invertebrados. La disponibilidad de agua determina la presencia de nematodos, rotíferos, tardígrados y artrópodos, lo que favorece una distribución muy parcheada. Los nemátodos son los animales más abundantes en este ecosistema (Adams *et al.*, 2006). Existen comunidades endolíticas que constituyen un nicho específico de los desiertos fríos. Las tasas de salida del flujo de CO₂ en el suelo, un indicador de la actividad biológica subterránea total, son de las más bajas registradas en el mundo (Parsons *et al.*, 2004; Barrett *et al.*, 2006). Se piensa que menos del 1% de la producción primaria bruta se dedica al incremento de la biomasa, ya que la mayor parte es dedicada al mantenimiento de estrategias de tolerancia al estrés provocado por las condiciones ambientales o se pierde en forma de productos extracelulares (Thomas *et al.*, 2008).

7.2.2. Impactos provocados en la superficie por los desplazamientos de los humanos.

Se han observado múltiples efectos sobre los suelos antárticos relacionados con el pisoteo debido al tránsito de las personas, incluyendo aumentos de la compactación, cambios en la estructura superficial, alteraciones en el albedo, impactos visuales, daños a la vegetación, incrementos de la mortalidad de la biota edáfica, alteraciones de la comunidad del suelo, introducción de especies exóticas y cambios en los ciclos de nutrientes. Numerosas obras citan el pisoteo como un impacto humano destacado sobre los ecosistemas terrestres antárticos (Headland & Keage, 1985; Harris, 1991; Stonehouse, 1993; Olech, 1996; Chen & Blume, 1997; Hansom & Gordon, 1998; Kriwoken & Roots, 2000; Lamers, 2009; entre otros), pero los estudios cuantitativos son todavía escasos. El **Cuadro 7.2** presenta una breve revisión basada en literatura seleccionada. La escala espacio-temporal de estas alteraciones varía según el caso, siendo algunos impactos leves y transitorios mientras que otros pueden llegar a ser significativos o permanentes a nivel local. Por las características de las fuentes de alteración, la mayor parte de las perturbaciones se concentran en unos pocos enclaves, lo que hace que los impactos recreativos sobre los suelos afecten a una zona insignificante dentro de la extensión del continente antártico. También se han observado diferencias notables en la vulnerabilidad frente a las perturbaciones entre los diferentes tipos de suelos antárticos (Beyer & Bölter, 2002; Tin *et al.*, 2009). El clima de esta zona hace que los suelos antárticos sean particularmente sensibles a los cambios antropogénicos, ya que presentan una escasa resiliencia (Ayres *et al.*, 2008) y una baja actividad biológica que ralentiza su recuperación frente a las perturbaciones (Campbell *et al.*, 1998).

También es aconsejable poner en contexto la importancia ecológica de los impactos debidos a los desplazamientos de las personas en la Antártida. Una forma de evaluar el alcance de estas perturbaciones es compararlas con las producidas por los movimientos de los vertebrados que habitan muchas de las áreas libres de hielo de la costa. Numerosos estudios citan los daños producidos por el pisoteo de la fauna silvestre sobre los suelos y la vegetación. En la isla Signy, Tilbrook (1967) observó cómo grandes áreas eran reducidas a barrizales dominados por el alga verde *Prasiola crispa*, un indicador de eutrofización, en la periferia de las zonas de cría de los vertebrados. En este mismo emplazamiento, Smith (1988) señaló que debido a un aumento dramático en el número de lobos marinos (*Arctocephalus gazella*) que llegaban a tierra durante la época de verano varios ambientes terrestres habían sido devastados, ya que las criptógamas dominantes fueron dañadas físicamente y, en muchos casos, terminaron siendo totalmente eliminadas. En la Isla Rey Jorge también se han observado cambios rápidos en la vegetación como consecuencia del pisoteo provocado por el tránsito de las aves marinas (Kanda & Inoue, 1994). En las islas subantárticas se han observado cambios similares. Es el caso de las islas Georgia del Sur, donde el pisoteo generado por las focas sobre la vegetación terrestre es evidente. En las áreas más afectadas, los pastizales han sido desplazados por el musgo *Polytrichum strictum*, que es más resistente (Convey & Lebouvier, 2009).

Tipo de impacto	Cambios observados
Alteración de la estructura del suelo y de sus propiedades superficiales	<p>Resistencia a la penetración: incluso niveles bajos de uso sobre suelos libres de vegetación de la Antártida Marítima, alrededor de 100 pisadas, producen un incremento significativo de esta variable. Una mayor compactación del suelo reduce la tasa de infiltración del agua superficial y la macroporosidad, haciendo estos hábitats menos adecuados para ciertos organismos del suelo (1, 2, 3).</p> <p>Densidad aparente: los valores medidos en un sendero superaron en un 10% a los obtenidos en zonas adyacentes de referencia (4). La relación entre la densidad aparente y el pisoteo ha sido observada en otros estudios, existiendo una cierta correlación entre ambos parámetros (2).</p> <p>Cambios en el microrrelieve: los guijarros y cantos rodados son retirados constantemente de los senderos, sobre todo al ser golpeados por los propios senderistas fuera del trazado para facilitar el tránsito. La mayoría de los clastos de menor tamaño son prensados dentro de la superficie del suelo. Los senderos se producen rápidamente en los suelos más vulnerables, incluso con intensidades de uso por debajo de 20 pases de senderistas (4).</p> <p>Anchura del trazado: se produce un progresivo incremento según aumenta la intensidad del tránsito de senderistas (4).</p> <p>Cambios visuales: los senderos se generan muy rápidamente sobre ciertos sustratos frágiles, como es el caso del pavimento desértico, y permanecen mucho tiempo (4, 5). Las huellas dispersas asociadas a las zonas de acampada no suelen detectarse tras 5 años, mientras que las zonas fuertemente impactadas pueden ser tratadas artificialmente para desdibujar los trazados de los senderos, consiguiendo una recuperación visual completa del pavimento desértico en menos de 10 años (5).</p> <p>Humedad edáfica: la intensidad del pisoteo por parte de los visitantes no tiene una influencia clara y única sobre este parámetro (3, 6).</p> <p>Albedo: el reflejo de la luz solar es mayor en los trazados de los senderos debido a la compactación del terreno y la exposición del material sub-superficial, que suele ser de color más claro (6).</p> <p>Ciclo del carbono: altos niveles de pisoteo reducen el flujo de CO₂ en los suelos, el cual está correlacionado con la actividad biológica total en este compartimento ambiental. Sin embargo, esta alteración de la tasa de respiración del suelo podría estar muy condicionada por las condiciones específicas de cada emplazamiento (7). El pisoteo podría estar afectando a otros ciclos de nutrientes de los suelos antárticos, pero todavía no se ha analizado esta cuestión.</p>
Daños a la biota edáfica	<p>Biomasa: la biomasa total en la superficie de los suelos cubiertos de vegetación se reduce según se incrementa el pisoteo, perdiéndose el 50% tras sólo 600 pisadas en algunos suelos antárticos (3).</p> <p>Cobertura de vegetación: la cobertura vegetal es rápidamente reducida por el pisoteo, aunque la vulnerabilidad depende en gran medida del tipo de comunidad vegetal afectada. Los tapetes de musgos pierden más del 95% de su cobertura inicial tras 300-600 pisadas, mientras que los líquenes fruticulosos son más sensibles y menos de 200 pisadas son suficientes para alcanzar este estado (3). Normalmente, la recuperación no es posible durante la misma estación de crecimiento (8).</p> <p>Abundancia de invertebrados: el pisoteo reduce la presencia de colémbolos. La abundancia de <i>Cryptopygus antarcticus</i>, el colémbolo antártico mejor estudiado, se correlacionó con la intensidad del pisoteo bajo condiciones experimentales (2). Algunos nemátodos antárticos (<i>Scottnema lindsayae</i> y <i>Eudorylaimus</i> sp.) son también sensibles al pisoteo, mostrando un descenso en su abundancia en zonas fuertemente impactadas (7), al tiempo que se incrementa la abundancia relativa de individuos muertos en la capa superficial del suelo (9). Todos estos cambios en las poblaciones del suelo pueden alterar su funcionalidad y la estructura de las redes tróficas, favoreciendo la sustitución de ciertas especies.</p> <p>Microbiota: el efecto del pisoteo sobre la comunidad microbiana sigue siendo desconocido. Se ha propuesto que niveles intermedios de pisoteo podrían aumentar la disponibilidad del carbono en el suelo como consecuencia de la alteración física de la superficie, lo que estimularía la actividad microbiana, mientras que niveles elevados de alteración podrían matar una gran parte de esta comunidad (7). Sin embargo, ambas cuestiones han de ser todavía demostradas.</p> <p>Especies exóticas: existe una preocupación considerable acerca de la posibilidad de que las especies introducidas en la Antártida como resultado de los desplazamientos de los humanos puedan establecerse, aunque todavía existen pocas evidencias como para valorar el alcance real del problema (3, 10).</p>

Cuadro 7.2: Consecuencias del pisoteo sobre los suelos antárticos. *Fuentes:* (1) Tejedo *et al.* (2005), (2) Tejedo *et al.* (2009), (3) Pertierra *et al.* (enviado), (4) Campbell *et al.* (1998), (5) O'Neill *et al.* (2010), (6) Campbell *et al.* (1994), (7) Ayres *et al.* (2008), (8) de Leeuw (1994), (9) Ayres *et al.* (2007), (10) Frenot *et al.* (2005).

7.3. Elaboración de indicadores para el seguimiento de los efectos del pisoteo en suelos antárticos

7.3.1. Objetivos

Se han establecido las siguientes metas en lo relativo a la elaboración de indicadores de seguimiento del impacto recreativo para senderos turísticos antárticos:

1. Revisar los indicadores de impacto recreativo que han sido definidos en la bibliografía especializada para los suelos e identificar los más adecuados para las condiciones de trabajo polares.
2. Aplicar los indicadores y parámetros seleccionados en condiciones reales para comprobar su eficacia, establecer los protocolos de trabajo más convenientes y determinar los niveles de fondo que serán utilizados como referencia. Establecer la respuesta de los parámetros ante el pisoteo, construyendo la curva respuesta-impacto.
3. Validar las propuestas en senderos turísticos situados en diferentes enclaves, analizando la influencia de variables como las características del suelo, la pendiente o el tiempo.

7.3.2. Selección de los indicadores de seguimiento.

En el **Cuadro 4.1** de esta investigación se definieron los principales indicadores de impacto para los suelos, los cuales incluyen la compactación, la erosión, las características básicas del suelo y la comunidad edáfica. Cada uno de estos indicadores tiene asociados una serie de parámetros de seguimiento. Para su aplicación en los suelos antárticos se desecharon en un primer momento la erosión y las características básicas del suelo. La primera porque en los estudios previos se había detectado que al soportar los senderos recreativos una carga tan baja de usuarios no era habitual encontrar problemas graves de erosión, lo que dificultaba la aplicación de los parámetros definidos para este indicador. Otro factor que respaldó esta decisión fue la ausencia de una relación directa entre varios de los parámetros de seguimiento propuestos en la literatura y alguno de los procesos ecológicos trascendentales en los suelos de la Antártida. Es el caso de la anchura del sendero, la banda afectada, el número de senderos informales o los trazados paralelos. Un incremento de sus valores no conlleva de una forma directa un aumento de ningún proceso de degradación que afecte a la funcionalidad o la estructura de los suelos. Respecto al indicador relativo a las características de los suelos, la mayoría de los parámetros considerados (pH, nutrientes, materia orgánica, grosor del horizonte orgánico, humedad edáfica y cobertura del suelo mineral) sí que tienen un interés biológico. Sin embargo, la heterogeneidad natural de los mismos suele ser elevada, por lo que en ausencia de impactos intensos es complicado detectar cambios atribuibles de forma inequívoca a los desplazamientos de los turistas. El parámetro más prometedor era la humedad edáfica, pero los estudios previos realizados mostraron los mismos resultados que se apuntaban en la bibliografía especializada (Campbell *et al.*, 1994) y que sostenían que no existe una relación clara y directa entre el agua en el suelo y el pisoteo en los suelos antárticos (**Figura 7.4**). Por lo tanto, la compactación y la comunidad edáfica fueron los indicadores seleccionados.

La compactación del suelo puede definirse como un agrupamiento de las partículas individuales del suelo, lo cual reduce el espacio intersticial (Manning, 1979). Este proceso provoca cambios en los movimientos del agua y el aire, la capacidad de penetración de las raíces, la capacidad de germinación de muchas semillas y en el hábitat de los organismos que viven en el suelo. Si las raíces no pueden asentarse adecuadamente en el sustrato, la vegetación perderá vigor y crecerá en menor medida, lo que redundará en una disminución de la biomasa disponible para los siguientes niveles tróficos. La reducción en la capacidad de germinación de las semillas se debe tanto a la dificultad de asentarse en un sustrato compactado como a la disminución de la heterogeneidad del sustrato, ya que la compactación suele generar una superficie homogénea y lisa en la cual la germinación suele estar parcialmente inhibida. El grado de compactación de un suelo se ve influido por diferentes factores del propio suelo, incluyendo su contenido en materia orgánica, humedad, textura y estructura superficial. En general, los suelos más propicios a la compactación son aquellos que

presentan un amplio rango de tamaños de partículas (como es el caso de los suelos de textura franca), que poseen un contenido bajo en materia orgánica o que están saturados en agua cuando son pisoteados (Soil Survey Staff, 2006). Por lo tanto, la mayoría de los suelos antárticos son propensos a esta alteración. El grado de compactación varía estacionalmente, produciéndose una recuperación durante la estación invernal debido a que esta degradación del suelo es contrarrestada por la falta de uso y, sobre todo, por los procesos de gelifracción y crioturbación (Tejedo *et al.*, 2009). La compactación puede analizarse mediante diferentes técnicas (Speight, 1973), incluyendo el uso de penetrómetros (instrumentos que miden la fuerza necesaria para introducir un testigo en el suelo una determinada profundidad) y el estudio de la densidad aparente, la permeabilidad o la conductividad. Aunque estos métodos de medida poseen diferentes características, todos ellos permiten detectar un incremento en la compactación, el cual generaría un aumento de la densidad aparente, la resistencia a la penetración y la conductividad, mientras que en el caso de la permeabilidad se reducirían los valores observados. Normalmente, comparar el grado de compactación de diferentes zonas es complicado debido a que las condiciones ambientales pueden variar significativamente incluso en áreas muy próximas. Por otro lado, el uso de diferentes técnicas de medida también hace difícil establecer comparaciones entre colecciones de datos.

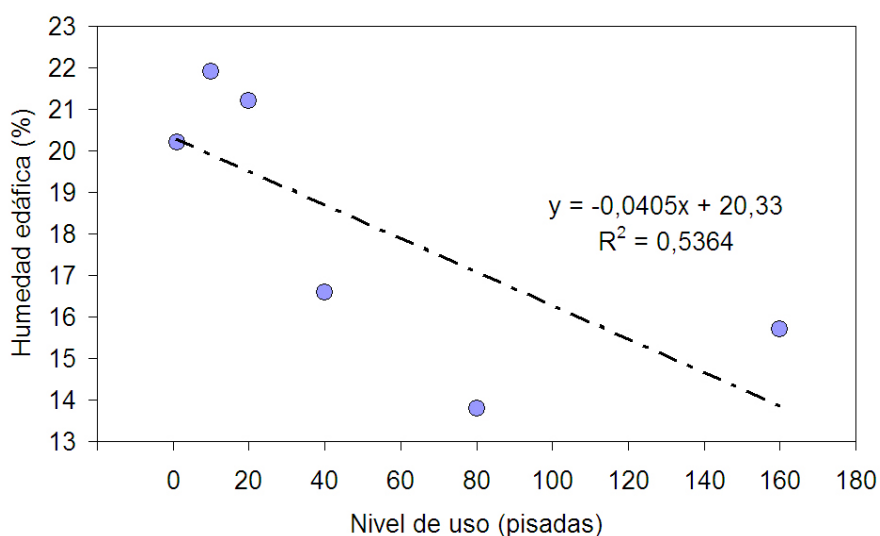


Figura 7.4: Relación entre la humedad edáfica (%) y el número de pisadas en un sendero experimental situado en la Península Byers. La variabilidad de los datos explicada por el modelo propuesto, que es el que mejor se ajusta, no es significativa a nivel estadístico ($p = 0,098$). Fuente: adaptado de Pertierra *et al.* (enviado).

En cuanto a la comunidad edáfica, la microbiota antártica es poco conocida, aunque se han encontrado zonas con elevada diversidad microbiana (Samsundar, 2011). Entre los invertebrados aparecen ácaros, colémbolos, nemátodos, rotíferos y tardígrados, como ya se indicó anteriormente. Los artrópodos de vida libre son los organismos más comunes en la zona marítima de la Antártida donde se concentran la mayor parte de los suelos libres de hielo. De hecho, el archipiélago de las Shetland del Sur posee la mayor riqueza de artrópodos documentada en este territorio (Convey *et al.*, 1996), con 16 especies de colémbolos y 36 de ácaros. Estos listados son sin duda incompletos y deberán ser revisados y ampliados en los próximos años en función de los nuevos trabajos taxonómicos que se desarrollen en la zona, sobre todo cuando se apliquen técnicas moleculares que permitan discriminar morfologías crípticas anteriormente desconocidas (Valbonesi *et al.*, 1994; Carapelli *et al.*, 1995a, 1995b). Un problema añadido es que en los pocos estudios moleculares desarrollados hasta el momento se ha observado una variabilidad alélica sorprendentemente alta en el caso de los colémbolos (Fрати *et al.*, 1997; Hogg *et al.*, 2006). Esto ha hecho que varios expertos en artrópodos antárticos postulen que los sistemas de clasificación taxonómica basados en

caracteres morfológicos no han conseguido discriminar ciertas especies que están reproductivamente aisladas de otras con las que comparten un gran parecido estructural. Esto haría que la diversidad alélica real fuera menos elevada, aunque se trata de una hipótesis que todavía no ha sido confirmada. La humedad es el mayor factor limitante para este tipo de organismos (Tilbrook, 1967; Kennedy, 1993), aunque la temperatura también juega un papel crítico al estar estrechamente relacionada con la primera. Diferentes estudios han mostrado que los invertebrados suelen aparecer en áreas en las que la humedad relativa excede el 70% (Wise & Spain, 1967; Rounsevell & Greenslade, 1988), aunque se han recolectado artrópodos en zonas en las que esta variable se sitúa por debajo del 30%. En todo caso, parece que esta dependencia del agua se relaciona con el sistema de respiración cutánea observado en todos los taxones antárticos conocidos. Aunque existan sistemas respiratorios traqueales complementarios (Pryor, 1962; Rounsevell & Greenslade, 1988), este tipo de adaptación permite a los animales respirar cuando el medio se encuentra saturado de agua, por ejemplo durante la época en la que la nieve se derrite. Otra ventaja de este sistema es que reduce las posibilidades de congelación cuando el animal está directamente en contacto con el hielo (Pryor, 1962; Rounsevell & Greenslade, 1988). Esta dependencia del agua hace que los musgos sean un hábitat muy demandado por estos animales (Convey & Block, 1996). También es la causa por la que la mayoría de los artrópodos están limitados a los primeros 3-5 centímetros de los suelos y musgos (Tilbrook, 1967). La vida en esta zona del sustrato hace que los artrópodos deban poder sobrevivir a temperaturas extremadamente frías, desarrollando adaptaciones que impidan el congelamiento de sus fluidos, ya que esto los mataría (Sømme, 1981). Se ha propuesto que existen dos métodos para lograr este objetivo entre los diferentes taxones analizados: por un lado, el uso de proteínas anticongelantes y, por otro, la eliminación de sustancias precursoras de hielo en sus cuerpos. Este tipo de sistemas no son únicos de los artrópodos antárticos, e incluso se han observado en otros taxones propios de zonas templadas (Block & Convey, 1995). La primera alternativa es energéticamente muy cara, por lo que sólo se utilizaría durante la época más fría del año. La eliminación de sustancias que puedan iniciar la formación de hielo es más sencilla y suele incluir tanto la eliminación del contenido estomacal como la supresión de la alimentación cuando la temperatura desciende por debajo de 0 °C (Hogg & Steves, 2002).

Desde el punto de vista trófico, la mayoría de la fauna edáfica es herbívora y detritívora, contribuyendo en ambos casos al procesamiento de la escasa materia orgánica presente en los suelos antárticos y a completar los ciclos de nutrientes. Las principales fuentes de alimentación son las algas, los hongos y los musgos muertos (Strong, 1967; Fitzsimons, 1971; Lippert, 1971), aunque también se han observado individuos alimentándose de musgos vivos (Aptroot & Berg, 2004) e incluso de restos de animales y acumulaciones de restos fecales (Strong, 1967). La alimentación se detiene por debajo de 0 °C o por encima de 20 °C. Esta segunda temperatura es un límite fisiológico para muchos taxones, y una vez superado las tasas de mortalidad se disparan y superan el 80% (Burn, 1981). Las interacciones interespecíficas en el caso de la fauna edáfica antártica son muy limitadas (Convey, 1996). Las comunidades descritas hasta el momento sólo cuentan con dos niveles de consumidores: detritívoros/microbívoros y omnívoros/depredadores (Freckman & Virginia, 1997; Convey & McInnes, 2005), aunque todavía son escasos los estudios autoecológicos detallados que existen a este respecto (Hogg *et al.*, 2006). Los organismos depredadores son tremendamente escasos, y casi siempre se trata de ácaros que se alimentan principalmente de colémbolos (Usher & Edwards, 1987). Por ejemplo, Lister *et al.* (1988) observaron en el contenido intestinal del ácaro *Gamasellus racovitza* (Truessart) que el 80% de su dieta consistía en una única especie de colémbolo, *Cryptopygus antarcticus* (Willem, 1901). Este ejemplo podría hacernos pensar que existe un alto grado de especialización alimentaria en ciertos casos, lo cual parece poco probable, pudiendo ser un caso de oportunismo trófico más que una interacción obligada (Hogg & Steves, 2002). El hecho de que sean los factores ambientales (humedad, temperatura) y no los bióticos (competencia, depredación, herbivorismo) los que determinen prioritariamente la distribución de los artrópodos antárticos y la estructura de las poblaciones (Convey, 1996), tiene como consecuencia que presenten una distribución típicamente parcheada, incluso a nivel de micro-escala (1-5 centímetros). Esto dificulta en cierta medida su uso como bioindicadores. No obstante, esta limitación es contrarrestada en parte por otras ventajas, como es su papel ecológico fundamental como procesadores de materia orgánica, su presencia en la práctica totalidad de los suelos antárticos analizados por los investigadores, o su viabilidad ecológica dentro de un rango bastante amplio de temperaturas.

7.3.3. Selección de los parámetros de seguimiento.

Para la siguiente tarea, la selección de los mejores parámetros de seguimiento correspondientes a cada indicador de impacto, se utilizaron los criterios propuestos en los **Cuadros 4.2 y 4.3**. Los resultados se muestran en el **Cuadro 7.3**. La *resistencia a la penetración* es un parámetro clásico de los estudios dedicados al seguimiento de los impactos recreativos, por lo que cumple la práctica totalidad de los criterios aplicados. Tan sólo destacar la elevada variabilidad natural de algunos suelos y una sensibilidad dudosa frente a ciertas medidas de gestión. Numerosos estudios, sobre todo en el campo de la investigación agrícola, han identificado modelos de regresión que ponen en relación la *densidad aparente* con el anterior parámetro (Mirreh & Ketcheson, 1972). No obstante, la densidad aparente parece ser menos sensible ante los cambios debido a que hacen falta ciertos niveles de impacto para modificar los valores iniciales. Esto afecta a la precisión del método, la cual también se ve influenciada por la presencia de clastos y piedras en la muestra tomada para obtener el dato (es un muestreo destructivo). Esto hace que no se haya utilizado en demasiados programas de seguimiento. La *extensión lineal de los suelos encharcados* no es un parámetro que esté directamente relacionado con un atributo clave del ecosistema, por lo que su relevancia es baja. Su fiabilidad y credibilidad son dudosas, lo mismo que su consistencia, ya que incluye un cierto componente de subjetividad. La respuesta frente a los impactos recreativos depende fuertemente de las condiciones ambientales, ya que sólo es posible aplicarlo cuando se producen precipitaciones que favorezcan la aparición de zonas saturadas de agua. Ello dificulta su interpretación y hace que la variabilidad natural sea elevada. Tampoco es un parámetro de seguimiento que sea utilizado de forma habitual en los programas de seguimiento de los impactos recreativos. La *capacidad de infiltración* cumple la mayor parte de los criterios esenciales considerados. No obstante, su medición en condiciones reales en los senderos antárticos es compleja y precisa de la instalación de estaciones de seguimiento a lo largo de varios meses. Estos requerimientos limitan considerablemente su viabilidad. La baja carga recreativa de la mayor parte de los senderos en esta zona pone en duda igualmente que la sensibilidad del parámetro sea suficiente para detectar cambios atribuibles a los visitantes. Existen diferentes cuestiones y procesos que pueden modificar la capacidad de infiltración del suelo, incluyendo el tipo de precipitación (nieve o lluvia), por lo que la interpretación de los resultados puede no resultar sencilla. Todo ello hace que la eficiencia en este caso se considere baja. Existe una falta de información de referencia de calidad respecto a la *diversidad funcional de la comunidad microbiana*, lo que dificulta la aplicación de este parámetro, afectando a su fiabilidad y credibilidad. Se desconoce su sensibilidad a los cambios y el material necesario para su puesta en práctica es considerable, incluyendo un tiempo significativo de trabajo de laboratorio. Incumple la mayor parte de los criterios adicionales propuestos, haciendo que el esfuerzo dedicado a su medición difícilmente sea compensado a través de los resultados obtenidos. El último parámetro, *abundancia de artrópodos de vida libre*, fue propuesto debido a que este taxón es dominante en muchos suelos antárticos. Sin embargo, no existían referencias que permitieran asegurar el éxito de su aplicación. Esta es la razón por la que en su valoración aparecen numerosos criterios clasificados como cuestionables. No obstante, su relevancia ecológica es muy elevada, ya que estos organismos cumplen un papel crítico en la red trófica de los suelos antárticos, al favorecer las tasas de descomposición. Una última debilidad de este parámetro es la elevada variabilidad ambiental, ya que la distribución de los invertebrados terrestres es de tipo agregada, concentrándose los individuos en ciertos puntos en los que las condiciones ambientales son favorables.

Como resultado de esta valoración, los parámetros seleccionados para el seguimiento de los impactos recreativos en los senderos antárticos fueron tres: la resistencia a la penetración (compactación), la densidad aparente (compactación) y la abundancia de artrópodos de vida libre (comunidad edáfica). El resto de parámetros fueron descartados por su escaso interés o las dificultades de su implementación.

CRITERIOS ESENCIALES	COMPACTACIÓN				CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD EDÁFICA	
	Resistencia a la penetración	Densidad aparente	Extensión lineal de suelos encharcados	Capacidad de infiltración	Diversidad funcional comunidad microbiana	Abundancia de artrópodos de vida libre
Relevancia	+	+	0	+	+	+
Fiabilidad	+	+	-	+	0	?
Credibilidad	+	+	-	+	0	?
Mensurabilidad	+	+	+	+	+	+
Sensibilidad a los cambios	+	0	+	0	?	?
Viabilidad	+	+	+	-	-	+
Consistencia	+	+	0	+	+	+

CRITERIOS ADICIONALES	COMPACTACIÓN				CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD EDÁFICA	
	Resistencia a la penetración	Densidad aparente	Extensión lineal de suelos encharcados	Capacidad de infiltración	Diversidad funcional comunidad microbiana	Abundancia de artrópodos de vida libre
Selectividad	+	0	0	0	-	?
Toma de datos no impactante	+	-	+	+	-	-
Baja variabilidad natural	0	0	-	0	-	-
Respuesta rápida frente a los impactos	+	0	-	0	-	?
Sensibles a las medidas de gestión adoptadas	0	0	0	0	0	?
Fácilmente medibles	+	+	+	-	-	0
Fácilmente interpretables	+	+	0	-	-	+
Posibilidad de construir series temporales	+	+	+	+	0	0
Precisión	+	+	+	+	-	0
Posibilidad de integración con programas de seguimiento	+	-	-	-	-	+
Necesidad de un bajo nivel de entrenamiento	+	-	+	-	-	+
Eficiencia	+	+	+	-	-	+

Categorías: (+) criterio satisfecho, (-) criterio no satisfecho, (0) criterio parcialmente satisfecho, (?) criterio cuestionable.

Cuadro 7.3: Aplicación de los criterios esenciales y adicionales para la selección de los parámetros de seguimiento correspondientes a los indicadores considerados.

7.3.4. Realización de estudios-piloto en condiciones reales.

A la hora de analizar la viabilidad de los parámetros de seguimiento seleccionados para la Antártida, se contó con la inestimable colaboración del equipo del proyecto LIMNOPOLAR, dirigido por el Dr. Antonio Quesada del Corral del Dpto. de Biología de la Universidad Autónoma de Madrid. Este investigador deseaba contar con una batería de indicadores de impacto que le permitieran valorar, de forma clara y cuantificable, las alteraciones generadas por los investigadores que participaban en su proyecto sobre el entorno de la Península Byers (Isla Livingston, Islas Shetland del Sur, Antártida). La experiencia parecía indicar que la presencia de los científicos y del personal de apoyo no generaba perturbaciones significativas sobre el entorno, pero se pretendía ir más allá de la intuición para alcanzar un mínimo de certeza demostrable. Este tipo de información resultaba de gran utilidad para abastecer los procedimientos de evaluación del impacto sobre el medio ambiente de este proyecto, en cumplimiento del Artículo 8 del Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente. La colaboración con este grupo de investigación permitió la implementación de diferentes experimentos en la Antártida destinados a establecer la respuesta de los suelos polares frente al pisoteo. Señalar también que los estudios descritos a continuación fueron implementados en su mayoría por algunos de los investigadores participantes en este proyecto.

Zona de estudio

El conjunto de experimentos diseñados para analizar la viabilidad de los parámetros de seguimiento fueron desarrollados en la Península Byers (62° 34' S, 61° 13' O). Las condiciones de este enclave hacen que sea un entorno ideal para el desarrollo de este tipo de estudios. Se trata de una zona de unos 60 km² situada en el extremo occidental de la isla Livingston, la segunda en tamaño de las islas Shetland del Sur. La mayor parte permanece libre de nieve durante el verano austral, con suelos directamente expuestos, por lo que constituye el mayor sector sin hielo de este archipiélago (Richard *et al.*, 1994). Desde 2002, la Península Byers constituye el ASPA (*Antarctic Special Protected Area*) N° 126. No obstante, la zona ha gozado de diferentes regímenes de protección, más o menos amplios, desde 1966. Por esta razón, la presencia humana se ha limitado en los últimos años a la actividad científica, lo que hace que se conserven zonas libres de la influencia del hombre que son propicias para la instalación de zonas de experimentación sobre suelos prístinos. Los investigadores ocupan campamentos temporales que suelen situarse en las proximidades de las Playas del Sur (**Figura 7.5**), como es el caso de las instalaciones del proyecto LIMNOPOLAR. El clima en esta zona se caracteriza por temperaturas medias anuales elevadas respecto a los valores antárticos promedio, variando entre -1,5 °C y -3 °C. La tasa de precipitación es relativamente alta, unos 800 mm al año, mayoritariamente en forma de lluvia en verano (Ellis-Evans, 1996), y los vientos locales son moderados en comparación con otras localizaciones antárticas (Serrano, 2003). Esta zona resulta de un gran interés para los científicos por diferentes cuestiones. Hathway & Lomas (1998) señalaron que sus afloramientos sedimentarios e ígneos constituyen el registro más completo de los períodos Jurásico y Cretácico Inferior en el norte del flanco pacífico del complejo del arco magmático, por lo que ofrecen información de gran interés para estudiar la fauna de moluscos marinos y la flora no marina de esos períodos. Por otro lado, esta área posiblemente posea el sistema limnético más importante de la región de las islas Shetland del Sur y la Península Antártica, con más de 60 lagos, numerosas charcas de agua dulce y una densa red de cursos de agua temporales y fuertemente dependientes del desagüe de los glaciares y el derretimiento de la nieve (Lopez-Martinez *et al.*, 1996). Los sedimentos de los sistemas lacustres aportan un archivo fundamental para el estudio del paleoambiente del Holoceno en la Península Antártica, así como para la elaboración de una tefracronología¹¹ regional del Holoceno. En cuanto a los valores biológicos, señalar que la flora y fauna terrestres de la Península Byers son de una diversidad excepcional, sobre todo si consideramos que estamos ante una zona relativamente pequeña en extensión. Aparecen tapetes de cianobacterias de la especie *Phormidium* desacomodadamente gruesos (de 3 a 10 cm de espesor) y extensos, en particular en los niveles superiores de la meseta central de la Península Byers. Se han identificado hasta el momento 56 especies de líquenes, 29 musgos, 5 hepáticas y 2 fanerógamas, aunque el trabajo de inventariado continúa hoy día. Esto hace que la zona contenga la representación más diversa de la flora terrestre conocida en la Antártida marítima. Respecto a las comunidades de artrópodos, destacar que su diversidad es muy

¹¹ Herramienta de datación ampliamente utilizada en la estratigrafía volcánica basada en el estudio de las capas de tefra, es decir, de las cenizas, lapilli, bloques y bombas expulsadas en el transcurso de las erupciones volcánicas.

elevada dentro del contexto antártico (Convey *et al.*, 1996), comprendiendo 23 grupos taxonómicos. En este catálogo aparecen dos dípteros. El primero es la mosca enana *Parochlus steinenii* (Gerke, 1889), el único insecto alado autóctono de la Antártida. Su distribución es excepcionalmente restringida y se limita a los territorios de las Islas Shetland del Sur. El segundo es otra mosca enana sin alas, *Belgica antarctica* (Jacobs, 1900), la cual presenta una distribución muy restringida en la Península Antártica y también abunda en varios lagos y charcas de la Península Byers. En la zona se pueden observar grandes grupos de elefantes marinos australes (*Mirounga leonina*), los cuales constituyen una de las poblaciones más grandes de esta especie registradas en las islas Shetland del Sur, así como pequeñas colonias de lobos marinos antárticos (*Arctocephalus gazella*). En las inmediaciones de la costa se encuentran focas de Weddell (*Leptonychotes weddellii*), focas cangrejeras (*Lobodon carcinophagous*) y leopardos marinos (*Hydrurga leptonyx*). En cuanto a la avifauna reproductora de la zona, puede ser considerada diversa, aunque las colonias reproductoras generalmente no son grandes. En la zona crían dos especies de pingüinos, el barbijo (*Pygoscelis antarctica*) y el papúa (*Pygoscelis papua*), así como golondrinas antárticas (*Sterna vittata*), petreles de Wilson (*Oceanites oceanicus*, Kuhl 1820), petreles daderos (*Daption capense*, Linnaeus 1758), gaviotas cocineras (*Larus dominicanus*, Lichtenstein 1823), petreles gigantes del sur (*Macronectes giganteus*), petreles de vientre negro (*Fregetta tropica*, Gould 1844), cormoranes de ojos azules (*Phalacrocorax atriceps*, King 1828), págalos antárticos pardos (*Catharacta loennbergi*) y palomas antárticas (*Chionis alba*). No se ha observado la reproducción de pingüinos Adelia (*P. adeliae*) en la península Byers o en los islotes situados frente a la costa, pese a que están ampliamente distribuidos en la región. Por último, esta área reviste una gran importancia arqueológica, ya que posee la mayor concentración de sitios históricos de la Antártida, como restos de refugios de cazadores de focas, artefactos contemporáneos y pecios de principios del siglo XIX.

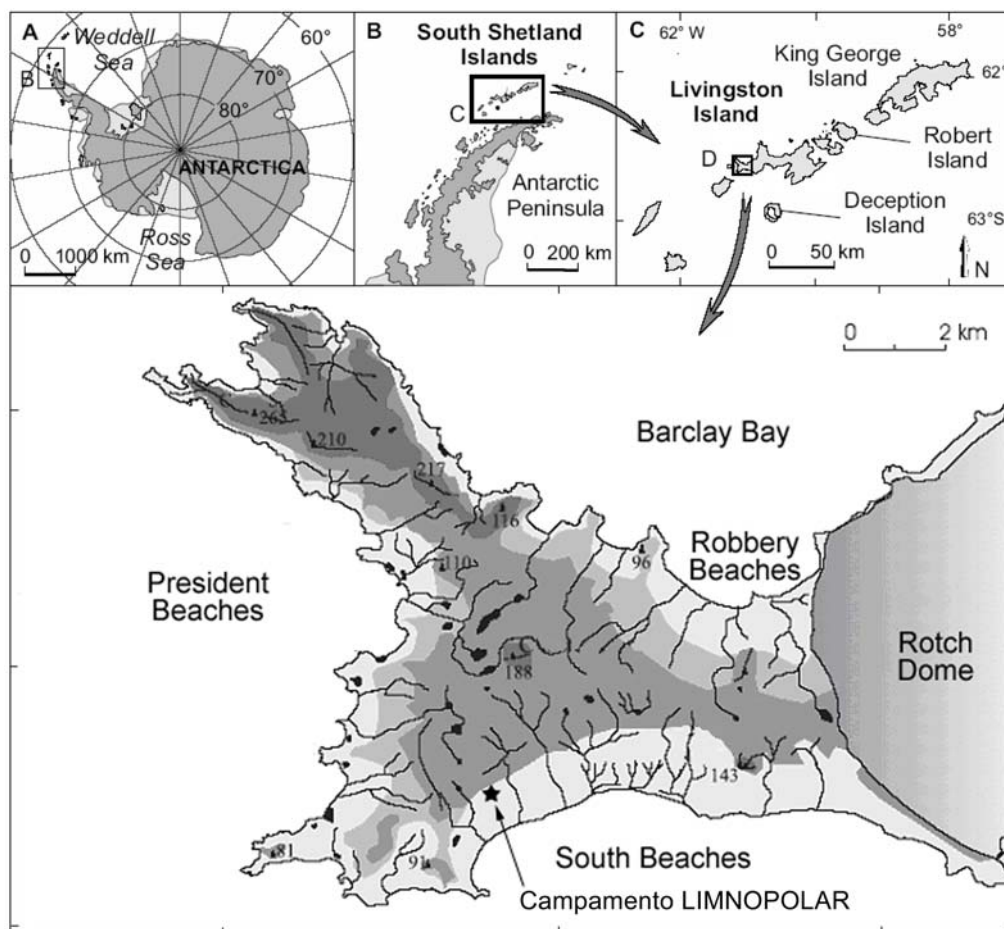


Figura 7.5: Mapa de la Península Byers, Isla Livingston, en el que se muestra la localización del campamento del proyecto LIMNOPOLAR.

Especie	Referencia
Collembola	
<i>Cryptopygus antarcticus</i> (Willem)	1, 3
<i>Cryptopygus</i> sp.	3
<i>Friesea grisea</i> (Schaffer)	1, 3
<i>Friesea woyciechowskii</i> (Weiner)	1
<i>Isotoma</i> (Folsomotoma) <i>octooculata</i> (Willem)	1 ^a , 3
<i>Tullbergia mixta</i> (Wahlgren)	1, 3
Diptera	
<i>Belgica Antarctica</i> (Jacobs)	1, 2
<i>Parochlus steinenii</i> (Gerke)	1, 2
Acari (Cryptostigmata)	
<i>Alaskozetes antarcticus</i> (Michael)	1, 2, 4
<i>Edwardzetes dentifer</i> (Hammer)	2, 4
<i>Globoppia loxolineata</i> (Wallwork)	1, 2, 4
<i>Halozetes belgicae</i> (Michael)	2, 4
<i>Magellozetes antarcticus</i> (Michael)	2, 4
Acari (Mesostigmata)	
<i>Gamasellus racovitzae</i> (Truessart)	
Acari (Prostigmata)	
<i>Bakerdania antarcticus</i> (Mahunka)	1
<i>Ereynetes macquariensis</i> (Fainn)	1
<i>Eupodes minutus</i> (Strandtmann)	1
<i>Eupodes parvus</i> (Booth <i>et al.</i>)	1
<i>Nanorchestes berryi</i> (Strandtmann)	1
<i>Nanorchestes gressitti</i> (Strandtmann) ^b	1
<i>Ptretriophydeus tilbrookii</i> (Strandtmann)	1
<i>Rhagidia gerlachei</i> (Trouessart) ^c	2
<i>Stereotydeus villosus</i> (Trouessart)	1, 2

^a Citada por Willem como *Parisotoma octooculata*.

^b La cita de *Nanorchestes antarcticus* (Strandtmann) mencionada en Richard *et al.*, (1994) ha sido transformada a *Nanorchestes* sp. debido a que ningún ejemplar fue conservado para su posterior examen.

^c *R. gerlachei* no se diferenció de *R. leechi* (Strandtmann).

Cuadro 7.4: Artrópodos terrestres identificados hasta el momento en la Península Byers. *Fuentes:* (1) Usher & Edwards (1986), (2) Richard *et al.* (1994), (3) Convey *et al.* (1996), (4) Block & Starý (1996).

Material y métodos

Para el estudio del impacto humano sobre los suelos antárticos se consideró exclusivamente la capa más superficial del sustrato, los primeros 10-12 cm, ya que es la única zona que puede verse alterada por el tránsito a pie de los turistas o científicos (LaPage, 1967). Esta sección forma parte de la denominada capa activa del suelo, la cual concentra la actividad biológica y la mayor parte de los procesos físico-químicos que determinan la evolución del sustrato. Los tres parámetros analizados fueron la resistencia a la penetración, la densidad aparente y la abundancia de artrópodos terrestres de vida libre. Para obtener los datos correspondientes al primer parámetro se utilizó en la campaña 2002-03 un penetrómetro manual de la casa Volmo. Este instrumento mide la fuerza necesaria para introducir un testigo en el suelo una determinada profundidad (Speight, 1973; Miller *et al.*, 2001; Meyer, 2004), tanto en Kg como en Kg/cm². El límite de detección del penetrómetro utilizado era de 4,5 Kg/cm², por lo que para resaltar en las gráficas los datos obtenidos durante las mediciones que superaban este límite se les asignó de forma artificial un valor de 6 Kg/cm². Este instrumento fue sustituido por otro de la misma casa comercial en las siguientes campañas, el cual presentaba un rango de medición entre 0 y 6 Kg/cm². La densidad aparente se obtuvo a través de cores extraídos con

un sacacores de jardinería en una primera campaña de muestreo y con un cilindro de metal de 4,2 cm de profundidad y 5,7 cm de diámetro en el resto. En ambos casos, los cores fueron etiquetados, precintados y almacenados a 4 °C por un máximo de dos meses en bolsas ZIP de plástico. Una vez las muestras llegaron a España, se determinó la densidad aparente en laboratorio mediante método gravimétrico (Brady, 2001). Se pesaron las muestras tras secarlas durante 12 horas a 105 °C y ese dato se relacionó con el volumen del cilindro utilizado para obtener los cores (Blake & Hartge, 1986; Soil Survey Staff, 2006). Los resultados fueron expresados en g/cm³. Los artrópodos terrestres de vida libre fueron obtenidos a partir de muestras de 500 cm³ de los primeros 8-10 centímetros del suelo. La mayoría de estos organismos viven en los primeros 3-5 cm del suelo (Tilbrook, 1967), por lo que esta profundidad permite recolectar la práctica totalidad de la diversidad presente. Cada core fue desmenuzado y colocado sobre un tamiz de 1 mm de luz para su desecación gradual mediante el uso de una bombilla incandescente de 40 vatios situada a una distancia de 20 cm aproximados sobre la muestra. La duración de este proceso fue de 48 horas para cada muestra. Los artrópodos migran hacia las capas inferiores de la muestra para evitar la desecación, por lo que terminan por caer a través del tamiz y son recogidos mediante la ayuda de un embudo en un bote de polietileno con líquido conservante consistente en etanol al 80% (Convey *et al.*, 1996). Las muestras fueron trasladadas a España, donde los artrópodos fueron contados mediante microscopía binocular óptica e identificados hasta el nivel de especie siguiendo las claves de Wise (1971).

Durante la campaña 2002-03 se llevaron a cabo los primeros estudios exploratorios en la Península Byers. Una vez los suelos quedaron libres de nieve y el agua del deshielo se filtró, se tomaron datos en todos los senderos balizados que habían sido establecidos en el entorno del campamento del proyecto LIMNOPOLAR para guiar los desplazamientos de los investigadores y evitar la dispersión del impacto. La decisión de señalar los itinerarios fue tomada por el investigador principal siguiendo las recomendaciones que el SCAR establece en su *Environmental Code of Conduct for Terrestrial Scientific Field Research in Antarctica*. Los senderos incluidos en el estudio fueron cinco: (1) el sendero de acceso al campamento desde las playas del sur; (2) la senda que comunicaba los igloos-laboratorio y las tiendas del personal, el cual soportaba la mayor cantidad de uso; (3) el sendero de acceso al arroyo que circula en las inmediaciones y donde se toma el agua para las tareas domésticas; (4) el sendero de salida hacia la zona de trabajo situada en el interior de la Península Byers, y; (5) el sendero que conducía a la antena de comunicaciones. El diseño en todos los casos fue el mismo. Se tomaban datos en el centro del sendero, a 1 y a 3 metros del mismo, considerando tres réplicas en cada caso separadas un metro entre sí (**Figura 7.6**). Los tres datos obtenidos en el centro del sendero correspondían por lo tanto a la zona de máximo impacto, ya que es donde se concentraba el pisoteo. A un metro, el nivel de uso sería intermedio, debido a que los investigadores únicamente utilizaban esta zona cuando el centro del sendero se encontraba encharcado o cuando varias personas se desplazaban en paralelo por el mismo itinerario. La zona situada a tres metros se considera como muy escasamente alterada, por lo que actuaría como control. El nivel de uso, medido en pisadas (desplazamientos), se estimó *grosso modo* para cada punto de muestreo a través de las memorias de trabajo diarias del campamento, estableciéndose cuatro categorías: 500, 1.000, 1.500 y 2.500 pisadas aproximadas. Este diseño, basado en la aproximación BACI (*Before-After-Control-Impact*), permitía comparar los resultados obtenidos al minimizar la influencia de los cambios en las propiedades del suelo a nivel de meso-escala. En cada punto se registró la resistencia a la penetración y se tomó una muestra para determinar la densidad aparente. Estos primeros trabajos permitieron valorar la eficacia de los protocolos de muestreo, conocer la heterogeneidad natural de las variables analizadas, y establecer el esfuerzo de muestreo que conllevaba la obtención de cada uno de los parámetros de seguimiento.

Durante la campaña 2003-04 se creó un sendero experimental en una zona prístina próxima al campamento LIMNOPOLAR y prácticamente sin pendiente. En enero, tras la retirada de la nieve de ese año, se procedió a establecer cuatro transectos de 2 m de longitud por 60 cm de ancho. Cada uno fue sometido a un nivel de uso diferente: 0 (control), 100, 300 y 600 recorridos por parte de un investigador con un peso total aproximado, incluyendo ropa, de 88 Kg. Se registró la resistencia a la penetración (3 puntos por intensidad de muestreo, con 5 réplicas en cada caso y usando para el análisis estadístico la mediana) y se tomaron muestras para determinar la densidad aparente y la abundancia de artrópodos de vida libre (3 réplicas por intensidad de pisoteo). Se esperaba poder utilizar la información obtenida para construir los

modelos de impacto-respuesta correspondientes a cada parámetro. Para establecer la validez de la abundancia de artrópodos de vida libre como parámetro de seguimiento del impacto humano en senderos reales, se tomaron también muestras en tres itinerarios siguiendo una versión simplificada del diseño de la campaña anterior, el cual consideraba sólo dos zonas (0 y 3 metros). Los senderos seleccionados fueron los siguientes: (1) la ruta principal del campamento, (2) el sendero de acceso desde la playa, y (3) el itinerario al arroyo próximo.

Con objeto de revisar los modelos impacto-respuesta en el caso de la resistencia a la penetración, en las campañas 2005-06 y 2006-07 se crearon nuevos senderos experimentales que fueron sometidos a un uso más intensivo y en los que únicamente se registró este parámetro (3 puntos por intensidad de muestreo, con 5 réplicas por punto). En el primer caso, se aumentó el número de pisadas hasta los 1.000 desplazamientos, obteniéndose datos para 0, 75, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900 y 1000 recorridos. El peso del investigador responsable del muestreo también fue mayor, de 120 Kg aproximados (el científico portaba una mochila cargada para aumentar su peso, por lo que el esfuerzo personal para la obtención de los datos fue considerable). En 2006-07 se dobló la intensidad de uso, alcanzando las 2.000 pisadas. En este caso se modificó la frecuencia de toma de datos de compactación mediante el penetrómetro para describir con mayor detalle las situaciones de uso esporádico e intensivo, es decir, los extremos de la curva. De esta forma, se tomaron medidas tras 0, 5, 20, 60, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1200, 1400, 1600, 1800 y 2000 pisadas. En este caso, el peso aproximado del científico era de 100 Kg.

El sendero principal del campamento fue objeto de un estudio a medio plazo utilizando como parámetro de seguimiento la resistencia a la penetración y el diseño de toma de datos a 0, 1 y 3 metros. Se registraron datos bajo diferentes condiciones. En 2002-03, tras dos años de uso intensivo. En 2003-04 y 2004-05, tras la retirada de la nieve y antes de iniciar la actividad de esas campañas. En 2006-07 y 2007-08, al inicio de la campaña en un tramo sin uso que fue balizado en 2004-05 con objeto de poder analizar la capacidad de recuperación del suelo. Esta serie temporal fue interrumpida prematuramente por una confusión durante la fase de cierre de la campaña 2007-08 que hizo que se dismantelara la zona cerrada al tránsito en lugar de otra instalación que sí debía ser retirada, impidiendo que se continuara con la toma de datos.

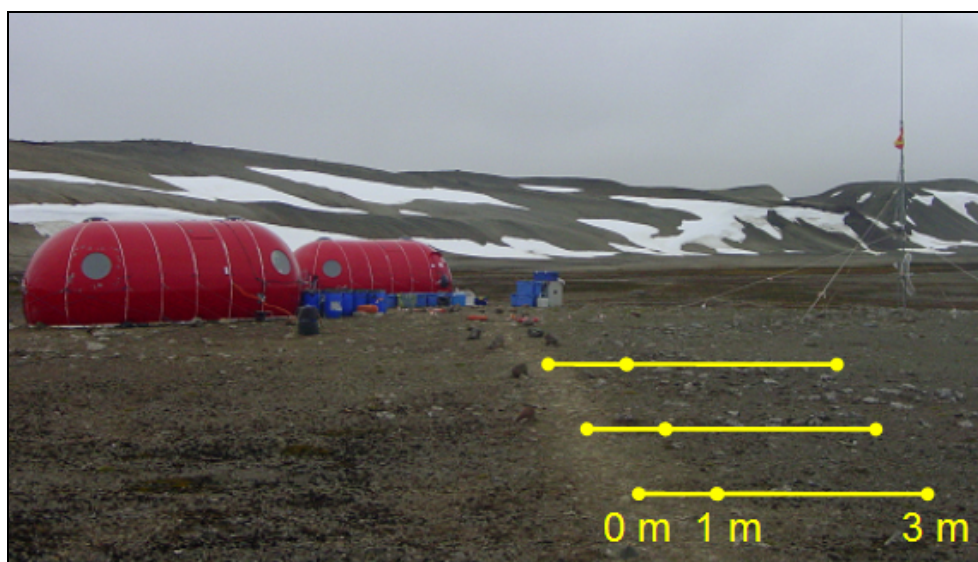


Figura 7.6: Diseño seguido para el muestreo de los senderos. La imagen muestra el sendero principal del campamento, el cual soportaba la mayor cantidad de uso de todas las rutas consideradas en el estudio (fotografía cedida por el proyecto LIMNOPOLAR).

Para la comparación de los valores obtenidos bajo diferentes intensidades de uso o en distancias distintas se aplicaron pruebas no paramétricas, ya que no era posible asumir normalidad en los datos al trabajar con tamaños de muestra muy limitados. En concreto, para las comparaciones entre tres o más grupos se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, mientras que

cuando se comparaban únicamente dos grupos se realizaba una prueba U de Mann-Whitney. Tanto estas pruebas, como el ajuste de los datos a diferentes modelos de regresión para analizar la relación entre variables, y la obtención de los estadísticos descriptivos básicos y los correspondientes coeficientes de correlación, fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS 15.0. Señalar también que el uso de la mediana se debe a que esta medida de tendencia central es más robusta que la media aritmética al ser menos sensible frente a los valores extremos, los cuales pueden ser comunes en ciertos suelos debido a la heterogeneidad natural existente a nivel de micro-escala.

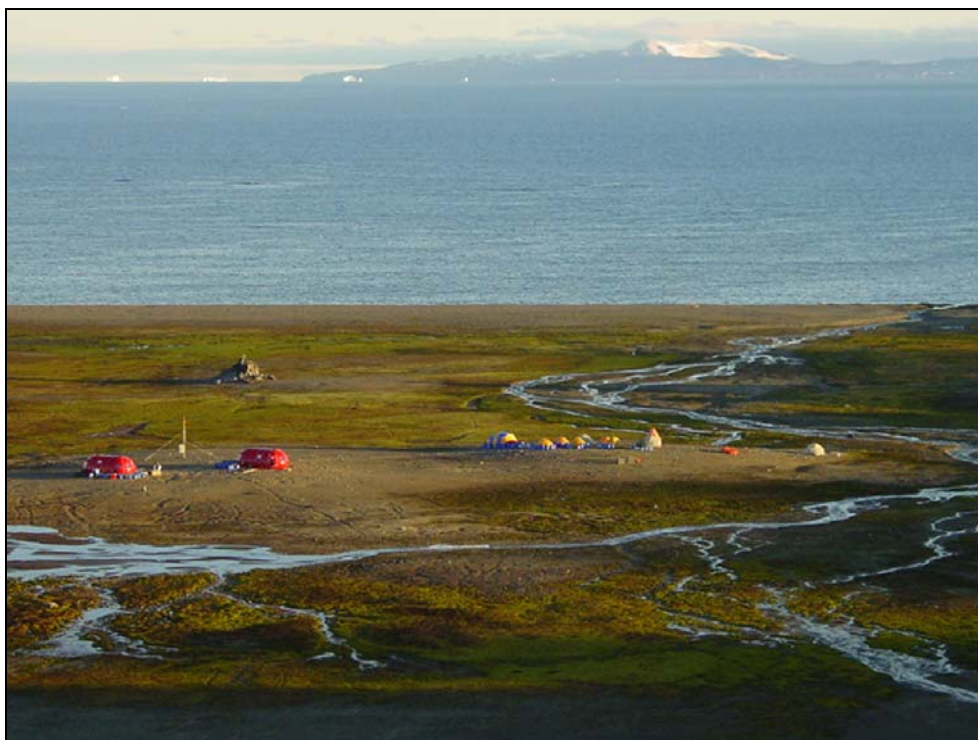


Figura 7.7: Vista general del campamento en las proximidades de las Playas del Sur. Se aprecian las sendas que conducen al arroyo cercano, así como el sendero principal que comunica las tiendas con los iglús (fotografía cedida por el proyecto LIMNOPOLAR).

Resultados

Los experimentos realizados permitieron comprobar que la resistencia a la penetración era sensible a diferentes intensidades de pisoteo (**Figura 7.8.A**), existiendo una relación lineal significativa entre ambas variables ($Y = 0,0027x - 1,6813$; $r^2 = 0,7949$; p-valor $<0,000$). Se detectaron diferencias significativas entre las diferentes categorías, tanto al analizarlas en conjunto (prueba U de Kruskal-Wallis) como al enfrentarlas dos a dos (prueba U de Mann-Whitney), con p-valores inferiores a 0,010 en todos los casos. Por lo tanto, un incremento del pisoteo tenía como consecuencia una mayor resistencia a la penetración, alcanzándose en las zonas más alteradas el límite superior de detección del penetrómetro, $4,5 \text{ Kg/cm}^2$. Por el contrario, la densidad aparente no parecía tener relación con el pisoteo, ya que no se detectaron diferencias significativas entre las cuatro categorías de intensidad de impacto consideradas (**Figura 7.8.B**). Esto hizo que se planteara la conveniencia o no de utilizar este parámetro para el seguimiento de la compactación. Tras debatirlo en el seno del equipo de investigación, se llegó a la conclusión de que podía haberse cometido un error de muestreo al utilizar un recipiente para la toma de muestras de un volumen variable, lo que muy probablemente podía haber sesgado los resultados. Evidentemente, al enfrentar ambas variables (**Figura 7.8.C**) no se obtenía la relación lineal que otros autores han identificado en investigaciones previas (Brady, 1990). Este posible error de muestreo hizo que se modificara el protocolo de toma de datos de cara a las siguientes campañas. Por ello, se solicitó al SEGAINVEX de la UAM que construyera un cilindro de metal de medidas conocidas para la toma de muestras destinadas a obtener la densidad aparente. Por otro lado, con objeto de

analizar la eficacia del diseño utilizado para la toma de datos, se representaron agregados los datos correspondientes a las tres distancias consideradas: 0, 1 y 3 m (**Figura 7.8.D**). Esto permitió comprobar que la propuesta parecía sólida, al menos en el caso de la resistencia a la penetración, ya que se detectaron diferencias significativas entre el centro del sendero y el resto de zonas (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$ en ambos casos). Los datos a 1 y 3 metros fueron similares (U de Mann-Whitney, $p = 0,108$), lo que hacía pensar que los investigadores respetaron las directrices oficiales y restringieron sus desplazamientos a los senderos establecidos. En vista de que el esfuerzo de muestreo era muy pequeño en el caso de esta variable, se decidió incrementar el número de datos recogidos por punto en las siguientes campañas, pasando de uno a cinco. Una última cuestión relacionada con el protocolo de muestreo que se identificó en esta primera campaña fue que los datos debían tomarse siempre cuando el agua procedente del deshielo se hubiera drenado, ya que de lo contrario los valores de resistencia a la penetración y densidad aparente se veían fuertemente alterados.

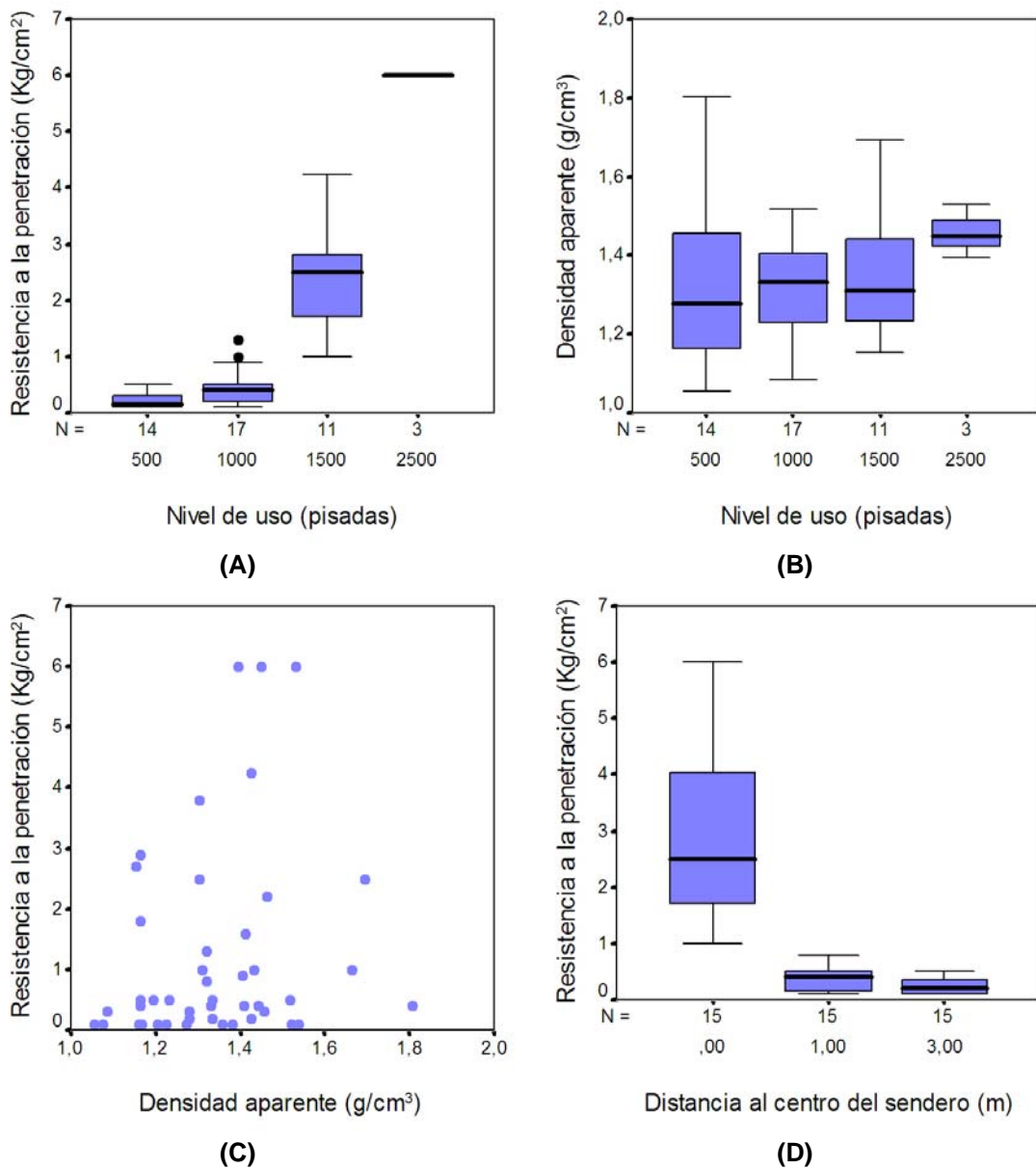


Figura 7.8: Resultados de los primeros estudios exploratorios realizados en la red de senderos del campamento de investigación situado en la Península Byers en 2002-03. En todas las figuras se muestran los datos agregados correspondientes a los cinco senderos estudiados. En los diagramas de cajas se muestran la mediana, los cuartiles con el límite superior correspondiendo al percentil 75 y el inferior al percentil 25, los datos atípicos (•) y los valores extremos (+).

Los resultados obtenidos en la campaña 2002-03 sugerían que la resistencia a la penetración funcionaba correctamente como parámetro de seguimiento. No obstante, habían surgido dudas con la densidad aparente. Para tratar de analizar mejor la relación entre ambas variables, se establece en 2003-04 un sendero experimental en una zona previamente no alterada por los investigadores (**Figura 7.9**). Esto permitía trabajar con niveles de uso (pisadas) totalmente controlados y definidos. En esta campaña se incorpora como parámetro de seguimiento la abundancia de artrópodos terrestres, de forma que no sólo se estudiaban los cambios físicos en la capa superficial del suelo, sino también las perturbaciones generadas a la comunidad edáfica. Por otro lado, se esperaba ver si el incremento de la compactación influía en la comunidad de invertebrados al alterar el agua disponible en el suelo, la macroporosidad y el aire disponible. Los resultados pueden observarse en la **Figura 7.10**.



Figura 7.9: Dos perspectivas opuestas de la zona experimental de la campaña 2003-04. En la imagen de la izquierda puede apreciarse la degradación del suelo del tramo más próximo, correspondiente al máximo nivel de uso, 600 pisadas (fotografías cedidas por el proyecto LIMNOPOLAR).

En el caso de la resistencia a la penetración, se observa un claro incremento al aumentar el número de pisadas. Los datos se ajustan bastante bien a un modelo lineal ($y = 0,0068x + 0,9747$, $r^2 = 0,7948$, $p < 0,000$), aunque como es habitual una ecuación polinómica permite explicar algo mejor la variabilidad de los datos. Llama la atención una cierta dispersión en el dato correspondiente a las 300 pisadas, lo cual pudo deberse a diferencias a nivel del microrrelieve. El dato final se encuentra próximo a los 5 Kg/cm^2 . Para contextualizar este dato, recordemos que Liddle (1997) propuso que un senderista ejercía una presión próxima a los $0,4 \text{ Kg/cm}^2$, mientras que un caballo y su jinete rondarían los $4,4 \text{ Kg/cm}^2$. Por lo tanto, un tránsito continuado de senderistas incrementa la compactación del terreno, la cual originalmente se encontraba por debajo de 1 Kg/cm^2 en media. Los datos registrados muestran que un nivel de uso mínimo, de sólo 100 desplazamientos, es capaz de incrementar la resistencia a la penetración de forma casi significativa (U de Mann-Whitney, $p = 0,050$). Lo que sí que está claro es que 600 pisadas generan cambios importantes en la capa superficial del suelo a nivel físico (U de Mann-Whitney, $p = 0,046$). El cambio en la metodología de toma de datos, realizando 5 réplicas por punto de muestreo, mejoró la precisión del muestreo al ser un diseño más sensible a la variabilidad natural propia de este parámetro de seguimiento.

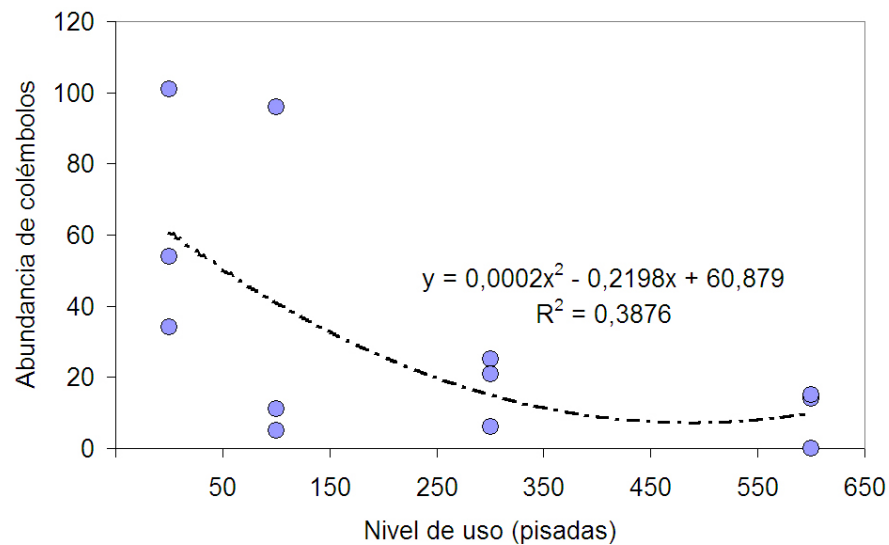
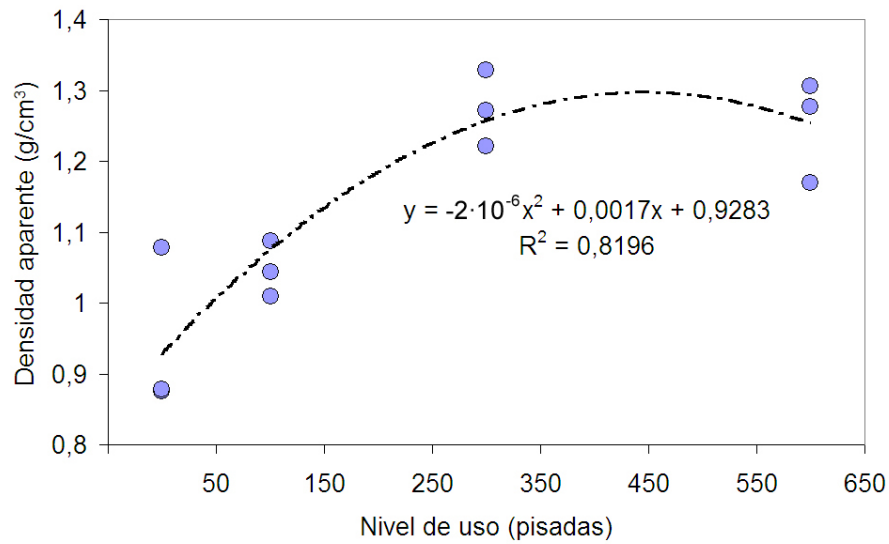
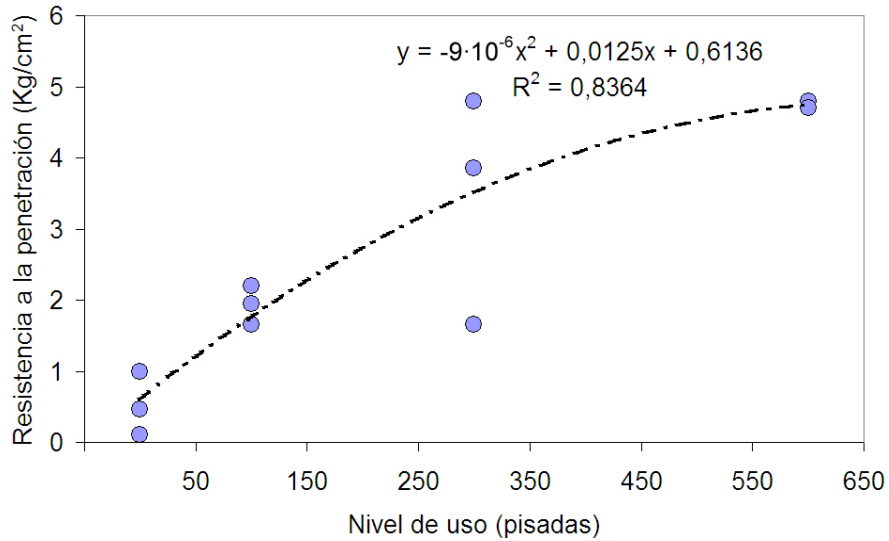


Figura 7.10: Resultados obtenidos bajo diferentes intensidades de pisoteo para los tres parámetros de seguimiento aplicados en un sendero experimental creado en la campaña 2003-04. En el gráfico se indica la ecuación que mejor se ajusta a los datos y el coeficiente de correlación obtenido.

El uso del cilindro de volumen conocido para la toma de las muestras destinadas a determinar la densidad aparente permitió obtener unos resultados más precisos y coherentes. Este parámetro resultó menos sensible que la resistencia a la penetración al pisoteo ya que únicamente a partir de las 300 pisadas las diferencias comienzan a ser casi significativas (U de Mann-Whitney, $p = 0,050$). A partir de este nivel de uso las diferencias dejan de ser significativas (U de Mann-Whitney, $p = 0,827$). Esto indica que podría haberse alcanzado el punto de saturación de la curva impacto-respuesta, aunque todavía se estaría lejos de los valores máximos de densidad aparente propuestos en la literatura especializada para suelos arenosos y franco-arenosos, en torno a $1,8 \text{ g/cm}^3$ (Brady, 1990). Resaltar también que los valores mínimos no superaron los $0,9 \text{ g/cm}^3$, un dato bajo propio de texturas poco consolidadas con abundante macroporosidad dominadas por la fracción arena.

Respecto a la abundancia de invertebrados terrestres, destacar que los colémbolos fueron los organismos más abundantes en las muestras. De los 401 ejemplares detectados, 382 pertenecían a este grupo (95,3%), mientras que los 19 ejemplares restantes eran ácaros. Recordar en este sentido que los artrópodos terrestres están representados en la Antártida, tanto marítima como continental, únicamente por estos dos grupos taxonómicos (Hogg & Stevens, 2002). Debido a la mayor dificultad de identificación y conteo existente en el caso de los ácaros como consecuencia de su pequeño tamaño, el cual hacía su identificación muy laboriosa y lenta al confundirse con las arenas finas, se decidió centrar el estudio en los colémbolos. Esta es la razón por la que en las figuras todas las abundancias están referidas a los mismos. En el proceso de identificación se registraron dos especies, *Cryptopygus antarcticus* y *Friesea* sp., aunque la abundancia de ambos difería enormemente, correspondiendo al primer género el 90,6% de los ejemplares. Pese a que para los cálculos se utilizaron los datos agregados de las dos especies, lo cierto es que únicamente *Cryptopygus antarcticus* se redujo secuencialmente al incrementarse el impacto. De 108 ejemplares en la zona no impactada, se pasó a 106 tras los primeros cien desplazamientos, 44 al alcanzar los trescientos y 16 en el nivel máximo de alteración, seiscientos pisadas. *Friesea* sp. no mostró la misma tendencia, obteniéndose 9, 6, 8 y 13 ejemplares respectivamente. Destacar también que los colémbolos no fueron completamente eliminados ni siquiera en los niveles máximos de impacto aplicados (600 pisadas), aunque como puede apreciarse su número se redujo ostensiblemente (-84,7% respecto a los valores iniciales). Comparando las abundancias registradas en cada uno de los niveles de impacto, se deduce que el primer cambio casi significativo respecto a los valores de referencia se produce al alcanzar las 300 pisadas (U de Mann-Whitney, $p = 0,050$). Los datos no se ajustan bien a ningún modelo matemático simple, aunque sí que se observa claramente la reducción de la abundancia al incrementar el uso. Debido a que estos organismos muestran una distribución muy parcheada (Usher & Edwards, 1986), la identificación de esta tendencia es un buen resultado a pesar de que los datos no se correlacionen significativamente con los niveles de uso. Estos resultados muestran que los desplazamientos humanos pueden generar un impacto inmediato en la fauna edáfica que habita en la superficie de los suelos antárticos, seguramente como consecuencia de cambios en la estructura y macroporosidad que afectan al espacio, el agua y el aire disponibles.

Los tres parámetros de seguimiento analizados en el sendero experimental fueron enfrentados para comprobar si existía relación entre ellos (**Figura 7.11**). La resistencia a la penetración y la densidad aparente presentan una relación lineal bastante buena que es significativa a nivel estadístico ($p < 0,000$). Este resultado era el esperado, ya que ambas variables suelen estar relacionadas (Brady, 1970), siendo la humedad del suelo un factor de control para esta relación. Señalar que para la construcción de la figura se eliminó una pareja de datos al utilizarse para la obtención de la resistencia a la penetración un método distinto. Debido a que el suelo estaba muy poco cohesionado en uno de los puntos de muestreo y la medida con el penetrómetro no era posible, se decidió utilizar una moneda de 5 céntimos de euro para incrementar la superficie de presión. Decir también que antes de eliminar este punto el r^2 era de 0,5876. En cuanto a la abundancia de colémbolos, en los gráficos se observa que presenta una relación lineal débil con la resistencia a la penetración y prácticamente nula con la densidad aparente. Debido a la distribución irregular de estos organismos, estos resultados son totalmente coherentes. Recordemos que es la disponibilidad de agua, y no la compactación, el principal factor que determina la distribución de los colémbolos antárticos (Kennedy, 1993; Block & Starý, 1996). Aunque la compactación pueda afectar al agua disponible, no existe una relación clara entre el pisoteo y la humedad edáfica, como se indicó anteriormente.

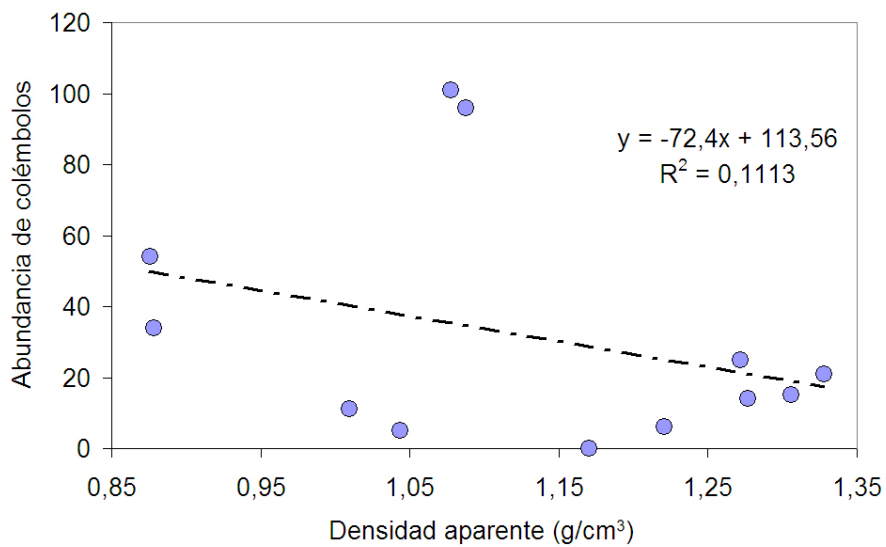
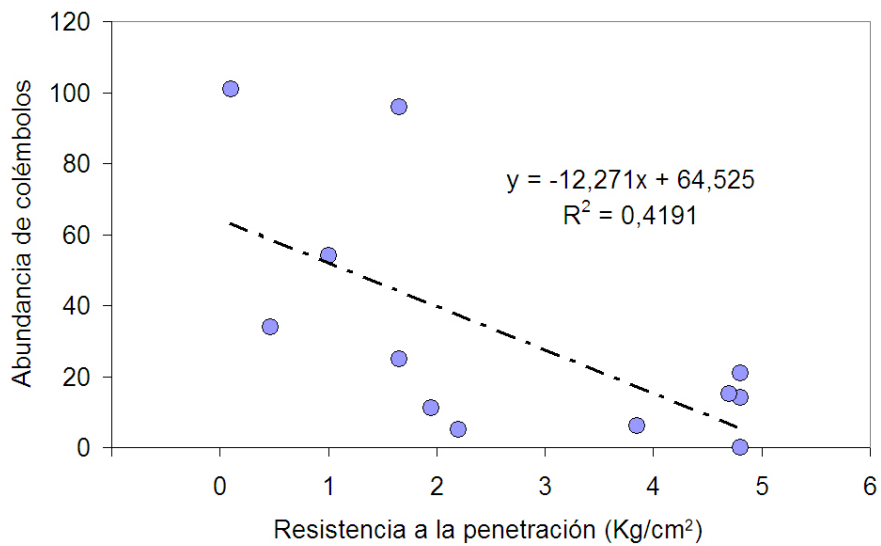
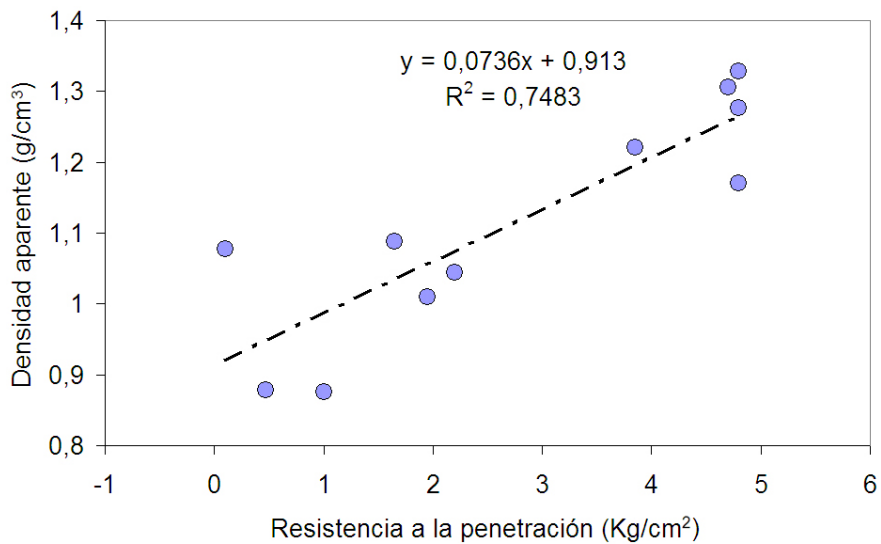


Figura 7.11: Relación existente entre los tres parámetros de seguimiento analizados bajo diferentes intensidades de pisoteo en el sendero experimental creado en la campaña 2003-04, los cuales se enfrentan por parejas. Se incluye la ecuación del modelo de regresión lineal que mejor se ajusta a los datos y el coeficiente de correlación de Pearson obtenido.

Una vez comprobado que la fauna edáfica era un parámetro útil en condiciones experimentales, el siguiente paso lógico consistía en estudiar si estas mismas tendencias se registraban en la red de senderos reales (**Figura 7.12**). En este caso, las muestras fueron tomadas únicamente en el centro del sendero (0 m) y a 3 metros debido a limitaciones logísticas respecto al número de muestras que podían desecarse. Hay que tener en cuenta que este proceso precisaba de 48 horas de suministro eléctrico, algo que limitaba el desarrollo de otras actividades científicas al depender el campamento de un generador eléctrico para la obtención del suministro. Los itinerarios analizados fueron tres: el que daba acceso al campamento, el sendero principal que comunicaba las tiendas y los iglús, y el acceso al río. De nuevo se obtuvieron diferencias significativas entre las dos zonas de muestreo (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$), lo que indicaba que el diseño resultaba apropiado para su aplicación en condiciones reales, a pesar de la distribución parcheada de estos organismos como consecuencia de las diferencias a nivel de microescala típicas de los suelos antárticos (Beyer & Bölter, 2002). Destacar también que *Cryptopygus antarcticus* volvió a ser la especie mayoritaria, ya que sólo uno de los 1.124 ejemplares recolectados pertenecía al género *Friesea* (menos del 1%). Esta especie se postulaba pues como una buena candidata para su uso como bioindicador. Tres son los motivos que respaldan esta propuesta: (1) es muy común en los suelos antárticos, (2) su abundancia se relaciona con el pisoteo, tal y como se ha demostrado a través de los experimentos realizados, y (3) sólo niveles de uso muy elevados conllevan su completa desaparición, como sucedió en el caso del sendero principal del campamento, por lo que es sensible al pisoteo pero no de una forma excesiva.

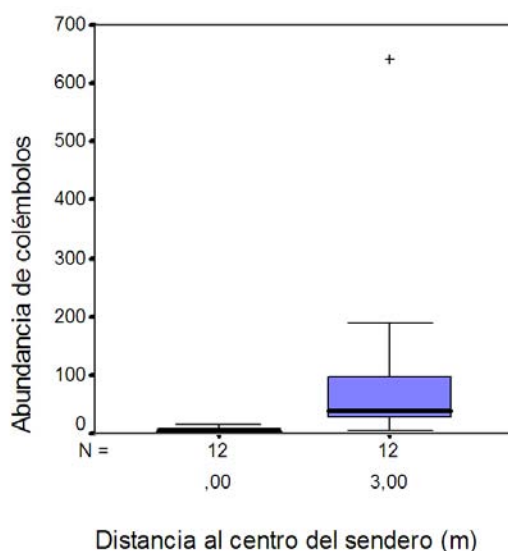


Figura 7.12: Diagrama de cajas para la abundancia de invertebrados edáficos en tres senderos seleccionados pertenecientes a la campaña 2003-04: el tramo de acceso al campamento, la senda que conduce al río y el sendero que comunica los iglús y las tiendas de los expedicionarios.

Una segunda tarea pendiente consistía en establecer las curvas de respuesta-impacto para los tres parámetros de seguimiento. En el caso de la densidad aparente, sí que parecía haberse alcanzado la saturación de la curva, por lo que la relación presentada en la **Figura 7.10** podía darse por correcta. Para la abundancia de colémbolos no era razonable tratar de construir una curva modelo al presentar una variabilidad tan elevada según la zona que fuera muestreada debido a la distribución parcheada de estos organismos. Por lo tanto, el único parámetro para el que faltaba establecer la curva era la resistencia a la penetración. Con este objetivo, se crearon dos senderos experimentales más en las campañas 2005-06 y 2006-07. En ambos se incrementó la intensidad del impacto (pisadas) para tratar de saturar la curva, pero en ninguno de los dos casos fue posible. Los resultados se muestran en la **Figura 7.13**. Los valores han

sido normalizados utilizando los valores máximos registrados en cada caso para poder comparar los tres senderos experimentales en una única gráfica. Aunque los datos de 2003-04 y 2006-07 se ajustan a modelos polinómicos, los coeficientes de correlación logrados con regresiones lineales son también bastante buenos ($r^2 = 0,7948$ y $r^2 = 0,7679$, respectivamente). Aunque los experimentos fueron desarrollados por diferentes investigadores con masas variables, el análisis de los datos muestra que la resistencia a la penetración fue más sensible a los niveles de pisoteo (coeficiente de correlación de Spearman = 0,611, $p < 0,000$) que a la masa del investigador (coeficiente de correlación de Spearman = 0,245, $p < 0,012$). Aunque en todos los casos los datos registrados con las máximas intensidades de uso estaban próximos al límite de detección del instrumental utilizado, las líneas de tendencia no indican que la curva esté próxima a hacerse asintótica. Esto nos lleva a pensar que son necesarias intensidades de pisoteo muy superiores para lograr obtener una curva de respuesta-impacto completa. Sin embargo, también se observa que las características de esta curva pueden ser muy variables en función del sitio en el que se realice el estudio, por lo que de nuevo se plantea que es muy probable que no resulte práctico el tratar de obtener una curva modelo que permita extrapolar el nivel de resistencia a la penetración a partir del pisoteo estimado, o viceversa.

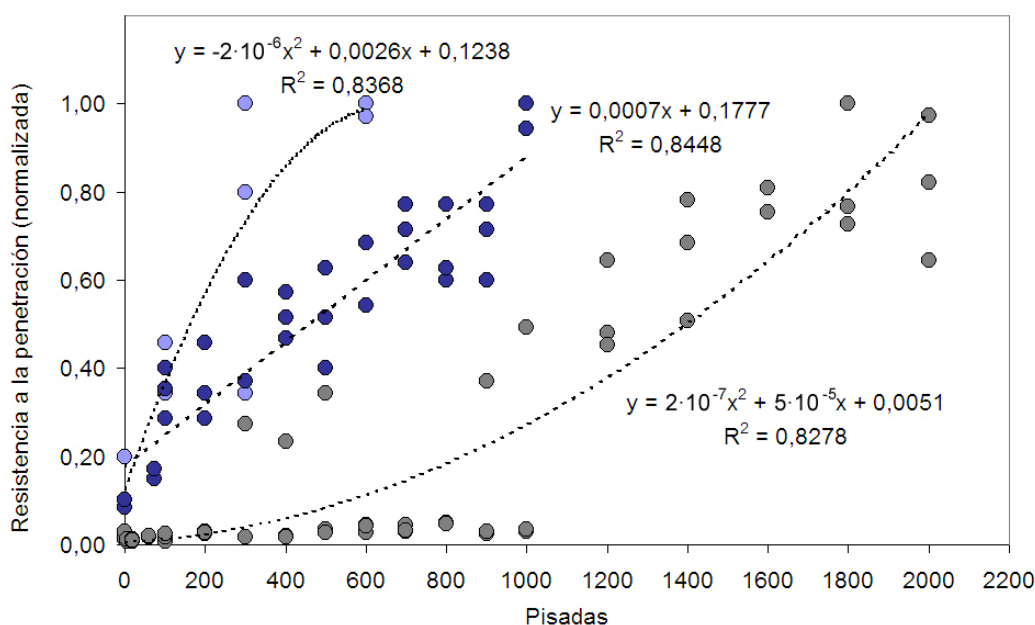


Figura 7.13: Comparativa de los tres senderos experimentales creados para el estudio de la relación entre la resistencia a la penetración y el nivel de uso en las campañas 2003-04 (puntos de color azul claro), 2005-06 (puntos azul oscuro) y 2006-07 (puntos grises). Los datos han sido normalizados para permitir su comparación. Se incluyen en el gráfico los modelos que mejor se ajustan en cada caso, así como el correspondiente coeficiente de correlación.

En el sendero principal del campamento se desarrolló un último estudio para analizar la resiliencia de los suelos antárticos a través del seguimiento de la resistencia a la penetración. Este equipamiento fue seleccionado debido a que era el que soportaba un mayor nivel de uso, por lo que había generado los mayores valores de compactación durante las dos primeras campañas de trabajo. Los resultados se muestran en el **Cuadro 7.5** y la **Figura 7.15**, la cual está dividida en cuatro secciones que son explicadas en el correspondiente pie de figura. Como puede observarse, los niveles iniciales obtenidos en la campaña 2002-03 son significativamente distintos al resto de registros realizados. Es posible una cierta recuperación en una única campaña, pero no como para que se vuelva a los niveles de referencia establecidos a partir de las zonas de control a uno y tres metros. Estos niveles no parecen mejorar salvo cuando se establece la clausura del tramo analizado, momento en el que se

produce un segundo descenso destacado de la resistencia a la penetración. En la última campaña no se consigue una mejoría de esta situación, a pesar de haber pasado dos años desde el cierre. Tal vez lo más importante es que los valores de compactación medida a través de la resistencia a la penetración son similares en el caso de las dos últimas campañas y los valores registrados a 1 m del centro del sendero, lo que significa que se alcanzan valores correspondientes a un uso intermedio. Los datos del centro del sendero de la campaña 2005-06 serían incluso comparables a un uso esporádico (datos registrados a 3 m), pero esta tendencia no se mantiene en la siguiente campaña, 2007-08. En base a estos resultados, puede decirse que la recuperación de los suelos antárticos es posible incluso tras un uso intensivo, si bien el tiempo necesario para lograr una vuelta a los valores de referencia obtenidos en zonas apenas impactadas supera ampliamente el año, situándose seguramente dentro de un intervalo de 3-5 años (recuperaciones intermedias sí son posibles en 2-3 años).



Figura 7.14: Vistas de la zona de seguimiento acotada en el sendero principal del campamento para el estudio de la resiliencia a medio plazo de los suelos antárticos. Esta área se mantuvo hasta la campaña 2007-08 (fotografía cedida por el proyecto LIMNOPOLAR).

	2002-03	2003-04	2005-06	2006-07	2007-08	Agregado (1 m)	Agregado (3 m)
2002-03	-	0,037	0,034	0,037	0,037	0,007	0,007
2003-04		-	0,817	0,050	0,050	0,007	0,008
2005-06			-	0,046	0,046	0,007	0,008
2006-07				-	0,822	0,674	0,066
2007-08					-	0,401	0,038
Agregado (1 m)						-	0,013
Agregado (3 m)							-

Cuadro 7.5: p-valores para la prueba U de Mann-Whitney de las categorías representadas en la Figura 7.16. Los datos registrados en el centro del sendero (0 m) agregados presentan diferencias significativas con los datos a 1 m ($p < 0,000$) y 3 m ($p = 0,013$).

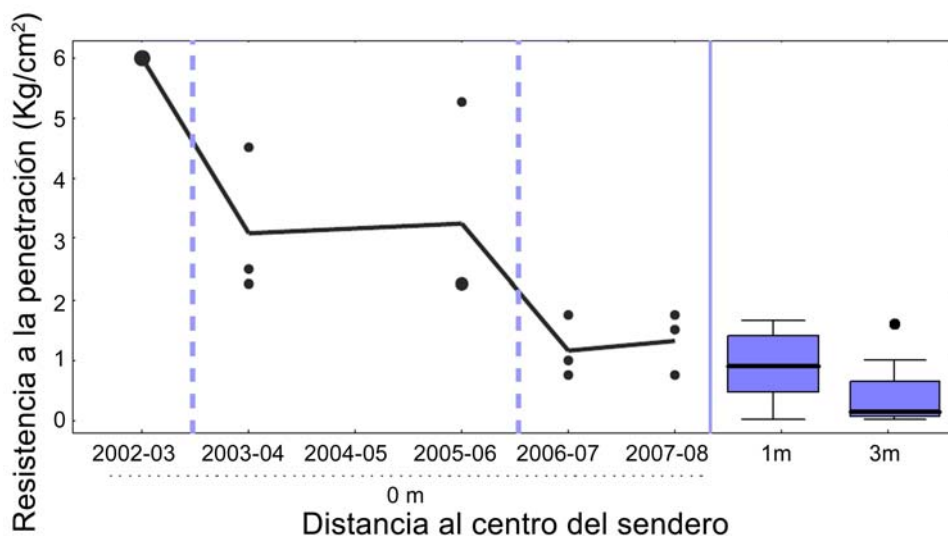


Figura 7.15: Evolución del parámetro resistencia a la penetración en el sendero principal del campamento de investigación de la Península Byers a lo largo de seis campañas de verano. Esta senda comunicaba la zona de las tiendas de campaña con los iglús en los que estaba instalado el laboratorio y la cocina-comedor. En la parte izquierda de la figura se muestra la evolución anual de los datos registrados en el centro del sendero (0 metros). Los datos para la campaña 2003-04 fueron obtenidos tras dos campañas de uso intensivo del equipamiento. El resto de datos fueron tomados justo después de la retirada del hielo. En las campañas 2003-04 y 2005-06, los valores se registran antes del inicio del uso por parte de los investigadores. Al final de esta última campaña parte del sendero es acotado para estimar su capacidad de recuperación. Se toman datos de recuperación en las campañas 2006-07 y 2007-08. Todos los datos registrados a 1 y 3 metros del centro del sendero son resumidos en dos diagramas de cajas representados en la parte derecha de la gráfica.

Discusión

Los parámetros propuestos han demostrado su validez para el seguimiento del impacto humano sobre la capa superficial del suelo de los senderos. En el caso de la compactación, la resistencia a la penetración es la variable que mejor ha funcionado. La toma de datos es realmente sencilla y bastante rápida, lo que permite la realización de múltiples réplicas que minimicen el efecto de la heterogeneidad natural de las propiedades de los suelos. También es posible prospectar diferentes senderos en una misma jornada, minimizando la influencia de la variable tiempo en los resultados, algo que puede ser importante al comparar equipamientos. No es necesario un instrumental complicado para su obtención, ya que sólo se requiere un penetrómetro de precisión. Este tipo de aparatos apenas son sensibles a los cambios de temperatura al estar basado en un tensiómetro, por lo que su uso no se ve limitado en condiciones climáticas extremas, como sucede en otros casos. La formación necesaria para su manejo es mínima y el dato se obtiene de forma inmediata, por lo que no hay que transportar, conservar ni procesar muestras. Se trata de un muestreo no destructivo que posibilita la realización de series temporales sin alterar el recurso. La sencillez de su uso hace posible su aplicación en los dos tipos de estudios habituales en senderos, es decir, en las observaciones rápidas a lo largo de todo el recorrido (*Sampling-based approach*) y en redes de puntos de control (*Census-based approach*). La información obtenida posee relevancia ecológica al proporcionar un dato cuantitativo del grado de compactación de la zona superficial del suelo. También es extremadamente sencillo obtener datos de referencia a través de los diseños propuestos en esta investigación, los cuales se basan en el muestreo en zonas muy próximas que actúan como puntos de control. El parámetro es muy sensible a los efectos provocados por los desplazamientos humanos, observándose un cambio casi inmediato en los valores tras los primeros desplazamientos. Su interpretación es directa y sencilla, aunque la presencia de suelos encharcados puede alterar los resultados. En condiciones de saturación en agua la medida obtenida carece de valor, por lo que en estos casos se debe esperar a que el suelo vuelva a estar seco para obtener los datos. Resaltar en este sentido que las huellas generadas en el suelo en condiciones de saturación de agua pueden perdurar durante años (**Figura 7.16**).



Figura 7.16: Huella fotografiada en la campaña 2003-04. Su origen se remonta a la temporada 2002-03, cuando fue impresa durante un período de gran encharcamiento del suelo (fotografía cedida por el proyecto LIMNOPOLAR).

En un principio la densidad aparente presentó un comportamiento más variable y una respuesta menos directa frente al pisoteo, aunque estos primeros resultados pudieron estar influidos por el problema metodológico con el sacacores anteriormente mencionado. Los datos obtenidos a partir del sendero experimental de la campaña 2003-04 muestran que este parámetro también es sensible a modificaciones en los niveles de uso. Sin embargo, carece de ciertas ventajas de la técnica anterior. Tal vez su principal problema es que requiere de la extracción de muestras para su análisis *ex situ*, por lo que el muestreo debe considerarse como destructivo. Ello conlleva una mayor carga de trabajo en campo y retrasa la obtención de resultados. El material necesario continúa siendo muy sencillo, al igual que la formación del almacenamiento y transporte de las muestras. Los valores obtenidos están fuertemente influidos por las características del suelo, tales como su porosidad, textura, humedad, estructura y contenido de materia orgánica (Soil Survey Staff, 2006), por lo que los valores de fondo pueden variar considerablemente de un suelo a otro. Suelos no sometidos a compactación pueden presentar valores de densidad aparente elevados de forma natural. Es el caso de las arenas, las cuales pueden presentar valores incluso mayores que zonas fuertemente compactadas por un uso recreativo muy intensivo. No obstante, el diseño de trabajo sugerido permitiría salvar en gran parte estas cuestiones. Las características de este parámetro hacen que sea más adecuado para su aplicación en puntos de control, ya que no es sencillo obtener medidas sistemáticas a lo largo de todo un sendero. Al existir una buena correlación con la resistencia a la penetración ($r^2 = 0,7483$), se aconseja utilizar este parámetro para el seguimiento de la compactación y no la densidad aparente.

El tercer parámetro, la abundancia de colémbolos, ha funcionado mucho mejor de lo que inicialmente se esperaba. La distribución fuertemente parcheada de estos organismos hacía presagiar una escasa utilidad para su aplicación en el seguimiento de los efectos del pisoteo sobre los suelos antárticos. No obstante, tanto en el sendero experimental como en la red de itinerarios del campamento de investigación se han observado diferencias significativas en cuanto a la abundancia de colémbolos en función del nivel de uso, lo que indica que los diseños propuestos son correctos. El problema de este parámetro es que la obtención de datos

conlleva un esfuerzo de trabajo considerable. Las muestras necesarias son hasta cierto punto voluminosas, por lo que no es sencillo obtener muchas réplicas en las condiciones de trabajo habituales en la Antártida. El material necesario no es complejo y el protocolo de trabajo está muy consolidado, pero sí que se necesita una fuente de alimentación de energía para favorecer el proceso de secado (**Figura 7.17**), lo que hace imprescindible contar con instalaciones adecuadas donde procesar las muestras. Una vez obtenidos los colémbolos y fijados mediante conservantes, su conteo e identificación puede realizarse en el momento que se considere oportuno. La determinación de la especie es aconsejable, pero no estrictamente necesaria. En las muestras procesadas, la especie *Cryptopygus antarcticus* (**Figura 7.18**) ha sido la más común, con una gran diferencia respecto al resto de taxones identificados. Los resultados indican que la abundancia de esta especie se relaciona con la intensidad del pisoteo. Ello, unido a su relativa abundancia en la Antártida Marítima y a su habilidad para tolerar ciertos niveles de alteración como consecuencia del tránsito humano, hace que sea una excelente candidata para su uso como bioindicador. No obstante, se recomienda una cierta cautela a la hora de valorar los resultados obtenidos debido a que suelen presentar una distribución agregada que puede sesgar la interpretación. Considerando únicamente el nivel de familia es más fácil trabajar con grupos funcionales, lo que significa que un cambio ambiental que generase una nueva estructura específica no sería identificado como un problema mientras permaneciera algún representante de cada uno de los grupos funcionales originales que permitiera mantener la funcionalidad ecológica de la comunidad. Incluso es posible utilizar únicamente como dato el número de ejemplares, lo que simplifica enormemente el trabajo necesario y permite la aplicación del parámetro por parte de personal no especializado. Recordemos además que la aplicación de técnicas moleculares está obligando a revisar los listados de especies existentes hasta el momento, por lo que la fiabilidad de la información de referencia todavía no es completa. Lo que sí permite la identificación de las especies es aprovechar el esfuerzo de muestreo para controlar la aparición de especies exóticas de colémbolos. Hasta ahora, se han detectado varias especies no autóctonas en las Islas Shetland del Sur, incluyendo *Hypogastrura viatica* (Tullberg, 1872), que ha protagonizado episodios de invasiones agresivas en diferentes islas subantárticas (Greenslade, 2006), *Folsomia candida* (Willem, 1902) y *Protophthora fimata* (Gisin, 1952). Las tres especies han sido detectadas con anterioridad en la Isla Decepción (Valencia & Downie, 2002; Greenslade, 2010). Destacar en este sentido que durante la campaña 2010-11 se obtuvieron muestras de colémbolos en la zona de la Bahía Balleneros de esta isla, localizando una agregación bastante numerosa de *Hypogastrura viatica* (**Figura 7.18**). Un equipo del *British Antarctic Survey* trabaja también en esta cuestión en Isla Decepción y recientemente han encontrado evidencias que les hacen pensar que podrían haberse establecido hasta seis especies de colémbolos exóticos en este lugar. Seguramente esta especie forme parte de este grupo, aunque todavía no han publicado los resultados definitivos de sus investigaciones.

Aunque la carga de trabajo para la obtención de la abundancia de colémbolos es considerable, se recomienda su aplicación debido a que se obtiene información de un componente fundamental del ecosistema, sobre todo en relación al procesamiento de la materia orgánica del suelo. Respecto al tipo de diseño de muestreo, resulta mucho más conveniente establecer unos pocos puntos de control en los senderos que tomar datos sistemáticamente a lo largo de todo el recorrido. Al ser un muestreo destructivo, se podría pensar que la generación de series temporales es complicada. No obstante, la capacidad de reproducción de estos organismos les permitiría recolonizar las zonas alteradas si se les da el tiempo suficiente. En situaciones experimentales, se ha observado que un suelo totalmente desnudo puede ser ocupado por la comunidad de invertebrados en 3-5 años (Convey, 2003). Al alterarse puntos extremadamente pequeños durante la obtención de las muestras, se espera que su recuperación sea mucho más rápida y sencilla. Aunque una cierta cantidad de suelo debe ser retirado para su procesamiento en laboratorio, es posible evitar la generación de impactos visuales a través de la reposición del material retirado utilizando suelo procedente de zonas próximas. Esto hace que no se cree un hueco fácilmente detectable en el punto de muestreo. El resultado de esta operación puede comprobarse en la **Figura 7.19**, siendo la rehabilitación del microrrelieve prácticamente total. En este caso concreto, se devolvió parte del musgo retirado para facilitar la recolonización vegetal del sustrato, ya que muchas especies de musgos antárticos se reproducen a partir de propágulos. Por todas las cuestiones anteriormente comentadas, la abundancia de colémbolos se considera un parámetro de seguimiento válido y se recomienda su aplicación en el seguimiento de los impactos sobre los suelos antárticos.

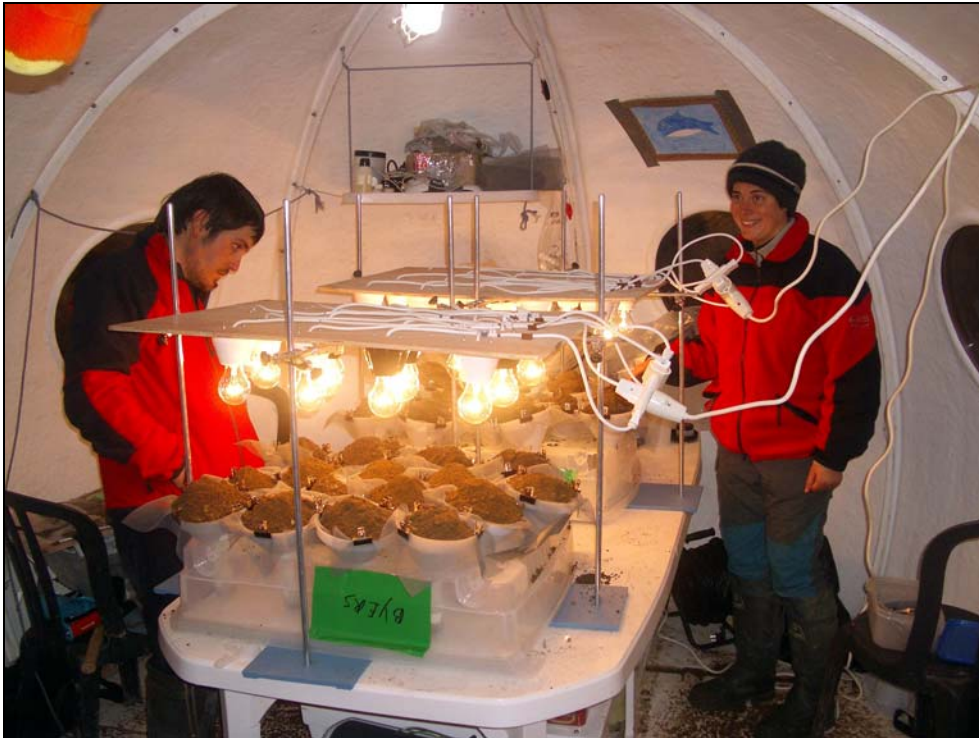


Figura 7.17: Sistema de secado utilizado para la extracción de la fauna edáfica. El equipo fue montado en uno de los iglús del campamento de la Península Byers.

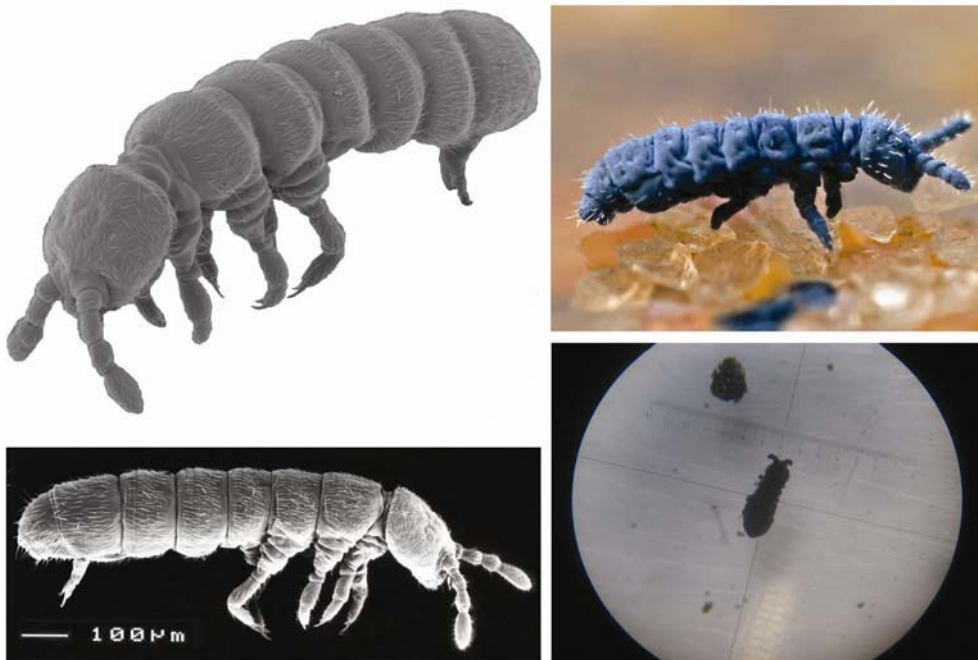


Figura 7.18: Imágenes de colémbolos. Desde la parte superior izquierda y en el sentido de las agujas del reloj: ejemplar de *Cryptopygus antarcticus* fotografiado mediante un microscopio electrónico de barrido (Carapelli *et al.*, 2008); *Hypogastrura viatica* en su medio natural (Hall, 2006); la especie anterior observada a través de una lupa binocular tras su extracción en la BAE Gabriel de Castilla mediante el protocolo del embudo berlese; *Cryptopygus antarcticus* con escala relativa que permite hacerse una idea sobre su tamaño aproximado (Rusek, 2002).



Figura 7.19: Ejemplo de rehabilitación de un punto de muestreo utilizado para obtener una muestra de suelo destinada a la extracción de los invertebrados presentes. La perspectiva cambia en las dos imágenes, por lo que se han incluido sendos puntos de referencia. En la zona inferior, una huella de bastón telescópico y en la superior una pequeña roca.

Respecto a los resultados obtenidos, destacar que incluso un nivel mínimo de actividad modifica las características físicas y biológicas de los primeros centímetros de los suelos antárticos. Un nivel de presión de 100 pisadas conlleva cambios significativos en la resistencia a la penetración, el parámetro que ha demostrado ser más sensible a las perturbaciones. Es necesario incrementar la presión hasta las 300 pisadas para que la densidad aparente y la abundancia de colémbolos se vean alteradas sustancialmente. Estos resultados van en la línea de los obtenidos por Campbell *et al.* (1993) en diferentes zonas de los Valles Secos de MacMurdo. Estos investigadores observaron que tras 20 tránsitos a pie se registraba un incremento del contraste cromático entre el sendero y zonas próximas no alterada, así como un descenso significativo en el número de piedras a lo largo del trazado. En zonas especialmente

vulnerables, estos cambios se produjeron tras un único desplazamiento. En cuanto a la relación entre el nivel de uso estimado en pisadas y los tres parámetros evaluados, se ha observado que la resistencia a la penetración se ajusta bastante bien a modelos de regresión lineales. Aunque otros modelos más complejos permiten mejorar el ajuste, es dudoso que el porcentaje de variabilidad explicada compense la introducción de nuevas variables en la ecuación explicativa. En cuanto al seguimiento a medio plazo de la capacidad de recuperación de los suelos antárticos analizado a través del sendero principal del campamento, los resultados indican que la recuperación de las propiedades físicas de la capa superficial de los suelos antárticos estudiados podría ser bastante rápida, produciéndose en unos pocos años. Es probable que el ciclo de hielo-deshielo que sufren los suelos en la transición del invierno al verano favorezca esta recuperación, ya que los primeros centímetros de la superficie se ven sometidos a contracciones y dilataciones que reducirían los efectos de la compactación. También el ciclo de saturación-drenaje que suele afectar a los suelos antárticos puede influir en la resiliencia de los mismos. Dicha recuperación es más probable cuando el nivel de perturbación alcanzado es limitado. En todo caso, se considera necesario ampliar este tipo de estudios para comprobar si esta tendencia se repite en otros enclaves y tipos de sustratos.

Señalar por último que los parámetros considerados resultan de interés para su aplicación tanto en el seguimiento del impacto de las expediciones científicas, como en la valoración de las perturbaciones generadas por los visitantes sobre los senderos antárticos situados en enclaves turísticos. En el primer caso, este tipo de variables aportan información de calidad para la realización de las evaluaciones del impacto ambiental generado por la presencia de los investigadores. También pueden resultar apropiadas para el seguimiento de los impactos acumulativos derivados de la actividad científica, al tiempo que pueden contribuir a tomar decisiones en cuanto a la necesidad o no de establecer senderos fijos. Como se ha visto, la concentración del uso puede generar una elevada presión sobre ciertos tramos de los senderos, dando lugar a modificaciones del suelo que tardan más en recuperarse. Cuando los niveles de actividad (desplazamientos) previstos sean bajos, la dispersión del impacto puede ser una opción a tener en cuenta. Aunque esto contradice las recomendaciones que ha elaborado el SCAR para el trabajo de campo de los científicos, son varios los estudios que han demostrado hasta el momento que no siempre la estrategia de la concentración del impacto es la más conveniente (Tejedo *et al.*, 2009, O'Neil & Balks, 2010). Esta estrategia de dispersión puede ser útil en el caso de los senderos que conducen a zonas de muestreo que son visitadas de forma esporádica. El seguimiento periódico de parámetros sencillos como la resistencia a la penetración permitiría detectar aquellas situaciones en las que la capacidad de recuperación natural podría verse afectada, de forma que se establecieran cambios en las rutas utilizadas, cierres temporales de las mismas o cronogramas de trabajo que favorecieran la recuperación interanual. Es aconsejable aplicar un estricto control de las zonas visitadas por las expediciones científicas para prevenir alteraciones que puedan afectar a la escasamente diversa comunidad edáfica, la cual podría ser modificada sustancialmente por la desaparición o la reducción en la abundancia de una especie particularmente sensible a los cambios en su hábitat. La contribución de estas variables en el seguimiento de los impactos recreativos será analizada en el siguiente apartado.

7.3.5. Validación en enclaves turísticos.

La segunda fase del estudio consistió en la aplicación de los parámetros seleccionados, resistencia a la penetración y abundancia de colémbolos, en enclaves turísticos para su validación en situaciones reales bajo niveles de presión mucho mayores que los alcanzados en la Península Byers.

Zonas de estudio

La investigación fue desarrollada en tres islas: Barrientos, Decepción y Pingüino (***Figura 7.20***). Estos lugares fueron seleccionados por los siguientes motivos:

- Son de los pocos sitios de visita antárticos en los que existen senderos claramente marcados. En el caso de Barrientos, hay varios itinerarios en la parte central de esta pequeña isla que comunican dos áreas de libre tránsito. En Decepción, se trabajó en Bahía Balleneros porque se trata del segundo emplazamiento antártico que ha recibido

más visitas a lo largo de los últimos años (consultar **Cuadro 6.3**) y porque existen tres senderos en las inmediaciones. El primero es la subida al Cerro Ronald (103 m), el segundo el acceso al mirador natural de la Ventana de Neptuno y el tercero la ruta que lleva a Morro Baily. Los dos primeros son realizados de forma habitual por los turistas, mientras que las directrices de visita de este sitio aconsejan no acometer el tercero debido a que se podrían dañar importantes áreas con vegetación, en particular el rodal de clavel antártico más grande encontrado hasta ahora. En cuanto a la Isla Pingüino, señalar que cuenta con un sendero que comunica el área de desembarco situada en las playas del norte con el Pico Deacon (170 m), un impresionante cono volcánico que puede ser visitado.

- Todos los enclaves se sitúan en las Islas Shetland del Sur, el área de influencia de las bases antárticas españolas, lo que facilitaba las cuestiones logísticas.
- Los niveles de uso son elevados, sobre todo en el caso de Bahía Balleneros y Barrientos, apareciendo habitualmente en el *Top-25* de los sitios turísticos antárticos.
- Las características de los suelos difieren de un emplazamiento a otro, aunque podrían considerarse dos grandes grupos. El primero, en el que se incluirían Decepción y Pingüino, se caracteriza por poseer suelos de escasa potencia dominados por texturas gruesas tipo arenas y gravas, con bajos contenidos en materia orgánica y ausencia de vegetación en superficie. El segundo grupo estaría representado por Barrientos, donde los suelos son más maduros y profundos, con mayores contenidos en materia orgánica, arenas finas, y la posibilidad de acoger musgos y líquenes bien desarrollados en ausencia de factores de presión mecánica.
- La topografía de los propios senderos también es diferente. Mientras los itinerarios de Barrientos y Balleneros son bastante tendidos y no presentan fuertes pendientes, salvo en puntos muy concretos, el ascenso al Pico Deacon ha de salvar un desnivel importante, por lo que su pendiente media es mayor.

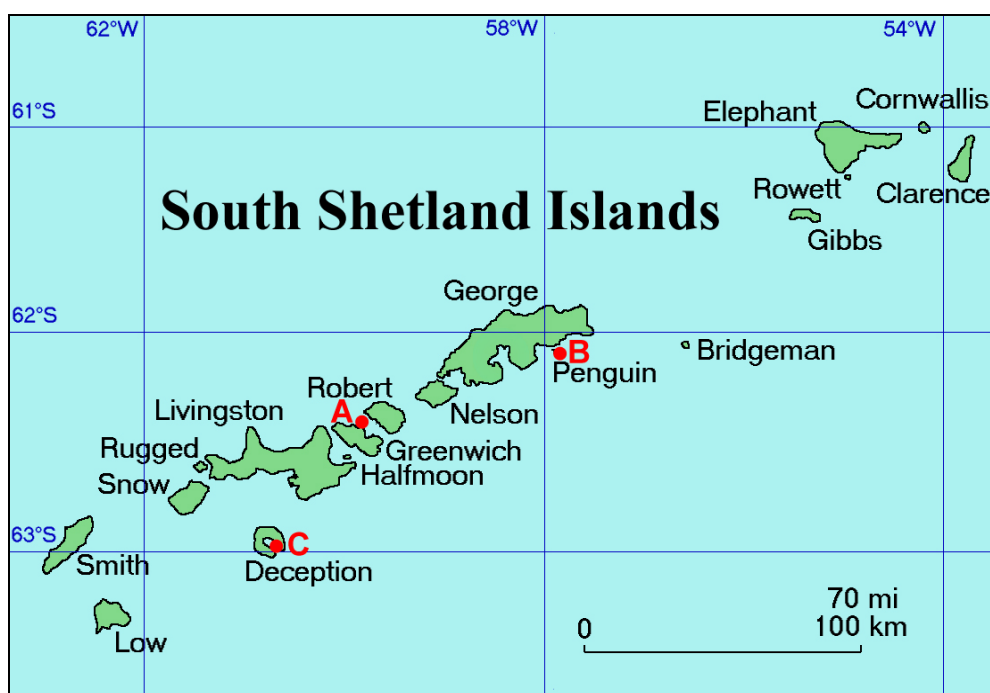


Figura 7.20: Localización de los senderos turísticos analizados: Isla Barrientos (A), Isla Pingüino (B), e Isla Decepción (C).



Figura 7.21: Comparativa de los cuatro senderos turísticos estudiados. Desde la parte superior: tramo de la ruta no oficial de Isla Barrientos, vista desde el Pico Deacon del sendero de subida (Isla Pingüino), ascenso al Cerro Ronald (Isla Decepción) y panorámica desde la Ventana de Neptuno en la que se ve el correspondiente sendero (Isla Decepción).

Material y métodos

Para la valoración del estado de la capa superficial del sustrato de los senderos turísticos seleccionados se aplicaron los dos parámetros con los que se habían obtenido los mejores resultados en la primera fase del estudio: la resistencia a la penetración y la abundancia de colémbolos. En el primer caso, se utilizó un penetrómetro manual de precisión ST-308 de la casa Eurosit, el cual presenta un rango de medición entre 0 y 6 Kg/cm². Cuando el límite superior del instrumento era superado, se asignaba artificialmente un valor de 7 Kg/cm² para la representación gráfica y los cálculos estadísticos. La fauna edáfica fue obtenida por el mismo procedimiento descrito en el apartado anterior, el cual es denominado de forma habitual el protocolo del embudo berlese. La conservación y el procesado fue similar, obteniéndose los datos de abundancia y riqueza una vez las muestras llegaron a España.

En la campaña 2008-09 se visitó la Isla Barrientos (62° 24' S, 59° 47' O) para aplicar los indicadores de impacto en un sendero turístico. La práctica totalidad de los trazados marcados en esta isla se sitúan en la zona central de la isla. Este espacio constituye un área vedada a los desplazamientos libres, ya que las directrices de visita de este enclave turístico establecen que se utilice exclusivamente una ruta oficial que minimiza los daños en la vegetación y las molestias a la fauna local. Esta ruta discurre en un primer momento por las playas del sur de la isla, luego atraviesa las rocas de la zona de la intermareal superior y termina conectando con el cauce de un pequeño arroyo estacional, el cual es utilizado para evitar el pisoteo de las praderas de musgos que se cruzan en el centro de la isla. Esto hace que existan muy pocos tramos de suelo propiamente dicho que analizar. Ante esta situación, se decidió estudiar otro sendero no oficial pero que también es utilizado por los visitantes. Se trata de una ruta alternativa que comienza en la misma zona de desembarco del sector oriental de la isla que la ruta oficial. En lugar de recorrer la playa, esta senda atraviesa una zona en la que se asienta una colonia de pingüinos barbijos. Una vez finaliza esta zona de cría, existe un tramo de unos 228 m que sirve como enlace con la senda oficial. Dicho tramo fue seleccionado para desarrollar el estudio, ya que el trazado era muy claro (**Figura 7.22**) y resultaba más adecuado para validar los indicadores propuestos al no discurrir sobre sustratos rocosos ni cauces de arroyos. Tras una primera inspección visual que fue aprovechada para medir la longitud del tramo, se repitió el sendero tomando datos de resistencia a la penetración cada 5 m, tanto en el centro del sendero (zona de máximo impacto) como a 50 cm a derecha e izquierda (zona de referencia). En total se tomaron datos en 147 puntos, 49 en cada una de las tres zonas, realizándose 5 réplicas por punto. La mayoría de las mediciones en las zonas exteriores de control se realizaron dentro del propio sendero al ser su anchura superior a los 100 cm (dos tercios del total de datos recogidos, aproximadamente). Se consideró que este diseño era la mejor opción debido a que la senda atravesaba una pradera de musgos y la mayor parte del sustrato fuera del trazado no era comparable al del centro del sendero al estar cubierto por la vegetación. Para el análisis de la fauna edáfica, se tomaron muestras en seis puntos que distaban 40 metros entre sí, utilizando el mismo diseño que el aplicado en la compactación (centro del sendero y a 50 cm a derecha e izquierda). La pendiente de cada punto de muestreo fue obtenida mediante un hipsómetro Suunto. Se realizaron tres muestras en el centro del sendero, siguiendo la línea de máxima pendiente, para luego obtener la media a partir de la información recopilada. Finalmente, se registraba la anchura del sendero mediante una cinta métrica como dato de referencia para la interpretación de los resultados.

En esta misma localización y año se tomaron datos para comparar el efecto de los desplazamientos de los turistas y de la fauna local (pingüinos). Se utilizó la resistencia a la penetración como parámetro de seguimiento, ya que la cuestión que se quería testar era si la compactación de los senderos creados por la fauna local era similar a la registrada en los senderos turísticos. Para ello, se seleccionaron tres nuevos tramos. El primero era un pequeño sendero de 17 m sin apenas pendiente que se situaba en una zona de paso hacia una zona de cría en las proximidades del sendero no oficial que ha sido descrito previamente (**Figura 7.22**). Este tramo comenzaba tras salvar un collado con bastante pendiente por un punto que no era el que utilizaban los turistas debido a que el sustrato era muy irregular y estaba poco consolidado. Se registraron la resistencia a la penetración (centro del sendero y a 50 cm a izquierda y derecha, 5 réplicas por punto), la pendiente (mismo diseño que en el caso del sendero turístico) y la anchura del sendero cada metro. Los otros dos senderos analizados discurrían paralelos y salvaban una fuerte pendiente que daba acceso a una playa del extremo occidental de la isla desde el collado anteriormente citado. Uno era utilizado exclusivamente

por pingüinos, mientras el otro formaba parte del sendero oficial que cruza isla Barrientos (es su sección final). En este caso, se tomaron datos de resistencia a la penetración, pendiente y anchura a lo largo de sendos tramos de 30 m de longitud, sin registrar datos en zonas próximas de referencia. Esto se hizo debido a que el objetivo era únicamente comparar ambos senderos para tratar de ver si la pendiente influía en la respuesta del sustrato frente a dos tipos de fuentes de impacto, turismo o fauna local.

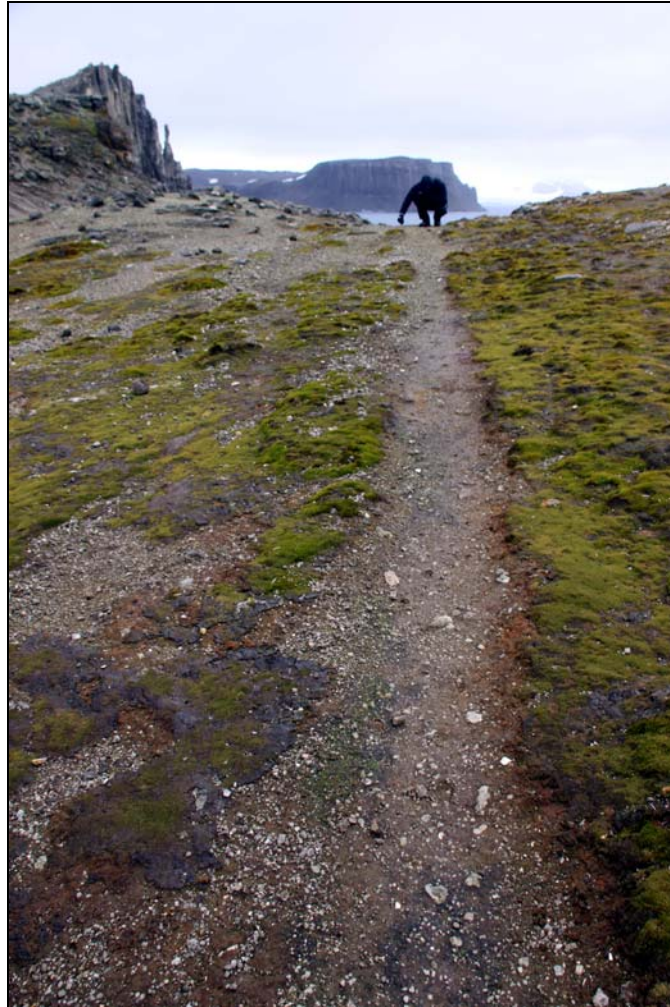


Figura 7.22: Sendero creado por los pingüinos como consecuencia de sus desplazamientos desde una zona de cría a la playa. Antes y después de la toma de datos varios pingüinos utilizaron la ruta, la cual se situaba en un “cuello de botella” generado por la existencia de una cierta pendiente a ambos lados.

En la campaña 2010-11 se volvió a visitar la isla Barrientos con objeto de replicar el estudio realizado en 2008-09 en el tramo de 228 m del sendero no oficial. Sin embargo, no fue posible tomar datos en todo el recorrido debido a que gran parte del trazado estaba cubierto por un nevero que todavía no se había derretido, a pesar de que el verano austral estaba ya muy avanzado (febrero). La metodología aplicada fue exactamente la misma, a excepción del registro de fauna edáfica, que no fue realizado. Esta decisión se tomó al ver que el número de muestras que se podían obtener bajo las condiciones descritas era muy reducido y no permitiría comparar estadísticamente ambas campañas.

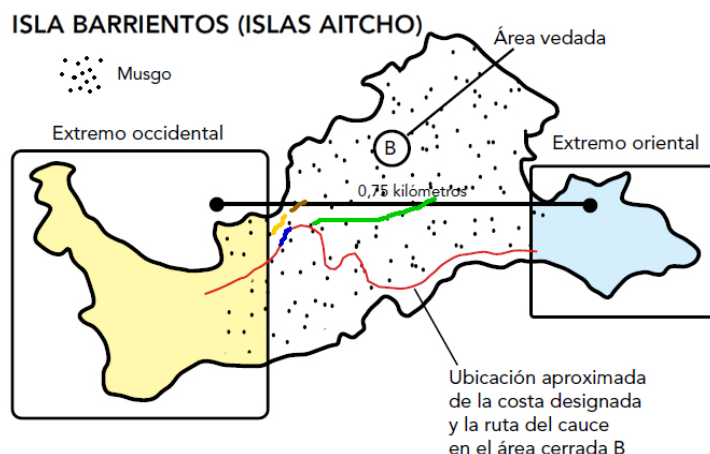


Figura 7.23: Ubicación aproximada de los senderos analizados en Isla Barrientos. Tramo del sendero no oficial (verde), sendero plano creado por los pingüinos (marrón) y senderos paralelos en pendiente utilizados por los turistas (azul) y los pingüinos (amarillo). Fuente: adaptado a partir de la cartografía generada por la Secretaría del Tratado Antártico (2011).

En febrero de 2010-11 se visitó la Isla Pingüino ($62^{\circ} 06' S$, $57^{\circ} 54' O$) para analizar el sendero de ascenso al Pico Deacon, el cono volcánico que domina el paisaje de este enclave. Tras una primera inspección del recorrido, se decidió centrar el registro de datos en el tramo de 380 m que presentaba una mayor pendiente, ya que era la única zona en la que el trazado era claramente visible (**Figura 7.24**). Se registraron datos de resistencia a la penetración, pendiente y anchura del sendero cada 20 metros (20 puntos en total). En el caso de la resistencia a la penetración, se tomaron datos en el centro del sendero y en una zona de control a 50 cm del borde del sendero, obteniéndose 5 réplicas por punto.

En ese mismo mes se analizaron otros dos senderos turísticos, ambos situados en el entorno de Bahía Balleneros, Isla Decepción ($62^{\circ} 59' S$, $60^{\circ} 34' O$). El primero fue la ruta que asciende al Cerro Ronald (103 m). De nuevo, el registro de datos no pudo realizarse en todo el recorrido (825 m aproximados) debido a que el trazado no era evidente salvo en las zonas de mayor pendiente. En el tramo de estudio acotado, de 480 m, se aplicó exactamente la misma metodología que en el caso del sendero de la Isla Pingüino. El último sendero analizado fue la ruta que comunica la playa de Bahía Balleneros con la Ventana del Chileno. En este caso existen dos tramos, uno de ida y otro de vuelta, que fueron analizados conjuntamente. La longitud total del sendero es de 700 m. De nuevo, se tomaron datos de resistencia a la penetración, pendiente y anchura del sendero, aunque en este caso cada 10 m para contar con un volumen suficiente de información si en el análisis posterior de los datos se decidía dividir el sendero según la dirección (ida o vuelta), algo que finalmente no se hizo. Destacar que en ninguno de estos tres senderos turísticos se tomaron muestras para la extracción de colémbolos. Esta decisión se tomó debido a que en la campaña 2008-09 se realizó un primer estudio exploratorio en el sendero situado en la zona de la Ventana del Chileno y únicamente se encontraron dos colémbolos en los 9 puntos de muestreo considerados, 3 en el centro de sendero y 6 en zonas de control próximas. Uno era un ejemplar de *Parisotoma octoculata* (Willem, 1901), mientras que el otro fue identificado como *Tullbergia* sp. Los sustratos volcánicos en pendiente, como es el caso de los tres recorridos considerados, presentan un fuerte lavado que hace que la materia orgánica sea muy escasa. En los primeros centímetros del suelo de estas zonas dominan las texturas gruesas tipo arena y grava, mientras que la arcilla y el limo prácticamente están ausentes. Todo ello dificulta el asentamiento tanto de vegetación como de artrópodos terrestres, por lo que se consideró que el esfuerzo de muestreo no sería compensado por los resultados obtenidos.

Para la comparación de los resultados se aplicaron de nuevo pruebas no paramétricas. La prueba de Kruskal-Wallis para las comparaciones de tres o más grupos y la prueba U de Mann-Whitney cuando se enfrentaban únicamente dos grupos. Tanto estas pruebas como la obtención de estadísticos descriptivos básicos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS 15.0.

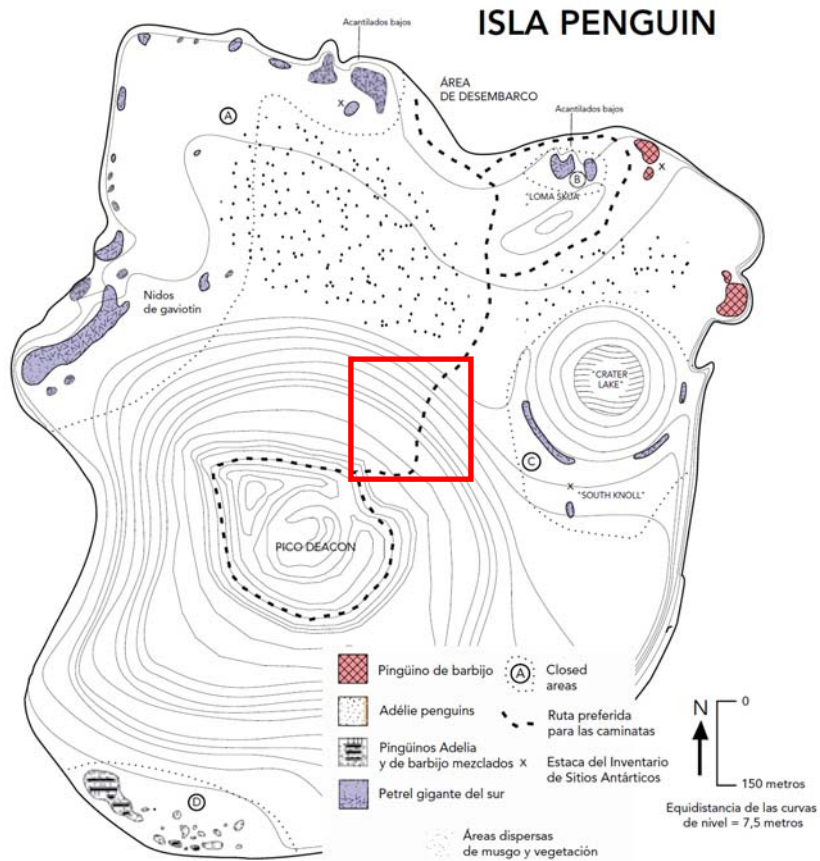


Figura 7.24: Mapa de la Isla Pingüino en el que se aprecia el recorrido del sendero que asciende al Pico Deacon. Se ha destacado el tramo analizado. *Fuente:* Secretaría del Tratado Antártico (2011).

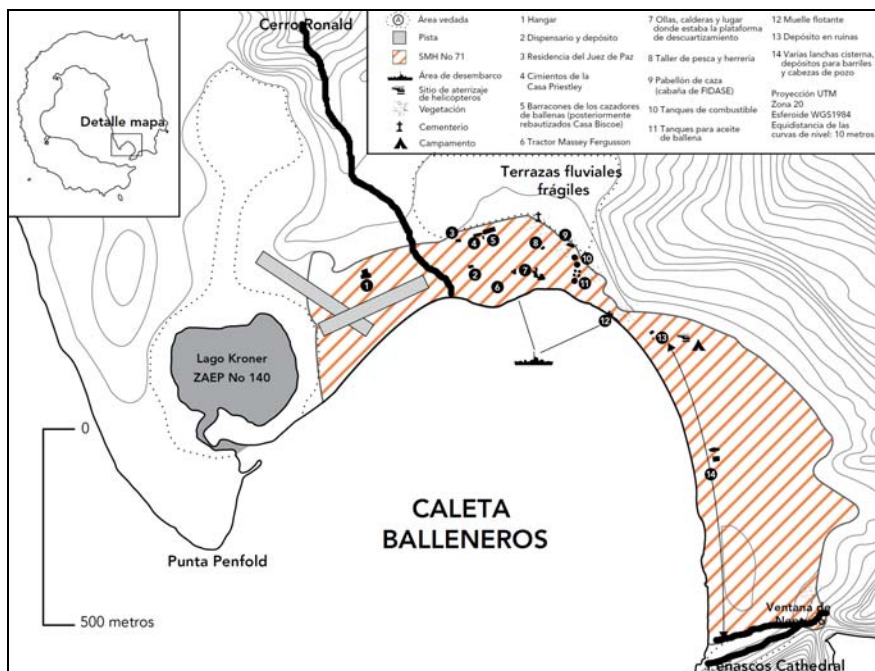


Figura 7.25: Mapa de la zona de Bahía Balleneros en el que se muestran los dos itinerarios analizados: la subida al Cerro Ronald (parte superior) y los senderos de ida y vuelta a la Ventana de Neptuno (parte inferior derecha). *Fuente:* adaptado de la Secretaría del Tratado Antártico (2011).

Resultados

A pesar de que el sendero analizado en la Isla Barrientos no es la ruta oficial, la resistencia a la penetración obtenida en su zona central fue considerable, alcanzándose los 4,96 Kg/cm² de media. Los datos en esta zona de máximo impacto presentan una cierta dispersión debido a la influencia de algunas medidas realizadas en puntos con presencia de agua, en los que la resistencia registrada fue muy baja (**Figura 7.26**). Los valores para las zonas de referencia son considerablemente menores, con medias en torno a 1,26 Kg/cm², existiendo diferencias significativas a nivel estadístico entre el centro y ambos controles (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$ en ambos casos). El comportamiento de estas zonas externas frente a la resistencia a la penetración fue similar (U de Mann-Whitney, $p = 0,304$), por lo que para análisis posteriores se han considerado los datos como un único conjunto. Destacar también que la dispersión de los valores es considerablemente mayor en la zona central, una tendencia que suele observarse en la mayoría de senderos recreativos. Las zonas de referencia presentan valores menos variables, mientras que en el trazado hay grandes diferencias debido a las diferentes respuestas al pisoteo debidas al microrrelieve y otros factores a pequeña escala. En este caso, la influencia de la pendiente es escasa, ya que no hay grandes desniveles (**Cuadro 7.6**). La anchura media es de 128 cm, no superando en ningún punto los 3 m. Se trata de un dato un tanto elevado en comparación con la mayor parte de los senderos turísticos antárticos, los cuales suelen estar en torno a los 80 cm. La razón es que al ser un tramo que discurre sin apenas pendiente, algunos turistas tienden a desplazarse en paralelo, incrementando la banda afectada por el trazado. En cuanto a la abundancia de colémbolos, se observaron grandes diferencias entre las tres zonas de muestreo. En el centro del sendero apenas se recogieron 29 ejemplares, mientras que en los otros dos puntos se obtuvieron abundancias mucho mayores: 664 a 50 cm a la izquierda y 158 a 50 cm a la derecha del trazado. Estos valores hacen que haya diferencias significativas a nivel estadístico entre todas las zonas al enfrentarlas por parejas (U de Mann-Whitney, $p_{\text{izq-centro}} = 0,016$; $p_{\text{izq-dcha}} = 0,045$; $p_{\text{centro-dcha}} = 0,037$). Todos los ejemplares recolectados pertenecían a la especie *Cryptopygus antarcticus*. Aunque la distribución parcheada de estos organismos hace que haya diferencias destacadas en la abundancia entre cada punto de muestreo (el dato varía entre 0 y 314 ejemplares), un análisis en conjunto permite ver que los desplazamientos de los visitantes afectan negativamente a la comunidad edáfica. De hecho, durante el trabajo de campo se anotó que la parte derecha del sendero se encontraba en general más afectada por el pisoteo (se observaron más daños en la vegetación adyacente), lo cual está en consonancia con la menor abundancia de colémbolos registrada en esta zona de control. También se ha llevado a cabo un análisis para ver la influencia de la variable sustrato en la presencia de colémbolos, sin que existan diferencias significativas entre las zonas de suelo desnudo y aquellas ocupadas por musgos (U de Mann-Whitney, $p = 0,318$). Considerando que *Cryptopygus antarcticus* prefiere alimentarse de algas y líquenes antes que de musgos (Worland & Lukesova, 2000; Bokhorst *et al.*, 2007) al ser mayor su eficiencia de asimilación (Burn, 1986), y que su distribución es muy irregular, es normal que no estén asociadas en exclusiva a las zonas de vegetación. Indicar por último que en las muestras se hallaron 30 ácaros, los cuales fueron registrados pero no considerados en los análisis ni identificados.

En la comparativa del sendero en dos campañas, 2008-09 y 2010-11 (**Figura 7.27**), lo primero que llamó la atención de los investigadores fue una mejoría de las condiciones del trazado en el último año. La primera hipótesis que surge al analizar esta situación es que las directrices de visita de la Secretaría del Tratado Antártico se cumplen en la mayoría de los casos, lo que estaría haciendo que las cifras de usuarios de este tramo no oficial se redujeran. No obstante, es complicado separar la influencia de esta medida informativa del efecto de las propias condiciones ambientales. Y es que como ya se comentó, los restos de un nevero cubrían gran parte del trazado a pesar de que la temporada turística estaba ya avanzada, por lo que es razonable pensar que la nieve habría estado protegiendo el suelo frente al pisoteo durante gran parte de la campaña 2010-11. Sea como fuere, lo cierto es que los últimos datos registrados son significativamente menores tanto en el caso del centro del sendero como en las zonas de referencia (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$ en ambos casos). En el primer caso, se registró una resistencia a la penetración media de 1,43 Kg/cm² y en el segundo de 0,75 Kg/cm². Al margen de cuál sea la razón que ha influido en mayor medida en este descenso de la resistencia a la penetración, los datos apuntan a que puede producirse una cierta recuperación tras dos años, aunque los valores de la campaña 2010-11 del centro del sendero continúan siendo mayores a los de las zonas de referencia de ese mismo año (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$).

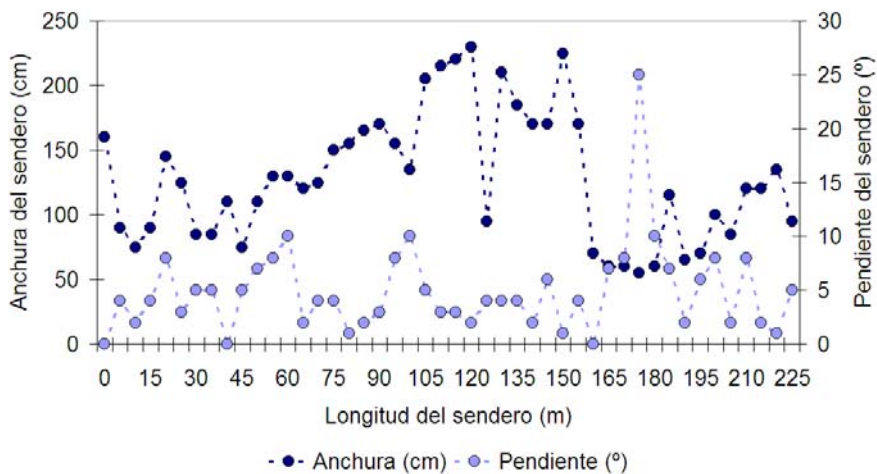
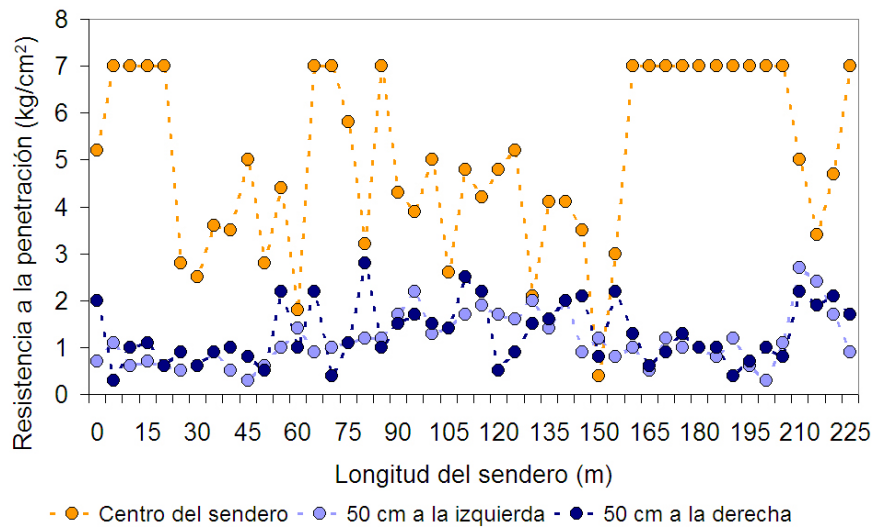
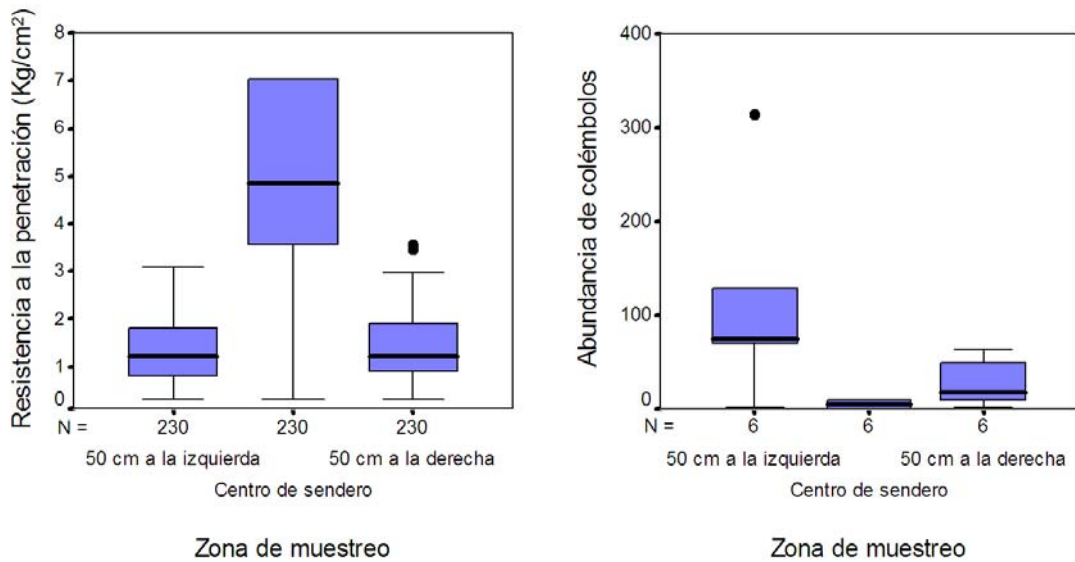


Figura 7.26: Datos correspondientes al tramo de 228 m del sendero analizado en la Isla Barrientos en la campaña 2008-09. En la parte superior, diagramas de cajas para los parámetros resistencia a la penetración y abundancia de colémbolos. En el gráfico central se detallan los resultados para la resistencia a la penetración en los 147 puntos en los que se realizaron mediciones, 49 en el centro del sendero y otros tantos a 50 m a izquierda y derecha. El punto 150 m corresponde a una zona en la que un arroyo formado por el deshielo había encharcado el sendero. En la parte inferior, comparativa de la anchura del sendero (puntos azul oscuro) frente a la pendiente (puntos azul claro).

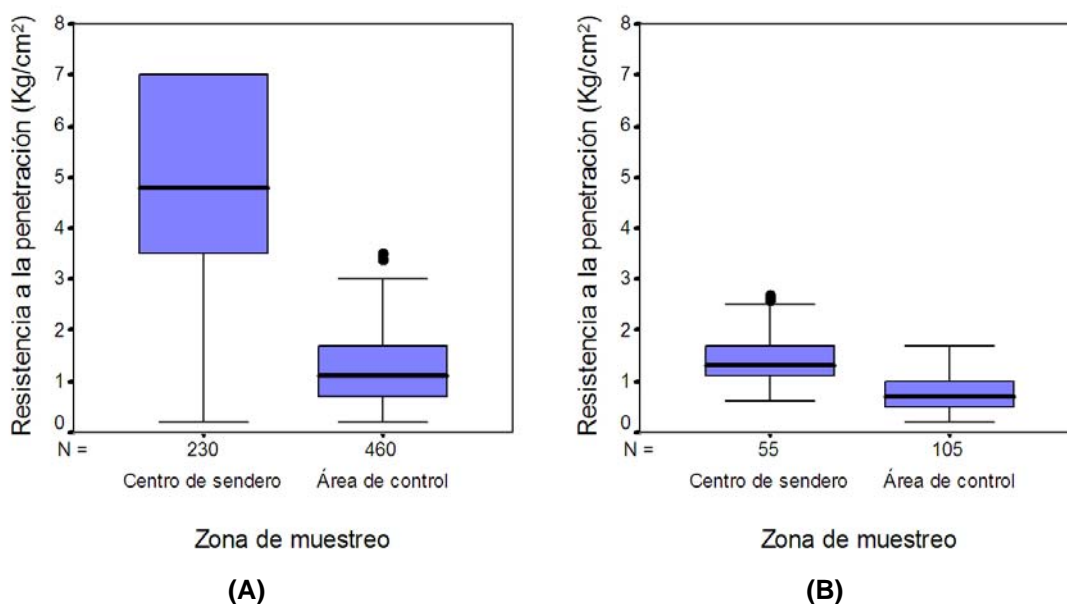


Figura 7.27: Diagramas de cajas para las mediciones de resistencia a la penetración realizadas en el sendero de la Isla Barrientos en las campañas 2008-09 (A) y 2010-11 (B). El volumen de datos es diferente debido a que una parte del sendero se encontraba cubierto por los restos de un nevero durante la última campaña, lo que impidió replicar de forma exacta el muestreo de 2008-09.

	Isla Barrientos	Pico Deacon (I. Pingüino)	Cerro Ronald (I. Decepción)	Ventana Neptuno (I. Decepción)
Media	4,87	12,55	10,12	7,22
Error típico	0,61	0,95	1,82	0,59
Desviación típica	4,11	4,25	9,06	5,01
Mínimo	0	5	0	2
Máximo	25	21	25	23

Cuadro 7.6: Datos de las pendientes correspondientes a los cuatro senderos turísticos analizados.

En la campaña 2008-09 se registró la resistencia a la penetración en un pequeño tramo utilizado exclusivamente por pingüinos que se encontraba muy próximo al sendero no oficial usado por los turistas, por lo que se esperaba que las características de los suelos fueran parecidas. Hasta el momento, las alteraciones sobre los suelos debidas a la propia fauna local antártica han recibido muy poca atención por parte de la comunidad científica. En algunos trabajos se citan los efectos de las colonias costeras sobre la vegetación (Tilbrook, 1967; Smith, 1988; Kanda & Inoue, 1994; Convey & Lebouvier, 2009), pero no existen datos sobre los efectos de los desplazamientos de los vertebrados. Los resultados de este estudio muestran que el tránsito continuado de la fauna local puede generar valores de compactación superiores a los registrados en un sendero turístico (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$). Los pingüinos alcanzan los 6,33 Kg/cm² de media, con una dispersión de los datos menor, ya que su desviación típica es de 1,096 frente a los 1,867 de los datos de los turistas. En los correspondientes diagramas de cajas (**Figura 7.28**) se observa una mayor compactación en las zonas de referencia del sendero de los pingüinos, la cual va acompañada de una mayor variabilidad. Sin embargo, se mantiene la existencia de diferencias significativas tanto entre los dos puntos de control respecto al centro del sendero, como entre las dos zonas exteriores (U de Mann-Whitney, $p_{izq-centro} < 0,000$; $p_{izq-dcha} = 0,001$; $p_{centro-dcha} = 0,000$). Si analizamos cómo

varía la resistencia a la penetración a lo largo del tramo considerado, vemos que los valores extremos de resistencia a la penetración en las zonas de control se sitúan justo al principio y al final del mismo. Esto puede deberse a que en las entradas coincidan al mismo tiempo algunos individuos y tarden una cierta distancia en poder acceder todos al centro del sendero, que es el camino más cómodo para los pingüinos. Esta hipótesis se ve reforzada por el hecho de que estos valores extremos aparezcan sobre todo al inicio del sendero, el cual se situaba justo junto al collado de acceso desde la playa. En el caso de bajar hacia la costa, una pequeña espera no es un problema para las aves, ya que pueden permanecer en un lugar plano. Sin embargo, si se asciende desde la playa es más probable que se tenga prisa por completar el recorrido debido a que se acabaría de superar una fuerte pendiente. Esto puede ser más acuciante si se lleva un peso extra debido al alimento transportado para las crías. Otro dato que apoya esta suposición es el de la anchura del sendero, la cual es un poco mayor en los primeros metros. Sea cual sea la causa, este ejemplo muestra el interés de combinar las representaciones gráficas agregadas (diagramas de caja) con otras más detalladas (diagramas de dispersión).

Con objeto de comprobar si las tendencias observadas en tramos de senderos en los que la pendiente no era elevada se mantenían en zonas con un fuerte desnivel, se analizaron dos tramos de 30 m de longitud situados en el descenso hacia las playas occidentales de la isla (**Figura 7.29**). En el caso de los pingüinos no se detectaron diferencias significativas entre los datos obtenidos en el centro del sendero en pendiente con el tramo más plano (U de Mann-Whitney, $p = 0,645$). Sin embargo, el centro del sendero en pendiente utilizado por los visitantes sí que presenta valores muy superiores respecto al que discurre por un terreno llano (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$), superándose en la mayor parte de las medidas el rango de medición del penetrómetro. De hecho, en los correspondientes diagramas de cajas se puede observar que los datos por debajo del límite máximo de detección son considerados atípicos. Esto refleja la diferencia que supone moverse con un peso de 3,2-5,3 Kg, frente a otro de 60-90 Kg cuando se asciende una fuerte pendiente. Los humanos tienden a clavar la puntera de la bota para ganar impulso, lo que hace que se genere una mayor compresión del terreno que se traduce en una mayor compactación. Destacar que la pendiente media es ligeramente inferior en el caso de los humanos ($17,6^\circ$ frente a $18,2^\circ$), pero sin que existan diferencias significativas a nivel estadístico (U de Mann-Whitney, $p = 0,636$). Esta clase de experimentos resultan de utilidad para identificar las condiciones bajo las cuales los desplazamientos de los turistas pueden generar perturbaciones por encima de las que produce de forma natural la fauna autóctona. No obstante, resulta necesario un mayor esfuerzo de investigación en este sentido.

Las investigaciones mostradas hasta ahora permitieron validar los parámetros e indicadores de seguimiento propuestos a través de su aplicación en senderos turísticos antárticos reales. Con objeto de profundizar en las variables ambientales que podrían influir en el comportamiento de estos parámetros, se amplió el rango geográfico del estudio para incorporar tres nuevos senderos. Estos itinerarios discurrían sobre sustratos totalmente distintos a los de la Isla Barrientos. En este caso, los suelos se caracterizaban por un origen volcánico, la presencia residual de texturas finas, la ausencia de vegetación macroscópica y un bajo contenido en materia orgánica. Los resultados se muestran en la **Figura 7.30**. Las resistencias a la penetración en este tipo de suelos son mucho menores, aunque se mantienen las diferencias significativas entre los datos obtenidos en el propio sendero respecto a las zonas de control (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$ para los tres senderos). El valor medio para la zona más impactada del sendero al Pico Deacon es de $0,312 \text{ Kg/cm}^2$, con una desviación típica de $0,0946$. Los valores registrados en los senderos al Cerro Ronald y a la Ventana de Neptuno también son bajos, $1,057 \text{ Kg/cm}^2$ y $0,512 \text{ Kg/cm}^2$ respectivamente. Aunque los niveles de uso no son los mismos en los cuatro casos estudiados, hay que tener en cuenta que posiblemente el sendero de la Isla Barrientos no sea el que ha soportado una mayor presión recreativa histórica. Los resultados muestran que la granulometría constituye un factor determinante a la hora de que un suelo presente una mayor o menor vulnerabilidad ante la compactación. Esta variable puede verse afectada a su vez por la pendiente (**Cuadro 7.6**), la cual favorece los procesos de erosión y transporte de las partículas más finas ladera abajo en este tipo de suelos, algo que pudo observarse claramente en el trabajo de campo realizado en el Pico Deacon. Esta ruta presentaba una pendiente significativamente mayor que la de otros senderos como el de Barrientos (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$) o el de la Ventana de Neptuno (U de Mann-Whitney, $p < 0,000$), y el suelo estaba muy poco consolidado. Esto hizo que se obtuvieran unos datos de resistencia a la penetración muy próximos a cero y poco dispersos.

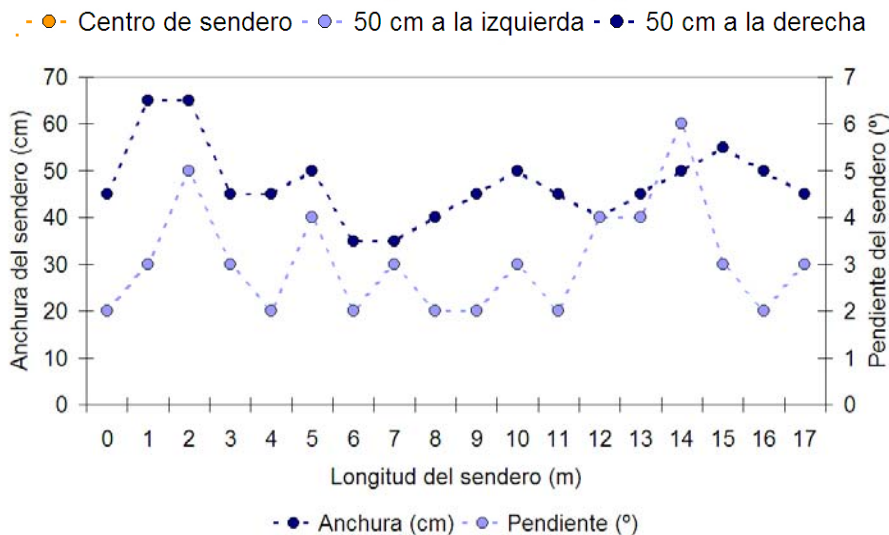
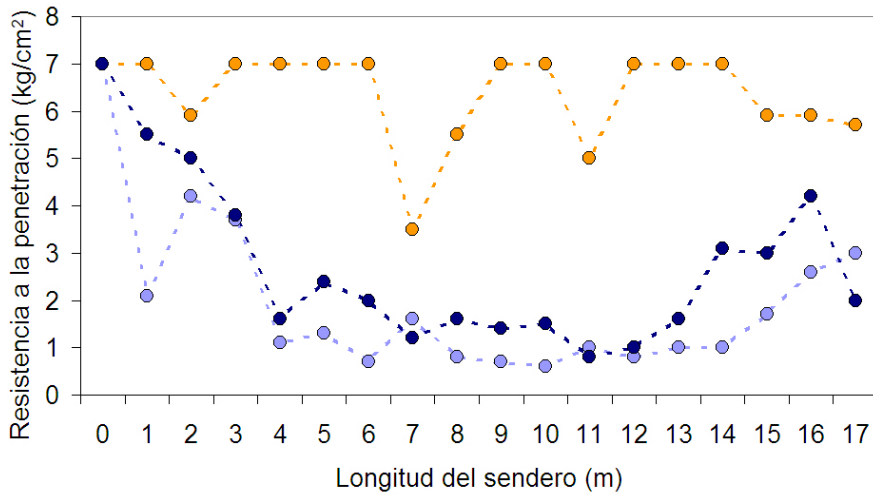
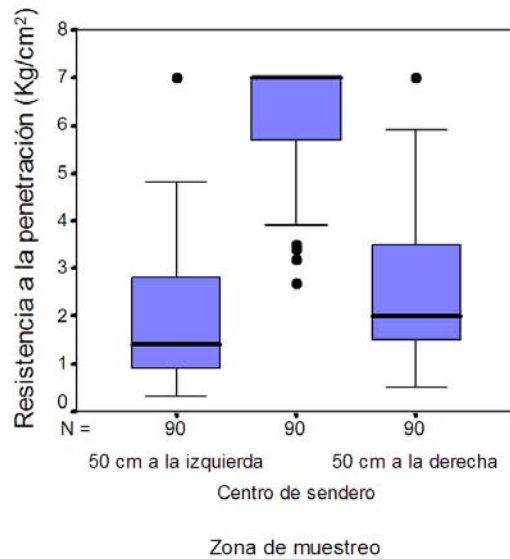


Figura 7.28: Datos de un sendero de 17 m creado por los desplazamientos de los pingüinos en la Isla Barrientos. En la parte superior se muestra un diagrama de cajas para la resistencia a la penetración medida en el centro del sendero y en las zonas de control (50 cm a derecha e izquierda). En el gráfico central se detallan los resultados de este parámetro para cada uno de los 18 puntos de muestreo considerados. En la parte inferior se enfrentan la anchura del sendero (puntos azul oscuro) y la pendiente (puntos azul claro).

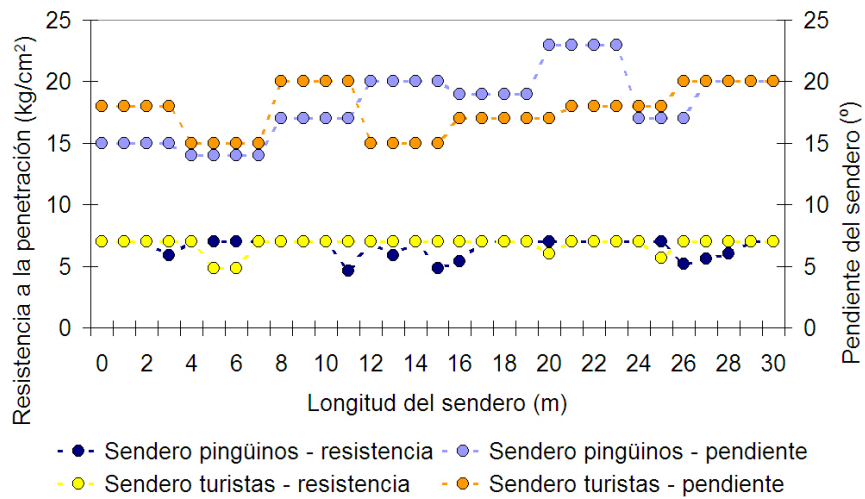
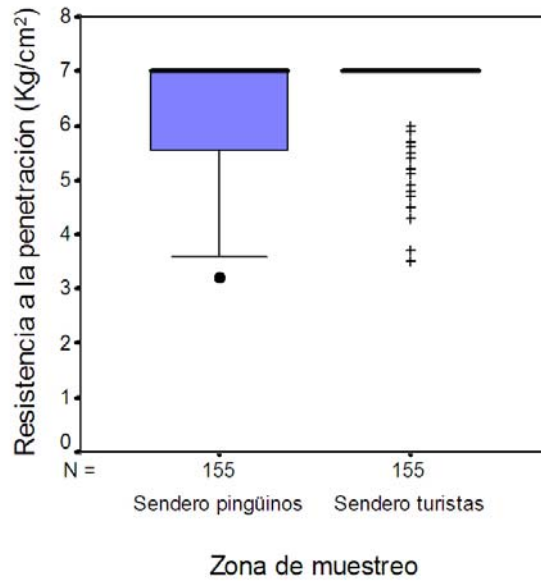
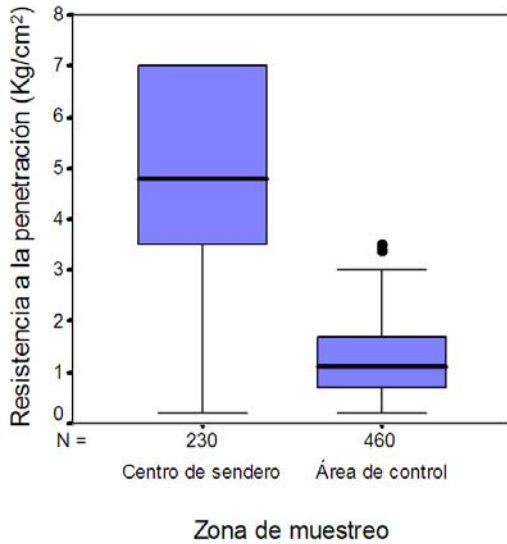
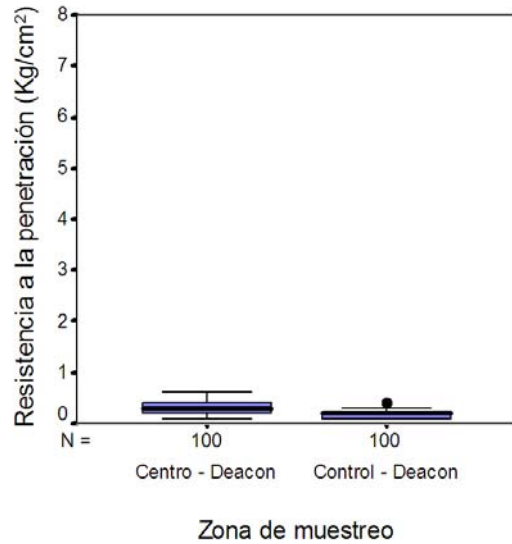


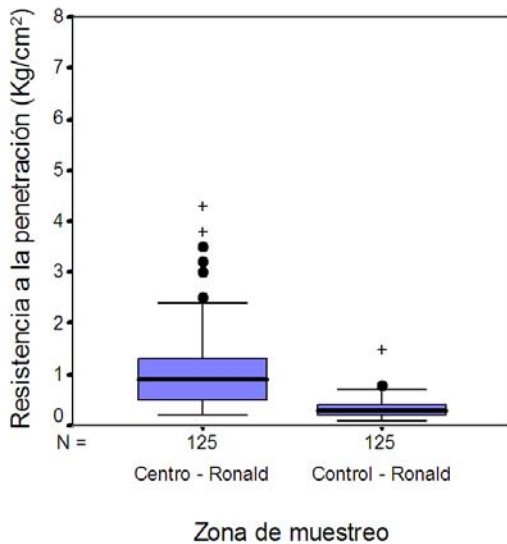
Figura 7.29: Comparativa de dos senderos paralelos de 30 m, uno creado por los turistas y otro utilizado exclusivamente por pingüinos. Se muestran los correspondientes diagramas de cajas para la resistencia a la penetración (gráfico superior), los datos detallados de resistencia a la penetración y la pendiente para todo el recorrido (gráfico central) y una imagen donde se ven ambos recorridos (A, sendero de pingüinos; B, sendero de turistas).



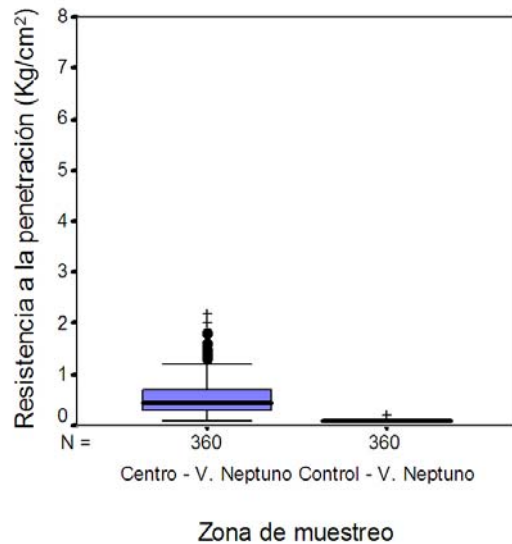
(A)



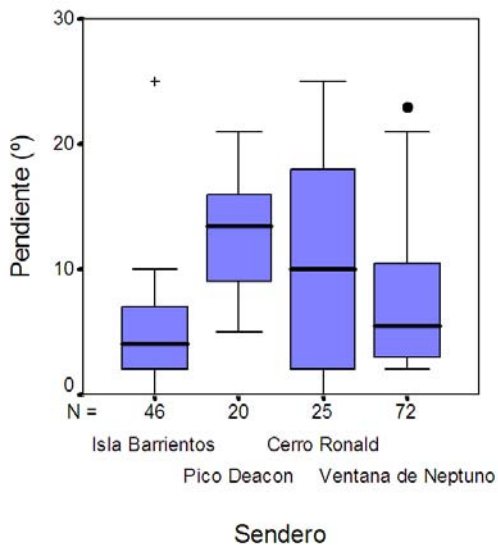
(B)



(C)



(D)



(E)

Figura 7.30: Diagramas de cajas en los que se muestra la resistencia a la penetración en los cuatro senderos turísticos analizados: (A) ruta no oficial de la Isla Barrientos, (B) ascenso al Pico Deacon, Isla Pingüino, (C) subida al Cerro Ronald, Isla Decepción, y (D) acceso a la Ventana de Neptuno, Isla Decepción. En el gráfico (E) se comparan las pendientes registradas a lo largo de los cuatro trazados. El volumen total de datos varía al depender de la longitud del sendero y la distancia de separación establecida entre los puntos de muestreo. Como en ocasiones anteriores, en los diagramas de cajas se muestran la mediana, los cuartiles con el límite superior correspondiendo al percentil 75 y el inferior al percentil 25, los datos atípicos (•) y los valores extremos (+).

Discusión

Los parámetros e indicadores de seguimiento propuestos han funcionado correctamente al aplicarlos en senderos recreativos antárticos, mostrando las mismas tendencias observadas en los estudios preliminares desarrollados en la Península Byers. Las metodologías de trabajo han sido ligeramente adaptadas para dar respuesta a ciertas cuestiones que se habían planteado, como la influencia sobre la resistencia a la penetración de factores como la pendiente o el sustrato. Aún así, se han mantenido los diseños básicos basados en la comparación entre las zonas sometidas a un mayor nivel de presión con otras próximas consideradas como no impactadas, o que al menos son perturbadas de forma más esporádica. En consonancia con lo propuesto por la bibliografía especializada, los suelos poco desarrollados dominados por sustratos rocosos y aquellos caracterizados por un tamaño de partículas grueso se mostraron menos vulnerables a la compactación (Campbell *et al.*, 1998). No obstante, la presencia de una escasa cantidad de materia orgánica no fue un factor que propiciara este impacto en los sustratos analizados, tal y como proponían algunas fuentes (Soil Survey Staff, 2006). El contenido de carbono orgánico en los suelos de Barrientos analizados está en torno al 2% (Samsundar, 2011), mientras que en Decepción varía entre 0,1 y 1% (Bolter *et al.*, 1999). Para la Isla Pingüino no existen datos, pero los valores podrían ser similares a los obtenidos en otras localizaciones volcánicas, por lo que la media debe estar próxima al 1% y difícilmente se superaría el 2% (Navas *et al.* 2008). Por lo tanto, una mayor cantidad de materia orgánica no parece que favorezca la compactación en estos suelos. Puede decirse que simplemente la influencia de ciertas variables ambientales es mayor que la de otras en el caso de los suelos antárticos. Por ejemplo, los suelos dominados por texturas gruesas difícilmente podrán ser compactados de una forma significativa como consecuencia del pisoteo. En cuanto al segundo parámetro de seguimiento, la abundancia de colémbolos, señalar que su comportamiento ha sido adecuado. A pesar de la influencia de la distribución parcheada, ha mostrado ser sensible a los impactos recreativos en senderos reales. De nuevo la especie *Cryptopygus antarcticus* ha sido la más abundante, por lo que se refuerza su buena disposición para ser utilizada como bioindicador. Recordar de nuevo que este parámetro puede ser utilizado complementariamente para el control y detección temprana de especies de colémbolos exóticas, aunque en la Isla Barrientos no se localizaron especies no autóctonas. Se debe tener en cuenta que la amenaza de las bioinvasiones es una de las principales preocupaciones de la comunidad científica antártica en estos momentos, por lo que este tipo de información resulta de enorme interés. Destacar finalmente que para los dos parámetros de seguimiento se ha desestimado la definición de unos umbrales fijos de alerta debido a que la variabilidad natural es muy elevada. Esto hace que dichos valores posean un interés muy limitado para su aplicación en situaciones reales. Por otro lado, los diseños propuestos (basados en la comparativa con zonas de control próximas de similares características) evitan la necesidad de contar con esta información para valorar el grado de perturbación debido a la actividad humana.

Respecto a la resiliencia de este compartimento ambiental, señalar que la capacidad de recuperación del suelo puede ser mayor que la que inicialmente le han atribuido algunos autores (Ayres *et al.*, 2008). Todo depende de la intensidad de la alteración sufrida y del tipo de suelo analizado. Por ejemplo, los sustratos dominados por lapilli, material volcánico que varía entre 2 y 64 mm, son muy poco sensibles a los efectos del pisoteo en la Antártida. El ciclo de hielo-deshielo en la superficie y la acción de los fuertes vientos habituales en la zona contribuyen a reducir los efectos de la compactación sobre ellos. En el resto de suelos, es posible que períodos de 3-5 años sean suficientes para volver a las condiciones iniciales, aunque es necesario desarrollar nuevas investigaciones para valorar esta cuestión. Hay impactos que perduran mucho tiempo, como son los cambios cromáticos o el desplazamiento de las piedras de cierto tamaño del trazado del sendero. Pero lo fundamental en estos casos es determinar si estas alteraciones tienen o no consecuencias ecológicas de importancia.

Al margen del propio seguimiento de los impactos recreativos, estas investigaciones pueden contribuir a la toma de decisiones de gestión en los sitios turísticos. Por un lado, su aplicación a través de programas de monitoreo a medio y largo plazo generaría la información necesaria para plantear la necesidad de cierres temporales cuando se superasen ciertos niveles de impacto. Las estadísticas anuales de la IAATO pueden resultar de gran ayuda en esta tarea, ya que permiten conocer y cuantificar las actividades recreativas que se desarrollan en los diferentes enclaves turísticos. También podrían validar las zonificaciones propuestas en las directrices de visita generadas por la Secretaría del Tratado Antártico, valorando en qué casos

es mejor una estrategia de concentración a través de senderos oficiales, o bien un enfoque dispersivo mediante áreas de libre tránsito. Finalmente, podrían aplicarse en la evaluación del éxito de las posibles actuaciones de rehabilitación que se desarrollasen en este territorio. Por todo ello, su uso podría ayudar en el mantenimiento de los valores naturales y estéticos de la Antártida, una cuestión prioritaria para la industria turística, que es la primera interesada en que este territorio se mantenga en las mejores condiciones posibles.

7.3.6. Dificultades de la investigación y futuras ampliaciones.

El desarrollo de un proyecto de investigación en la Antártida siempre es algo complicado a nivel logístico, ya que el aislamiento extremo obliga a planificar cuidadosamente el material que se ha de llevar y no siempre es posible contar con todo lo que se necesita. En el caso de esta investigación, no fue sencillo obtener un suministro eléctrico durante 48 horas para el secado de cada grupo de muestras de suelo destinadas a la extracción de los colémbolos. En el campamento de la Península Byers se trabajaba con grupos electrógenos, por lo que la potencia era limitada. En las bases la situación mejoraba bastante, pero también se debían tener en cuenta los requerimientos energéticos del resto de equipos de investigadores para no sobrecargar los sistemas. Con objeto de cubrir todas las opciones posibles, para la campaña 2008-09 se construyeron unos sistemas de secado de muestras autosuficientes que funcionaban con paneles solares. Aunque al final no tuvieron que ser utilizados, se dedicó un tiempo considerable a diseñarlos y probarlos. Lo mismo sucede con otras muchas cuestiones, como son la selección del equipo personal o el material de muestreo. La planificación es fundamental y la experiencia acumulada de anteriores campañas tiene un valor incalculable. Por esta razón, la ayuda de los miembros del equipo del proyecto LIMNOPOLAR resultó clave a la hora de poder implementar estas investigaciones. Al margen de participar en el diseño de los protocolos de muestreo y encargarse de la toma de datos en los primeros años, proporcionaron un valioso asesoramiento para la preparación de las dos campañas de muestreo en las que el autor de esta investigación ha participado. Mención especial merecen dos personas. Por un lado el Dr. Antonio Quesada del Dpto. de biología de la UAM, quien posibilitó el inicio de estos trabajos en la Antártida a través de una invitación para colaborar en la evaluación del impacto ambiental del proyecto LIMNOPOLAR, del que era el investigador principal. Y por otro, la Dra. Ana Justel del Dpto. de Matemáticas de la UAM, que junto a Antonio colaboró estrechamente en todos los estudios desarrollados en la Península Byers y, más tarde, formó parte del equipo de investigadores constituido para implementar las dos acciones complementarias que permitieron la aplicación de los indicadores de impacto en enclaves turísticos antárticos.

Al margen de la planificación y el equipo, existen otras cuestiones que han influido en la investigación. Destacar en este sentido la limitación de los tiempos de trabajo en las diferentes localizaciones seleccionadas. En una campaña de un mes de duración, el tiempo efectivo de muestreo en campo puede ser mucho menor de lo que inicialmente se pensaría debido a los desplazamientos, la coordinación con otros proyectos, las obligaciones de mantenimiento en las bases, etc. Sirva como ejemplo el señalar que todas las investigaciones desarrolladas en Isla Barrientos en 2008-09 corresponden a una estancia de un día y unas pocas horas, ya que las malas condiciones climáticas obligaron a suspender un segundo día de trabajo que estaba planificado. Una vez realizada la toma de muestras, éstas se conservan en las bases o los buques de apoyo y no vuelven a estar disponibles para su procesado hasta el regreso del BIO Las Palmas a España, lo que sucede al final de la campaña antártica. Esto significa que el análisis del material recolectado suele solaparse con la preparación de la siguiente campaña, lo que limita la posibilidad de rediseñar los protocolos de trabajo al no contar con toda la información sobre el éxito (o los errores) del trabajo realizado hasta ese momento. El no tener una experiencia directa del entorno hasta la campaña 2008-09 tampoco facilitó algunas decisiones, ya que es complicado diseñar protocolos de muestreo para un lugar que no se conoce. A la hora de implementar un protocolo en campo siempre hay pequeños cambios que mejoran las propuestas iniciales, o bien decisiones inmediatas que tomar debido a limitaciones técnicas, temporales o debidas a factores ajenos al proyecto (la meteorología, por ejemplo) que van surgiendo. Los primeros estudios llevados a cabo en la Península Byers fueron algo lentos debido a estas cuestiones y a que se trataba de un estudio complementario a los propios objetivos de investigación del proyecto LIMNOPOLAR. Esto limitó el volumen de datos a procesar, lo que afectó al tratamiento estadístico de los mismos. También hay varios estudios

que no han sido incluidos en este documento debido a que se carece de una cantidad de datos suficiente como para ir más allá de la mera especulación. Los cambios en el personal de campo de una campaña a otra tampoco ayudaron mucho. Concretamente, todos los datos de resistencia a la penetración de una campaña tuvieron que ser revisados y transformados al tomarse por error con la escala del penetrómetro que considera Kg en lugar de Kg/cm². Esta confusión afectaba gravemente a las series temporales, por lo que su detección fue un hecho de suma importancia. El desmantelamiento de la zona de seguimiento del sendero principal del campamento de investigación en la Península Byers también constituyó una pérdida importante. Señalar por último que la financiación a través de acciones complementarias de las últimas dos campañas de trabajo no ha permitido diseñar estudios que pudieran considerar el medio plazo, ya que no se pueden instalar equipos de seguimiento interanual en el campo al no tener la certeza de que se regresará el siguiente año para su desmantelamiento.

En cuanto a las posibles ampliaciones de la investigación, hay varias líneas de trabajo en las que sería muy interesante avanzar:

- Existen otros equipos de investigación que están analizando los efectos de los desplazamientos de los turistas y científicos sobre los suelos antárticos, aunque en este caso utilizan criterios morfológicos (O'Neill *et al.*, 2010). El cruce de datos posibilitaría comprobar si ambas metodologías pueden aplicarse de forma complementaria y si son sensibles a las mismas alteraciones o a niveles de uso similares.
- Hasta el momento se ha trabajado en el desierto sub-polar y en zonas que podrían ser incluidas en la categoría desierto-polar, por lo que resultaría adecuado ampliar el estudio al desierto frío. Un entorno de trabajo muy atractivo, y logísticamente viable debido a la presencia de diferentes estaciones antárticas de otras naciones, serían los Valles Secos. El análisis de un amplio abanico de suelos antárticos permitiría elaborar un ranking de su vulnerabilidad frente al pisoteo, así como una tabla de niveles o intervalos de referencia para los parámetros e indicadores seleccionados. Con esta tesis se ha dado un primer paso para abordar esta tarea, pero es necesario seguir avanzando en esta dirección.
- Es muy recomendable establecer estaciones de seguimiento en diferentes tipos de suelos para registrar la variabilidad de ciertos factores ambientales (temperatura, humedad) y su efecto en la compactación y la abundancia de colémbolos. Destacar en este sentido la posibilidad de diseñar experimentos para valorar la capacidad de recolonización de zonas impactadas por parte de los colémbolos, ya que no ha sido posible realizar este estudio en el marco de esta tesis. Para la campaña 2011-12 se han propuesto diversos experimentos relacionados con esta cuestión, pero los primeros resultados no estarán disponibles hasta dentro de un año.
- Se propone ampliar el estudio comparativo entre el impacto de los turistas y la fauna local para incluir otros grupos faunísticos al margen de los pingüinos. En la campaña 2005-06 se analizó la huella de un elefante marino como estudio exploratorio, obteniéndose unas tendencias similares a las de los humanos y pingüinos en lo relativo a la resistencia a la penetración, pero la cantidad de datos fue demasiado pequeña como para realizar aseveraciones respaldadas estadísticamente.
- El seguimiento del impacto de los campamentos temporales es un área que puede tener un gran interés en el futuro debido a que este tipo de instalaciones son cada vez más utilizadas en la Antártida. Los indicadores propuestos resultan de utilidad tanto para senderos como para zonas ocupadas por tiendas e instalaciones no permanentes. Nuestro equipo de investigación ha realizado algunos estudios en este sentido (Tejedo *et al.*, 2005) que no han sido incluidos en este documento al no estar relacionados directamente con el seguimiento del impacto en senderos.
- Aunque es complicado logísticamente, la mejora del conocimiento sobre los efectos de los desplazamientos sobre las poblaciones bacterianas antárticas puede ser un campo interesante como complemento a los colémbolos. No obstante, la interpretación es más complicada y no guarda una relación directa tan clara con los impactos ambientales como la compactación.

Capítulo 8

CASO DE ESTUDIO 2: PROPUESTA DE UNA GUÍA PARA LA GESTIÓN DE LOS SENDEROS EN LA ISLA BARRIENTOS



En este segundo caso de estudio se aplica el modelo de guía para la gestión propuesto en el Capítulo 4 a la red de senderos de la Isla Barrientos. Este enclave es visitado cada temporada por numerosas expediciones turísticas debido a que presenta una elevada diversidad, posee un acceso marítimo relativamente sencillo y su situación geográfica hace que las condiciones climáticas suelen ser más benignas que en otras zonas próximas. Tras describir el contexto legal, administrativo y recreativo de esta localización, se muestran los resultados del diagnóstico inicial sobre el que se sustenta la guía para la gestión de los senderos de este islote. Como cierre del capítulo se incluye una discusión relativa a las posibles dificultades existentes para la implementación de un instrumento de estas características en un enclave turístico antártico.

Imagen: un grupo de turistas recorre el sendero principal de la Isla Barrientos, Islas Shetland del Sur, Antártida.

8.1. Presentación de la zona de trabajo y justificación del estudio

La isla Barrientos se sitúa en la entrada septentrional del Estrecho English, entre las islas Robert y Greenwich (coordenadas 62° 24' S, 59° 47' O, **Figura 8.1**). Su tamaño no es muy grande, ya que tan solo tiene un kilómetro y medio en su parte más ancha. Los acantilados dominan la parte norte, donde alcanzan hasta 70 metros de altura, creando una pendiente suave hacia la costa sur. En los extremos oriental y occidental de la isla hay playas de arena negra y cantos rodados. Un rasgo geológico sobresaliente del extremo occidental es la existencia de columnas basálticas. Los suelos presentan diferentes valores de pH, variando de moderadamente ácidos a moderadamente básicos (**Cuadro 8.1**). La cantidad de materia orgánica en ellos es moderada, lo que hace pensar que la mayor parte de los nutrientes disponibles son rápidamente incorporados a la biota. Domina la fracción arena y el contenido en CaCO₃ es bajo. Los suelos próximos a la costa están influidos por las intrusiones salinas, por lo que el contenido en sales es elevado, al igual que la conductividad eléctrica, mientras que la materia orgánica es escasa. La presencia de metales es similar a otros lugares antárticos (**Cuadro 8.2**). Los suelos de esta isla poseen una alta diversidad microbiana, tal y como ha demostrado el estudio de cuantificación de extractos de ADN por espectrofotometría UV realizado por Samsundar (2011). Aunque no existen registros específicos, se presupone un clima marítimo polar similar al de la isla de Greenwich, situada a menos de dos millas náuticas de Barrientos y donde la base ecuatorial Pedro Vicente Maldonado (62°27'S, 59°44'O), situada a 10 m.s.n.m., realiza un registro de este tipo de variables ambientales. La temperatura media durante el verano austral se situaría pues entre -2 y 2 °C, mientras que las precipitaciones estarían alrededor de los 600 mm al año. La otra estación antártica próxima a la isla es la base chilena Luis Riopatrón (62° 22' S, 59° 42' O), ubicada a 40 m.s.n.m. en la costa norte de la Caleta Copper Mine, en la cercana Isla Robert, a unos 4,5 km de distancia.

Localización de la muestra		pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO ₃ (%)	C/N ratio	C (%)	N (%)	H (%)	S (%)
Sendero A, zona de la playa	μ	8,25	1,446	0,31	0,63	3,5	0,14	0,04	0,37	0,05
	σ	0,00	0,070	0,03			0,01	0,00	0,05	0,00
Sendero B, colonia de pingüinos	μ	6,43	0,052	1,43	Nd	6,2	0,93	0,15	0,70	0,00
	σ	0,12	0,001	0,02			0,03	0,00	0,06	0,00
Sendero B, pradera de musgos	μ	5,6	0,035	3,1	Nd	7,2	2,15	0,30	0,70	0,05
	σ	0,03	0,002	0,16			0,05	0,01	0,08	0,00

Cuadro 8.1: Propiedades físico-químicas de tres muestras de suelos procedentes de Isla Barrientos. Se indican las medias (μ) y las desviaciones típicas (σ) de los valores obtenidos. *Fuente:* Samsundar (2011).

Localización de la muestra		Ca	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	V	Zn
Sendero A, zona de la playa	μ	63.500	40	402	29	64.752	8	43.244	1.057	25.717	89	<1	249	91
	σ	9.192	0	27	1	15.779	1	9.804	259	2.985	3	-	34	7
Sendero B, colonia de pingüinos	μ	93.444	49	390	74	61.695	5	56.530	1.894	27.291	207	<1	175	92
	σ	5.380	5	40	10	18.391	2	19.649	18	2.823	27	-	27	14
Sendero B, pradera de musgos	μ	73.307	45	218	57	56.221	7	49.604	1.493	30.281	69	<1	226	106
	σ	9.192	0	0	2	1.000	0	6.742	327	4.780	6	-	7	3

Cuadro 8.2: Concentración de metales (mg/Kg) en tres muestras de suelos procedentes de Isla Barrientos. Se indican las medias (μ) y las desviaciones típicas (σ) de los valores obtenidos. *Fuente:* Samsundar (2011).

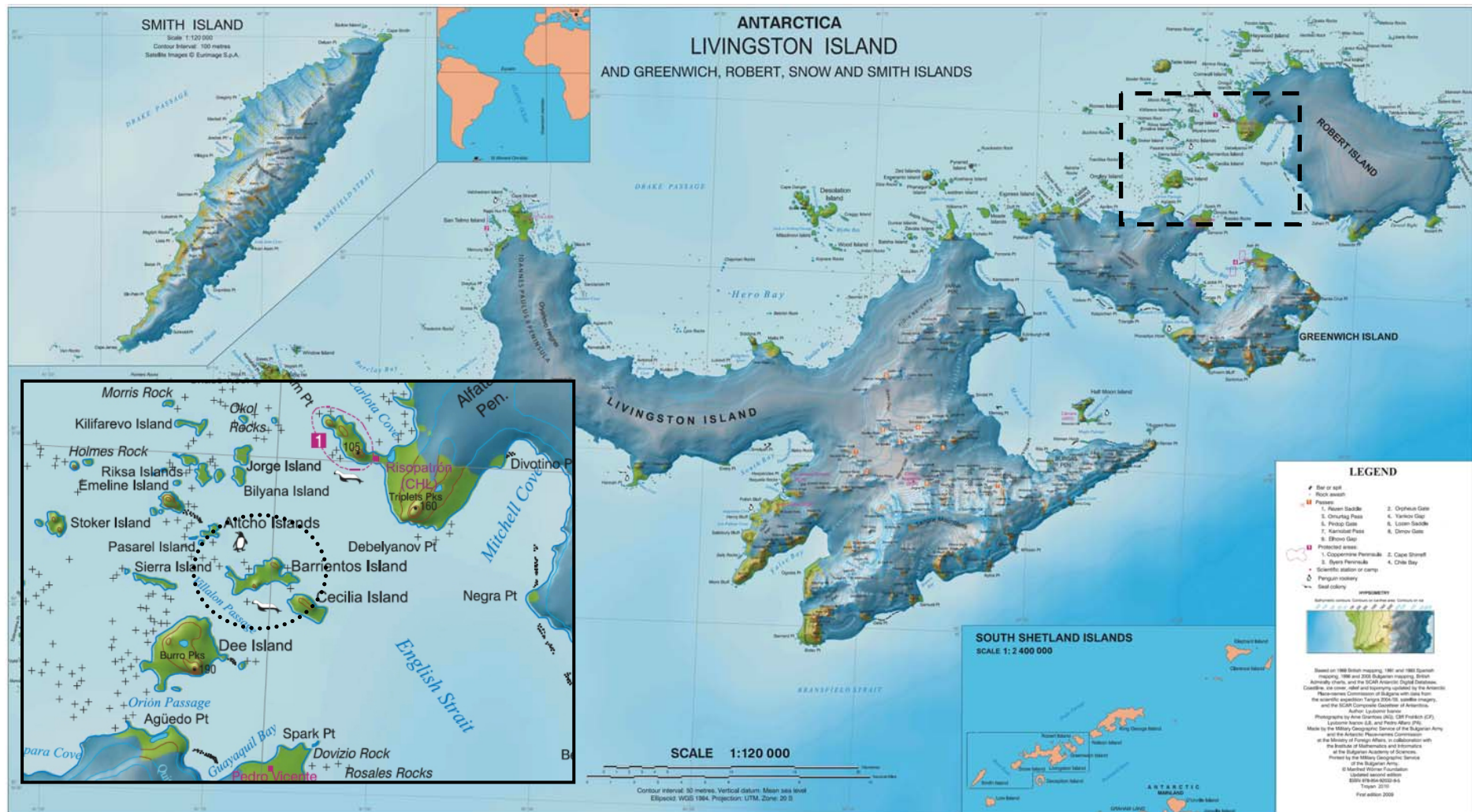


Figura 8.1: Mapa de localización de la Isla Barrientos en la zona de influencia de la Isla Livingston, en el archipiélago de las Shetland del Sur. La zona ampliada en la parte inferior izquierda se muestra en el mapa con un trazo discontinuo. *Fuente:* adaptado a partir del mapa elaborado por el *Military Geographic Service of the Bulgarian Army* (2009).

Entre los rasgos principales de este enclave destaca la presencia de grandes áreas de vegetación, algo bastante inusual en la mayoría de los sitios antárticos que son visitados por los turistas. La mayor parte del centro de la isla está cubierto por extensos rodales de diferentes especies de musgos. También pueden observarse numerosos líquenes, incluyendo *Xanthoria* spp., *Caloplaca* spp. y otras especies crustosas. El alga verde *Prasiola crista* es muy común. La fauna también es abundante, con numerosas aves utilizando la isla como centro de reproducción. Destacan las colonias de pingüino papúa (*Pygoscelis papua*), pingüino barbijo (*Pygoscelis antarctica*), petrel gigante común (*Macronectes giganteus*), gaviota cocinera (*Larus dominicanus*, Lichtenstein 1823) y varias especies de págalos (*Catharacta* spp.). También se cree que podrían reproducirse ocasionalmente cormoranes de ojos azules (*Phalacrocorax atriceps*) y petreles de Wilson (*Oceanites oceanicus*). Entre los mamíferos destacan las focas de Weddell (*Leptonychotes weddellii*), los elefantes marinos del Sur (*Mirounga leonina*) y los lobos finos antárticos (*Arctocephalus gazella*). Esta riqueza de especies de fauna y flora motivó su inclusión entre los enclaves con una alta diversidad en la tercera edición del *Antarctic Peninsula Compendium* (Naveen & Lynch, 2011). Esta obra recoge los 142 lugares que han sido estudiados por los investigadores del *Antarctic Site Inventory* (ASI), un proyecto de la ONG Oceanites para describir los principales sitios antárticos que son visitados, tanto por turistas como por otro tipo de grupos como científicos o personal de las estaciones antárticas. La Isla Barrientos ha sido visitada por miembros de esta ONG desde la campaña 1995-96 sin interrupción (**Cuadro 8.3**), obteniendo varios censos de determinadas especies consideradas indicadoras (**Cuadro 8.4**).

Especie	Parejas reproductoras	
Pingüino de Adelia	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Ocasional, sin reproducción confirmada
Pingüino barbijo	<i>Pygoscelis antarctica</i>	Reproductor confirmado
Pingüino papúa	<i>Pygoscelis papua</i>	Reproductor confirmado
Pingüino macaroni	<i>Eudyptes chrysolophus</i>	Ocasional, sin reproducción confirmada
Petrel gigante del Sur	<i>Macronetes giganteus</i>	Reproductor confirmado
Petrel plateado	<i>Fulmarus glaciodes</i>	Reproductor confirmado
Petrel damero	<i>Daption capense</i>	Reproductor confirmado
Cormorán antártico de ojos azules	<i>Phalacrocorax atrices</i>	Reproductor confirmado
Paloma antártica	<i>Chionis alba</i>	Reproductor confirmado
Págalo antártico	<i>Catharacta maccormicki</i>	Reproductor confirmado
Págalo antártico pardo	<i>Catharacta longbergi</i>	Reproductor confirmado
Págalo spp.	<i>Catharacta</i> spp. o híbrido	Reproductor confirmado
Petrel de Wilson	<i>Oceanites oceanicus</i>	Reproductor confirmado
Gaviota cocinera	<i>Larus dominicanus</i>	Reproductor confirmado
Gaviotín antártico	<i>Sterna vittata</i>	Reproductor confirmado
Elefante marino	<i>Mirounga leonina</i>	Ocasional, sin revolcaderos estables

Cuadro 8.3: Especies registradas en los censos del ASI realizados en Isla Barrientos de la campaña 1995-96 a la 2010-11 de forma ininterrumpida. Se indica el estatus asignado por los investigadores de este proyecto a cada especie. Esta relación no puede tomarse como un inventario completo de la riqueza de la isla, ya que el ASI se centra únicamente en ciertas especies seleccionadas por su abundancia en la Península Antártica. *Fuente:* Naveen & Lynch (2011).

Pingüino papúa <i>Pygoscelis papua</i>			Pingüino barbijo <i>Pygoscelis antarctica</i>	Petrel gigante del Sur <i>Macronetes giganteus</i>		
1.177	N1	Dic-1999	Aproximadamente 5.500 nidos en la campaña 2008-09 (ASI, datos no publicados). Se observa una gran variabilidad interanual en el tamaño de esta población.	108	N1	Dic-1999
1.236	C1	11-Ene-2002		153	C1	12-Dic-2001
1.486	N1	20-Dic-2003		156	N1	11-Ene-2002
1.998	N1	18-Nov-2005		142	N1	20-Dic-2003
2.483	C1/2	22-Ene-2006		164	N1	10-Ene-2005
1.639	N1	20-Dic-2006		143	N1	29-Nov-2005
Incremento del 39% en N1 desde el primer censo. Incremento anual de 1,05 ± 0,01.				144	N1	18-Nov-2006
				78	C1	5-Feb-2007
				Incremento del 33% en N1 desde el primer censo. Incremento anual de 1,04 ± 0,01. Esta tendencia es consistente con otras observaciones realizadas en la zona de la Península Antártica (Woehler & Croxall, 1997)		



Códigos. **N1**: nidos contados de forma individual, con precisión por encima del $\pm 5\%$. **C1**: crías contadas de forma individual, con precisión por encima del $\pm 5\%$. **C2**: crías contadas en un área conocida, a partir de la cual se realiza una extrapolación para la colonia con precisión entre el 5 y el 10%.

Cuadro 8.4: Censos realizados por el proyecto ASI en Isla Barrientos. *Fuentes:* Koester & Piedrahita (2007), Lynch *et al.* (2008).

Los jefes de expedición valoran muy positivamente esta concentración de fauna y flora en una isla relativamente pequeña, por lo que suelen incluir la Isla Barrientos en sus rutas. De hecho, es uno de los primeros destinos habituales en la zona de las Shetland del Sur y suele aparecer dentro del *Top-20* de enclaves antárticos visitados (IAATO, 2011). Las cifras de turistas que desembarcan en Barrientos muestran un crecimiento sostenido (**Figura 8.3**), situándose en torno a los 5.500 por temporada en los últimos cinco años. Estos turistas son acompañados por los guías y por el personal de apoyo de los cruceros turísticos, lo que genera cifras de visitantes algo más elevadas, aproximadamente 6.300 al año. Las estadísticas de la IAATO permiten obtener la contribución anual media de la plantilla a la cifra total de visitantes, la cual es del 11,4%. Por lo tanto, una de cada diez personas que visitan la isla no son turistas en el sentido estricto del término. Las playas orientadas al sur del extremo oriental de la isla son las más utilizadas para el acceso mediante lanchas neumáticas desde los cruceros turísticos. Existen otras posibles zonas de desembarco en la cara norte de la isla, pero en ambos casos hay que esperar a la marea alta para evitar problemas durante la aproximación a la costa, ya que hay algunas rocas sumergidas próximas a la superficie del mar. Una vez en la isla, la mayoría de los turistas realizan una breve visita a las colonias de fauna costeras (73% del total de actividades realizadas en este enclave según las estadísticas de la IAATO), o bien recorren la totalidad de la isla, ya que sólo son necesarias un par de horas para ello (11%). Otras actividades habituales son la realización de pequeños recorridos a bordo de las lanchas neumáticas para observar la fauna marina (5%), el kayaking (4%) o el submarinismo (3%) (ver **Cuadro 8.5** y **Figura 8.4** para más detalles). Comparando las cifras de turistas y de actividades realizadas, se concluye que la diversificación es relativamente pobre en este enclave, ya que la mayoría de la gente (el 90%) se limita a visitar las colonias de pingüinos barbijo y papúa que crían en las playas próximas a la zona de desembarco y, como mucho, recorren el resto de la isla o realizan una pequeña excursión en zodiac por los alrededores.



Figura 8.2: Turistas antárticos desplazándose por el sendero principal de la Isla Barrientos. Al fondo se puede observar cómo el crucero ha fondeado a una escasa distancia de la costa. En la parte central de la imagen se aprecia una de las banderas de color naranja utilizadas por los guías de este buque para balizar el itinerario. Este tipo de medida está destinada a evitar la dispersión de los visitantes, algo fundamental cuando se atraviesa una zona de vegetación como sucede en este caso.

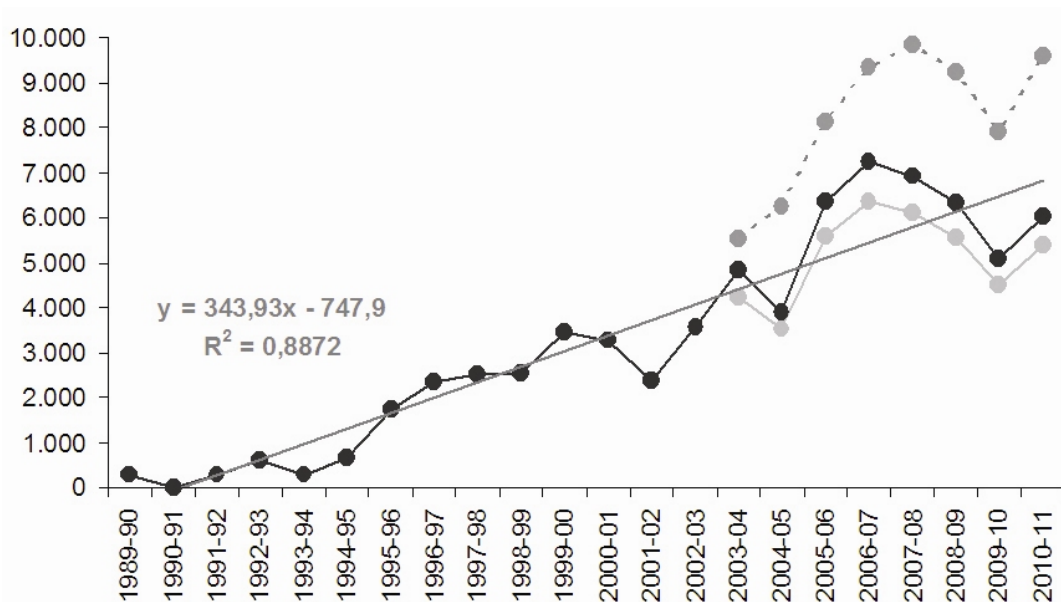


Figura 8.3: Evolución histórica de las cifras de visitantes de la Isla Barrientos para las campañas de 1989-90 a 2010-11 (puntos negros). En esta categoría se incluyen tanto los turistas, como los guías y el personal de apoyo de la plantilla de los cruceros que descienden a tierra. En el gráfico se muestra la tendencia de este dato, el cual sigue un modelo lineal positivo (p-valor 0,000). Para las últimas campañas, se indican las cifras de turistas (puntos en gris claro) y de actividades desarrolladas en este enclave (puntos en gris oscuro). *Fuente:* elaborado a partir de las estadísticas de visita de la IAATO (2011).

	Campaña								
	2003-04	2004-05	2005-06	2006-07	2007-08	2008-09	2009-10	2010-11	
Desembarco en lancha¹	4.807	4.651	6.635	7.259	6.947	6.710	5.153	6.002	48.164
Paseo largo²		553	82	703	1.705	1.416	905	2.132	7.496
Kayaking	98	69	493	351	291	356	242	501	2.401
RUV³	3	242					169		414
Submarinismo	2		239	439	248	506	434	175	2.043
Apoyo labores científicas⁴		360			124		312	348	1.144
Navegación en lancha	598	264	676	450	260	239	688	433	3.608
Otras actividades⁵		108		117	275				500
	5.508	6.247	8.125	9.319	9.850	9.227	7.903	9.591	65.770

1: El *Desembarco en lancha* incluiría una breve visita a las colonias costeras de fauna.

2: *Paseo largo* es una categoría utilizada para cuando los turistas no se limitan a visitar las colonias próximas a la zona habitual de desembarco y recorren toda la isla.

3: *Remote Underwater Vehicle*.

4: *Apoyo a labores científicas* se refiere principalmente a la participación de estudiantes y voluntarios en breves actividades de investigación. Por ejemplo, el gobierno ecuatoriano suele realizar un concurso entre los estudiantes de primer y segundo año de bachillerato cuyo premio es una estancia en la base Pedro Vicente Maldonado. También los miembros del proyecto *Students on Ice* serían incluidos en esta categoría.

5: *Otras actividades* engloba datos relativos a fondeos sin desembarco a tierra (54 personas en la campaña 2004-05), la navegación en crucero frente a la isla sin realizar un descenso a tierra (117 personas en 2006-07), la práctica de esquí o snowboarding (193 personas en 2007-08), las visitas a estaciones científicas (54 personas en 2004-05; se asume que este dato se refiere a las dos bases antárticas ubicadas en las proximidades, ya que en la propia isla no existe un equipamiento de este tipo) y actividades no especificadas (82 personas en 2007-08).

Cuadro 8.5: Número de personas que realizan diferentes tipos de actividades recreativas en la Isla Barrientos desde la campaña 2003-04 a la 2010-11. Se indican los totales para cada campaña y tipo de actividad. *Fuente:* elaborado a partir de las estadísticas de visita de la IAATO (2011).

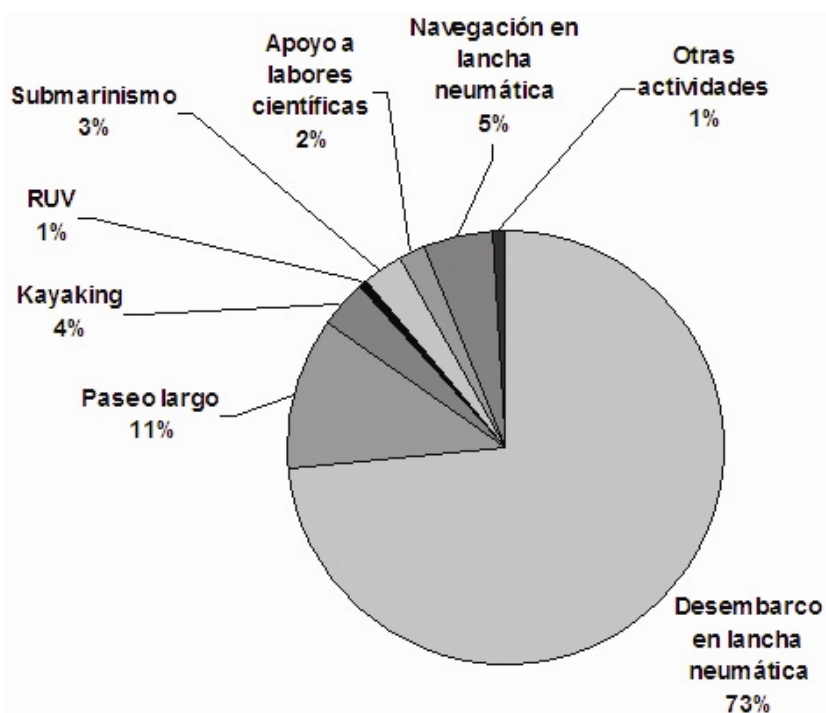


Figura 8.4: Distribución de las actividades recreativas realizadas en la Isla Barrientos. Se han integrado los datos para el período comprendido entre las campañas 2003-04 y 2010-11. Las categorías son las mismas que en el *Cuadro 8.5*. *Fuente:* elaborado a partir de las estadísticas de visita de la IAATO (2011).

El nivel de visitas que recibe este enclave y la destacada riqueza de especies presente motivaron su inclusión en la primera colección de directrices de visita elaborada por la Secretaría del Tratado Antártico con la colaboración de la ONG Oceanites. Respecto a los desembarcos, este documento sugiere permitir el acceso a la isla únicamente a aquellos buques que transportan 200 pasajeros o menos, no pudiendo coincidir dos embarcaciones al mismo tiempo para la visita y existiendo un límite de dos buques en total por día. Señalar a este respecto que se entiende por buque aquellas embarcaciones de más de 12 pasajeros, por lo que varios yates de pequeño tamaño podrían coincidir sin incumplir esta normativa. En cuanto a los turistas desembarcados, se establece un máximo de 100 visitantes en tierra por vez, sin contar los guías y jefes de expedición. Adicionalmente, existe un período de descanso para la fauna de modo que no podrá haber visitantes en tierra entre las 22:00 y las 04:00 horas (hora local). Una vez en tierra, las directrices de visita recomiendan a los turistas que caminen lentamente y con cuidado, evitando en todo momento desplazarse sobre la vegetación. Se ha de mantener una distancia precautoria de cinco metros respecto a la fauna y ceder siempre el paso a los animales. Esta distancia deberá incrementarse en caso de observar cualquier cambio del comportamiento. En el caso de los nidos de los petreles gigantes, se establece una zona de exclusión de 50 metros como mínimo. También se recomienda tener un especial cuidado con los lobos finos antárticos, ya que pueden ser agresivos. Se desaconseja transitar en las proximidades de los acantilados, las paredes verticales o los farallones, ya que pueden producirse desprendimientos.

En cuanto a la zonificación de esta isla, señalar que existen dos áreas, el extremo oriental y el occidental, donde se permite el libre tránsito de turistas, aunque siempre bajo la supervisión de los guías. La presencia de visitantes está vedada tanto en el sector central de la isla, como en tres enclaves muy específicos dentro de estas áreas. En uno debido a que se ha establecido una estación destinada al monitoreo de unas colonias de pingüino barbijo (Área A) y en otros dos por la presencia de áreas de nidificación de petreles gigantes (Áreas B y C) (ver **Figura 8.6** para más detalles). Existe un sendero que conecta ambas áreas de libre circulación por el que los turistas pueden desplazarse en grupos guiados de 10 personas como máximo. Esta ruta aprovecha parte de un cauce de cantos rodados que atraviesa la zona de musgos, lo que limita el impacto de los usuarios sobre el entorno, sobre todo en el caso de la vegetación.

Tanto las directrices de visita como la zonificación tratan de evitar los impactos derivados de la actividad turística, entre los que destacan los problemas de erosión que aparecen en los múltiples senderos que atraviesan zonas de vegetación dispersa en los extremos oriental y occidental de la isla, así como la aparición de basura y daños a la vegetación en las proximidades del sendero que conecta ambas zonas. Los censos realizados por el proyecto ASI parecen indicar que los petreles gigantes no se están viendo afectados en exceso por la presencia de turistas, ya que su población tiende a aumentar con el tiempo, aunque es complicado asegurarlo sin un programa de seguimiento más detallado. Hay que tener en cuenta que una proporción alta de grupos desembarcan por primera vez en suelos antárticos en Barrientos y allí son “*entrenados*” en las formas adecuadas de conducta (Reck & Proaño, 2007), por lo que suelen cometer pequeñas infracciones por falta de práctica o desconocimiento durante su estancia en Barrientos.

Tras conocer los recursos patrimoniales y las principales características de las visitas que recibe este enclave, estamos en disposición de identificar los motivos que han llevado a la selección de la Isla Barrientos para elaborar una guía para la gestión sostenible de su red de senderos. Son los siguientes:

- Tanto la documentación del proyecto ASI como las directrices de gestión de la Secretaría del Tratado Antártico habían permitido identificar Barrientos como un punto de interés para el seguimiento del impacto recreativo en el contexto antártico. La existencia de esta información previa motivó su elección como localización a visitar durante la campaña antártica 2008-09 del proyecto **Valoración del impacto ambiental del turismo comercial sobre los ecosistemas antárticos** (Ref: CGL2007-28761-E/ANT). Durante el reconocimiento del enclave se detectaron algunos problemas de denudación y varios senderos secundarios que afectaban a zonas vedadas. También se aplicaron varios indicadores de impacto para comprobar su eficacia, iniciándose diferentes estudios piloto que tuvieron su continuación en una segunda visita, realizada

en la campaña 2010-11. Todo ello corroboró el interés de esta zona como punto de control de la presión turística sobre los ecosistemas terrestres antárticos.

- La presencia de una fauna y flora diversa facilita la aplicación de indicadores biológicos. Esta isla es bastante atípica en el conjunto de los enclaves turísticos antárticos debido al significativo desarrollo de la vegetación, la cual cubre buena parte de la isla. Por otro lado, varias especies han sido monitoreadas en los últimos años, tal y como hemos visto en este primer apartado, lo que ofrece una información de partida para valorar el efecto del turismo.
- Barrientos es uno de los pocos lugares turísticos en los que existe un sendero oficial que atraviesa un área de vegetación en el que el libre tránsito está prohibido. Para otros enclaves también se han definido rutas preferentes para los desplazamientos, pero su trazado no es tan claro como en este caso, sobre todo cuando se localizan sobre suelos sin vegetación o con granulometrías gruesas y no existe pendiente.
- Barrientos se sitúa entre las islas Robert y Greenwich, por lo que está protegida de los peores efectos de los temporales del Estrecho de Drake. Esto facilita el trabajo de campo. La entrada vía marítima también es bastante sencilla, algo de lo que no pueden presumir todos los sitios turísticos antárticos.
- Aunque no existen infraestructuras permanentes en la propia isla, en las inmediaciones encontramos sendas estaciones antárticas, una ecuatoriana y otra chilena. Esto es de suma importancia, ya que abre la puerta a la realización de un acuerdo internacional con estos países para la implementación en un futuro de un programa de seguimiento permanente de los efectos de las actividades recreativas en la Isla Barrientos.
- Su proximidad a la Isla Livingston permite un acceso hasta cierto punto rápido desde las bases españolas, zona en la que suele operar el BIO Las Palmas para desarrollar su labor de apoyo logístico a la campaña antártica española. Como este buque debe realizar frecuentes desplazamientos a la Isla Rey Jorge para el transporte de investigadores, es posible utilizar estos tránsitos para recalar en Isla Barrientos.



Figura 8.5: El tránsito de turistas comienza a generar impactos evidentes en algunos tramos de los senderos de la Isla Barrientos.

ISLA BARRIENTOS (ISLAS AITCHO)

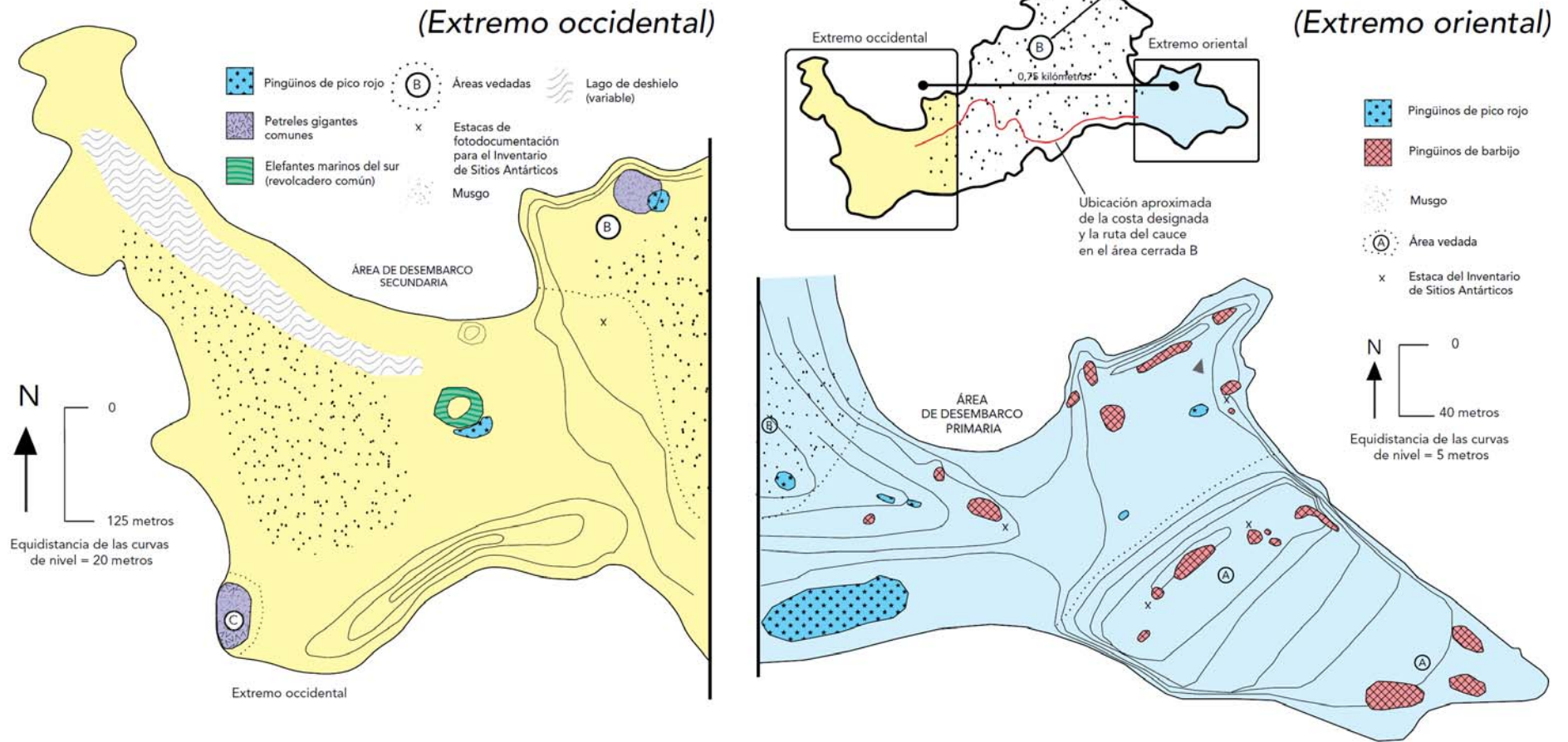


Figura 8.6: Mapa de la Isla Barrientos. Se muestra el sendero utilizado para conectar las dos zonas en las que se permite la presencia de turistas, así como los principales elementos de atracción presentes en el extremo occidental y oriental de la isla. *Fuente:* Secretaría del Tratado Antártico (2011).

8.2. Diagnóstico inicial de la red de senderos de la Isla Barrientos

8.2.1. Inventario de la red de senderos.

El escaso tamaño de la Isla Barrientos y la existencia de dos áreas de libre tránsito limitan la posibilidad de que se generen un número elevado de caminos. Por estos motivos, el inventario de senderos se restringe a tres itinerarios. El primero es el trazado oficial propuesto en las directrices de visita para atravesar el área vedada que ocupa la zona central de la isla. El segundo es un sendero secundario que también comunica los extremos oriental y occidental de la isla, pero que discurre inicialmente por en medio de la colonia de pingüinos barbijos y luego atraviesa parte de una pradera de musgo, para terminar uniéndose al itinerario oficial en un collado que da acceso al área de desembarco secundaria situada al oeste de la isla. El tercer y último sendero parte del anterior para acceder a los acantilados de la zona norte de Barrientos. Se trata de un recorrido muy corto y que no debe haber sido utilizado en muchas ocasiones, pero que al discurrir por una zona higroturbosa está claramente marcado debido a la existencia de profundas huellas en el barro. El trazado de los tres senderos considerados se muestra en la **Figura 8.7**. Los senderos carecen de un nombre oficial, por lo que a efectos de este estudio han sido denominados respectivamente como los senderos A, B y C.

8.2.2. Caracterización.

La descripción de los rasgos propios de cada sendero se muestra en varias tablas (**Cuadro 8.6**, **Cuadro 8.7** y **Cuadro 8.8**).

8.2.3. Valoración.

La evaluación de los tres itinerarios considerados se muestra en el **Cuadro 8.9**. Tanto el diagnóstico como la valoración son integrados en un análisis DAFO, el cual genera los siguientes resultados:

SENDERO A:

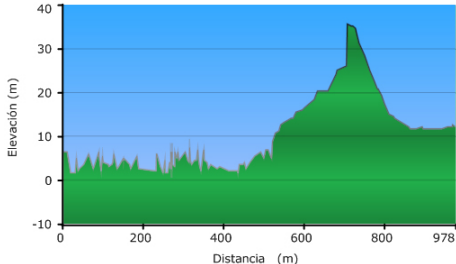

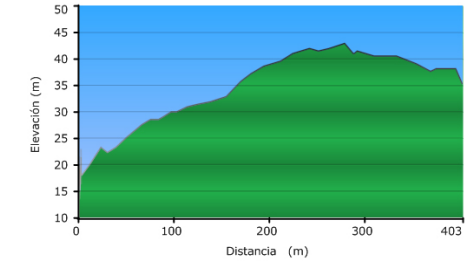
- **Debilidades:** algunos puntos presentan un exceso de erosión (zona del collado que da acceso al extremo occidental de la isla) y otros son propensos a la acumulación de barro en el trazado (último tramo del arroyo en las proximidades de las playas del sur).
- **Amenazas:** un incremento de las visitas, tal y como se viene registrando en los últimos años según la serie histórica, podría superar la capacidad de este enclave para recuperarse de la presión recreativa de los turistas. Se desconoce el efecto de los desplazamientos de los turistas sobre la fauna y flora asociada al lecho del arroyo temporal.
- **Fortalezas:** tras varios años de uso, el sendero presenta un grado de conservación más que aceptable a pesar de la ausencia de mantenimiento y de infraestructuras de apoyo. Parece que las directrices de visita son respetadas por la mayoría de las expediciones, lo que hace que los impactos se mantengan bajo control.
- **Oportunidades:** es posible que un balizamiento con elementos naturales (hitos de piedras) pudiera evitar la aparición de algunos senderos secundarios en ciertos tramos de la costa.

SENDERO B:

- **Debilidades:** el inicio de este itinerario afecta a una colonia de pingüinos, mientras que el trazado del segundo tramo ha originado la desaparición de parte de una pradera de musgos. En ambos casos, el trazado discurre por un área vedada en la zonificación de las directrices de visita para la Isla Barrientos. Este sendero constituye el acceso al *Sendero C*, el cual atraviesa igualmente una zona donde el tránsito de turistas está prohibido.



Figura 8.7: Trazado de los tres senderos considerados en este estudio (imagen central). Los archivos generados con el GPS se han volcado en el visor del *Google Earth*. La falta de resolución de la imagen proporcionada por el *US Geological Survey* impide obtener una representación mejor. Para tratar de situar de una forma más precisa los elementos que constituyen la red de senderos de la Isla Barrientos, se incluye en la parte superior izquierda de esta imagen de satélite el volcado de los senderos sobre la base del mapa elaborado por el *UK Antarctic Place-names Committee* (2009) sobre un mosaico de imágenes *LANDSAT*. Para esta tarea se utilizó el programa *OZiExplorer*. También se muestran diversos paisajes y escenas habituales en este enclave turístico.

CARACTERÍSTICAS BÁSICAS	SENDERO A	SENDERO B	SENDERO C
Longitud	1,2 Km.	1,0 Km.	0,4 Km.
Inicio y fin	Inicio en las playas al sur del extremo oriental de la isla. Final en el sector occidental, cerca de un revolcadero de elefantes marinos.	El inicio y final de este sendero es el mismo que el del Sendero A, aunque su trazado difiere.	Este pequeño itinerario tiene su inicio en el propio Sendero B y termina en los acantilados de la zona norte de la isla.
Tiempo aprox. para completar el recorrido	30 minutos (ida).	30 minutos (ida).	13 minutos (ida).
Perfil y pendientes			
Tipo de trazado	Lineal con una entrada (bidireccional).	Lineal con una entrada (bidireccional).	Lineal con una entrada (bidireccional).
Dificultad estimada	Baja debido a su limitada longitud, la escasa pendiente y la inexistencia de zonas en el propio trazado en las que se ponga en riesgo la seguridad del senderista.	Baja debido a su limitada longitud, la escasa pendiente y la inexistencia de zonas en el propio trazado en las que se ponga en riesgo la seguridad del senderista.	Baja debido a su limitada longitud, la escasa pendiente y la inexistencia de zonas en el propio trazado en las que se ponga en riesgo la seguridad del senderista.
Necesidades de equipamiento especial para su realización	Se recomiendan botas de agua o de montaña de caña alta. La localización geográfica del itinerario hace necesario contar con ropa adecuada para climas polares.	Se recomiendan botas de agua o de montaña de caña alta. La localización geográfica del itinerario hace necesario contar con ropa adecuada para climas polares.	Se recomiendan botas de agua o de montaña de caña alta. La localización geográfica del itinerario hace necesario contar con ropa adecuada para climas polares.
Conexiones con otros senderos	Conecta con el <i>Sendero B</i> en el tramo final.	Conecta con los senderos A y C.	Conecta con el <i>Sendero B</i> .
Accesibilidad	Vía marítima en las zonas de desembarco identificadas en las directrices de visita.	Vía marítima en las zonas de desembarco identificadas en las directrices de visita.	Desde el sendero B.
Equipamientos UP asociados al sendero	Ninguno.	Ninguno.	Ninguno.
Accesibilidad para colectivos con movilidad reducida	Sendero no adaptado. Firme irregular con zonas de cantos resbaladizos al discurrir un tramo por un arroyo estacional. Zonas con pendientes longitudinales superiores al 10% y transversales superiores al 2%. Algunas anchuras inferiores a 90 cm. Ausencia de cualquier tipo de acondicionamiento o infraestructura de apoyo como pasamanos o zonas de descanso.	Sendero no adaptado. Firme irregular con zonas que suelen estar anegadas por el deshielo de neveros. Zonas con pendientes longitudinales superiores al 10% y transversales superiores al 2%. Algunas anchuras inferiores a 90 cm. Ausencia de cualquier tipo de acondicionamiento o infraestructura de apoyo como pasamanos o zonas de descanso.	Sendero no adaptado. Firme irregular con zonas de cantos resbaladizos al discurrir por un arroyo estacional. Ausencia de cualquier tipo de acondicionamiento o infraestructura de apoyo como pasamanos o zonas de descanso. Presencia de zonas anegadas que dificultan el avance en función de las condiciones del deshielo de los neveros que alimentan el arroyo.

Cuadro 8.6: Características básicas de los senderos de la Isla Barrientos.

CARACTERÍSTICAS BÁSICAS	SENDERO A	SENDERO B	SENDERO C
Señalización	Inexistente. Los guías de algunas expediciones turísticas balizan el recorrido de forma temporal aprovechando el reconocimiento previo.	Inexistente.	Inexistente.
Principales elementos de interés	El trazado discurre en las proximidades de varias colonias de pingüinos barbijo y papúa. En el segundo tramo se atraviesa una extensa pradera de musgos. Posibilidad de observar diferentes especies de aves marinas y focas, además de elefantes marinos.	El trazado del sendero cruza una pingüinera de barbijo en su tramo inicial. Posibilidad de observar diferentes especies de aves marinas y focas, además de elefantes marinos.	Vista panorámica desde los acantilados del norte de la isla.
Otros elementos patrimoniales presentes	Se recorren las playas del sur y el lecho de un arroyo estacional generado por el deshielo de los neveros de las elevaciones próximas. Se observan restos óseos de cetáceos dispersos en la costa. Acceso a un collado desde el que se divisa una panorámica de las formaciones basálticas de la playa norte del extremo occidental de la isla, al final del recorrido.	Presencia de pequeños neveros en función de la época del año. Acceso a un collado desde el que se divisa una panorámica de las formaciones basálticas de la playa norte del extremo occidental de la isla, al final del recorrido.	El trazado discurre por el lecho de un pequeño arroyo estacional rodeado de una pradera de musgos.
Información relativa a la seguridad de los usuarios	Algunas zonas pueden resultar resbaladizas por la presencia de barro como consecuencia del encharcamiento combinado con el tránsito de la fauna local y de los turistas.	Algunas zonas pueden resultar resbaladizas por la presencia de barro como consecuencia del encharcamiento combinado con el tránsito de la fauna local y de los turistas.	Presencia de zonas muy encharcadas en las que es difícil avanzar. En la zona final del recorrido se ha de ser precavido y evitar una aproximación excesiva al borde de los acantilados por el peligro de derrumbe.
Estacionalidad climática	La visita se realiza durante el verano austral, entre los meses de noviembre y marzo. El resto del año la presencia del hielo marino impide la llegada de los cruceros turísticos.	La visita se realiza durante el verano austral, entre los meses de noviembre y marzo. El resto del año la presencia del hielo marino impide la llegada de los cruceros turísticos.	La visita se realiza durante el verano austral, entre los meses de noviembre y marzo. El resto del año la presencia del hielo marino impide la llegada de los cruceros turísticos.
Estacionalidad biológica	El período marcado por la estacionalidad climática coincide con la época de reproducción de diferentes especies de aves y mamíferos marinos, por lo que los desplazamientos deben respetar las distancias de seguridad para evitar molestias a la fauna local.	El período marcado por la estacionalidad climática coincide con la época de reproducción de diferentes especies de aves y mamíferos marinos, por lo que los desplazamientos deben respetar las distancias de seguridad para evitar molestias a la fauna local.	El período marcado por la estacionalidad climática coincide con la época de reproducción de diferentes especies de aves y mamíferos marinos, por lo que los desplazamientos deben respetar las distancias de seguridad para evitar molestias a la fauna local.
Recomendaciones, normativa y regulaciones	Incluidas en las directrices de visita. Caminar con cuidado, respetando en todo momento las distancias de seguridad con los animales (5 m en general y 50 m en el caso de los nidos de los petreles gigantes), a los que hay que ceder el paso. No se puede transitar sobre la vegetación.	Inexistentes al no ser un sendero oficial.	Inexistentes al no ser un sendero oficial.

Cuadro 8.6 (continuación): Características básicas de los senderos de la Isla Barrientos.

CARACTERÍSTICAS AVANZADAS	SENDERO A	SENDERO B	SENDERO C
Marco legislativo	Sistema del Tratado Antártico, directrices de visita, recomendaciones de la IAATO (turistas) y del SCAR/COMNAP (investigadores).	Sistema del Tratado Antártico, directrices de visita, recomendaciones de la IAATO (turistas) y del SCAR/COMNAP (investigadores).	Sistema del Tratado Antártico, directrices de visita, recomendaciones de la IAATO (turistas) y del SCAR/COMNAP (investigadores).
División en tramos	Tramo 1: recorrido por la costa hasta comienzo de la pradera de musgos. Tramo 2: lecho del arroyo estacional atravesando la pradera de musgos. Tramo 3: descenso del collado de acceso a la zona de libre tránsito del extremo occidental.	Tramo 1: desde la zona de desembarco de la playa sur del extremo oriental hasta el final de la zona ocupada por la pingüinera de barbijos. Tramo 2: zona de pradera de musgo. Tramo 3: descenso del collado de acceso a la zona de libre tránsito del extremo occidental.	El sendero presenta unas características similares en toda su extensión. La única diferencia importante la constituye la pendiente, pero no es lo suficientemente importante como para motivar su división en tramos diferenciados.
Anchura	No registrada. Media aproximada de 150 cm.	Tramo 1: trazado poco claro. Tramos 2 y 3: 128 cm (media), 230 cm (máx.), 60 (mín.).	No registrada. Media aproximada de 150 cm.
Tipo de sustrato	Tramo 1: playa de cantos gruesos y rocas. Tramo 2: lecho de arroyo (cantos). Tramo 3: suelo desnudo de agregados.	Tramo 1: playa de cantos gruesos y suelos ornitogénicos. Tramos 2 y 3: suelo desnudo de agregados.	Lecho de un arroyo estacional con abundante barro.
Erodabilidad	Baja salvo en el tramo 3, donde es media.	Baja salvo en el tramo 3, donde es media.	Baja.
Intersecciones con infraestructuras	Inexistentes.	Inexistentes.	Inexistentes.
Cuellos de botella para el tránsito	Inexistentes.	Inexistentes.	Inexistentes.
Infraestructuras de apoyo	Inexistentes.	Inexistentes.	Inexistentes.
Planes y puntos de evacuación	No existen planes de evacuación oficiales.	No existen planes de evacuación oficiales.	No existen planes de evacuación oficiales.
Cobertura de telefonía móvil	Ninguna.	Ninguna.	Ninguna.
Sensibilidad ambiental	El tramo más vulnerable es el que atraviesa la pradera de musgos. La especie animal más sensible de la isla es el petrel gigante del Sur, aunque la presencia de visitantes no ha reducido sus efectivos poblacionales en este enclave.	El tramo más problemático es el que atraviesa la colonia de barbijos. La especie animal más sensible de la isla es el petrel gigante del Sur, aunque la presencia de visitantes no ha reducido sus efectivos poblacionales en este enclave.	La totalidad del sendero discurre por un tramo de arroyo estacional, por lo que la mayor parte se embarra. Esto hace que los senderistas abandonen el trazado para evitar hundirse, incrementando en ciertos puntos la anchura.
Paisaje	El sendero permite conocer toda la isla y sus alrededores, por lo que se avistan otras islas e islotes, zonas de interés geológico (columnas basálticas), praderas de musgos, colonias de pingüinos y acantilados.	El sendero permite conocer toda la isla y sus alrededores, por lo que se avistan otras islas e islotes, zonas de interés geológico (columnas basálticas), praderas de musgos, colonias de pingüinos y acantilados.	Este trazado permite ascender a los acantilados de la parte norte de la isla para disfrutar de las vistas de otras islas e islotes próximos.
Condiciones de mantenimiento	No hay mantenimiento oficial. Los guías suelen recoger cualquier tipo de basura presente durante los reconocimientos previos y al retirar el balizamiento.	No hay mantenimiento oficial. Los guías suelen recoger cualquier tipo de basura presente durante los reconocimientos previos y al retirar el balizamiento.	No existe un mantenimiento oficial.
Vigilancia	Inexistente.	Inexistente.	Inexistente.

Cuadro 8.7: Características avanzadas de los senderos de la Isla Barrientos.

CARACTERÍSTICAS RELATIVAS AL UP	SENDERO A	SENDERO B	SENDERO C
Número de usuarios por campaña	1.372 (media de las cinco últimas campañas).	Desconocido. Por debajo del uso del <i>Sendero A</i> .	Desconocido.
Perfil más frecuente	Turistas embarcados en cruceros que realizan el sendero acompañados de guías especializados.	Turistas embarcados en cruceros que realizan el sendero acompañados de guías especializados.	Turistas que llegan a la isla en embarcaciones privadas de pequeño tamaño.
Tamaño y número de grupos de visitantes	Las directrices de visita recomiendan grupos guiados de 10 personas como máximo.	Desconocido.	Desconocido.
Estacionalidad de la visita	La mayor parte de la actividad de los cruceros turísticos antárticos se concentra entre mediados de noviembre y finales de febrero (Lynch <i>et al.</i> 2010). Las directrices de visita prohíben los desembarcos entre las 22:00 y las 4:00 (hora local). Se carece de datos más precisos.	La mayor parte de la actividad de los cruceros turísticos antárticos se concentra entre mediados de noviembre y finales de febrero (Lynch <i>et al.</i> 2010). Las directrices de visita prohíben los desembarcos entre las 22:00 y las 4:00 (hora local). Se carece de datos más precisos.	La mayor parte de la actividad de los cruceros turísticos antárticos se concentra entre mediados de noviembre y finales de febrero (Lynch <i>et al.</i> 2010). Las directrices de visita prohíben los desembarcos entre las 22:00 y las 4:00 (hora local). Se carece de datos más precisos.
Intervalos entre grupos de visitantes	Dato desconocido.	Dato desconocido.	Dato desconocido.
Encuentros	Las directrices de visita establecen dos embarcaciones como máximo en la isla y 100 turistas en tierra. Esto reduce los encuentros al mínimo. Se carece de datos más precisos.	Las directrices de visita establecen dos embarcaciones como máximo en la isla y 100 turistas en tierra. Esto reduce los encuentros al mínimo. Se carece de datos más precisos.	Las directrices de visita establecen dos embarcaciones como máximo en la isla y 100 turistas en tierra. Esto reduce los encuentros al mínimo. Se carece de datos más precisos.
Claridad del trazado	En el primer tramo que discurre por la costa el trazado se pierde en algunos puntos.	En el primer tramo que discurre por la pingüinera no existe un trazado claro.	Las características del itinerario no permiten confusiones en su trazado.
Nivel de satisfacción relativo a la visita	No evaluado, aunque se supone alto.	No evaluado, aunque se supone alto.	No evaluado, aunque se supone alto.
Dispersión de los visitantes de la ruta establecida	Baja, incluso en el tramo que discurre por el arroyo y en el que sería sencillo que se produjera una mayor dispersión.	Este sendero constituye en sí mismo un sendero secundario.	Baja debido a la existencia de una pradera de musgos que es atravesada por el sendero.
Potencial interpretativo del sendero	Alto, debido a la existencia de múltiples elementos patrimoniales naturales y geológicos.	Alto, debido a la existencia de múltiples elementos patrimoniales naturales y geológicos.	Bajo, debido a que da acceso a pocos elementos patrimoniales naturales y geológicos.
Medios interpretativos del sendero	Ninguno.	Ninguno.	Ninguno.
Materiales interpretativos de apoyo	Ninguno.	Ninguno.	Ninguno.
Servicios y productos asociados	Ninguno.	Ninguno.	Ninguno.
Desperfectos por mal uso de las infraestructuras o falta de mantenimiento	Criterio no aplicable.	Criterio no aplicable.	Criterio no aplicable.
Impactos ambientales del uso público	Erosión y compactación del firme, zonas embarradas, daños puntuales a la vegetación adyacente al sendero, molestias a la fauna local, basura (muy escasa), unos pocos senderos secundarios en la zona de la costa.	Erosión y compactación del firme, zonas embarradas, eliminación de la vegetación en el trazado, daños puntuales a la vegetación adyacente al sendero, molestias a la fauna local.	Efectos del pisoteo (múltiples huellas en zonas embarradas del cause del arroyo), daños puntuales a la vegetación adyacente al sendero.
Interferencias con medio socio-económico	Criterio no aplicable.	Criterio no aplicable.	Criterio no aplicable.

Cuadro 8.8: Características relativas al uso público de los senderos de la Isla Barrientos.

- **Amenazas:** es posible que este itinerario sea utilizado para evitar los encuentros entre grupos de visitantes pertenecientes a distintas expediciones turísticas, o bien para complementar al *Sendero A*, creando un itinerario semi-circular en el que el regreso a la zona de desembarco se realiza por un trazado diferente al utilizado en la ida.
- **Fortalezas:** la actividad de la fauna local no tardaría en eliminar el trazado del sendero del primer tramo en los puntos en los que es evidente (que no son muchos). El uso de este sendero parece estar reduciéndose, tal y como indican los datos de compactación y anchura registrados en 2010-11.
- **Oportunidades:** tras el cierre de este sendero, el tramo de pradera de musgos denudado por el pisoteo sería perfecto para la realización de un estudio de regeneración de la vegetación.

SENDERO C:

- **Debilidades:** este sendero se ve bastante afectado por zonas con un encharcamiento excesivo. De hecho, para su realización se recomienda contar con botas de agua de caña alta, ya que en algunos puntos el senderista puede hundirse un palmo o más en el barro.
- **Amenazas:** el acceso a los acantilados del norte de la isla puede dar lugar a situaciones de peligro para los turistas, máxime cuando han atravesado zonas embarradas que pueden afectar al agarre de su calzado.
- **Fortalezas:** el bajo uso de este sendero hace que los impactos todavía sean de escasa importancia. Por otro lado, la zona afectada es todavía pequeña.
- **Oportunidades:** el correcto cierre del *Sendero B* terminaría con la presión recreativa sobre este otro itinerario.

8.2.4. Síntesis.

El *Sendero A* presenta un diseño acorde con las directrices establecidas en las recomendaciones de visita de este sitio turístico. Su estado de conservación es adecuado y no parece que se generen impactos significativos y permanentes en los ecosistemas aledaños. En todo caso, sería recomendable implementar un programa de seguimiento específico permanente que controlara los efectos de los desplazamientos de los turistas.

El *Sendero B* incumple la zonificación establecida al atravesar una colonia de pingüinos en su sección inicial y afectar a parte de la vegetación que ocupa el sector central de la isla en su segundo tramo. Debería ser clausurado y facilitarse su rehabilitación mediante actuaciones específicas.

Por último, el *Sendero C* adolece de una situación muy similar al anterior, atravesando zonas vedadas en la zonificación de este enclave turístico. No proporciona acceso a unos recursos interpretativos que sean distintos a los que están presentes en otras localizaciones de la isla en las que sí se permite el libre tránsito, por lo que se recomienda encarecidamente su cierre y rehabilitación.

CRITERIOS DE VALORACIÓN	SENDERO A	SENDERO B	SENDERO C
Ajuste del sendero a la zonificación existente	Este equipamiento respeta escrupulosamente la zonificación existente.	Se atraviesan zonas vedadas.	Se atraviesan zonas vedadas.
Vulnerabilidad del entorno	El trazado trata de minimizar la huella ecológica de los visitantes al discurrir primero por la costa y luego por un arroyo estacional. Las colonias de pingüinos no se ven muy afectadas, aunque sí que se transita por zonas de paso de estas aves. En las proximidades del tramo 2 crían varias parejas de págalos, por lo que la presencia de turistas puede ser una molestia.	La pradera de musgos que ocupa la zona central de la isla se ve afectada por este equipamiento. En 2008-09 se estimó que 294 m ² de vegetación habían sido eliminados como consecuencia directa de este trazado, el cual también favorece el efecto erosivo del agua de escorrentía. Es muy probable que el tránsito de los turistas por este sendero perturbe a los pingüinos de la colonia situada en su inicio.	El primer tramo del sendero presenta una cierta pendiente, lo que favorece los efectos del pisoteo. La vegetación adyacente aparece dañada en varios puntos como consecuencia de los desplazamientos en los márgenes del trazado para evitar las zonas interiores, donde suele haber más barro.
Estado de conservación	Salvo algunos problemas puntuales de barro y ensanchamiento del trazado en zonas saturadas de agua, el estado del sendero es correcto. El trazado del primer tramo es periódicamente restaurado por la acción de las mareas al recorrer las playas del sur.	El trazado es muy difuso en el tramo correspondiente a la colonia de pingüinos, lo que favorece la dispersión e incrementa las molestias a la fauna.	Hay problemas graves por el barro en ciertos tramos como consecuencia del pisoteo de los suelos saturados de agua por un arroyo estacional alimentado por el deshielo de los neveros de la parte superior de los acantilados.
Tendencias de cambio observadas	Las visitas de 2008-09 y 2010-11 hacen pensar que los impactos debidos al sendero no se incrementan.	En la visita de 2010-11 se observó una cierta recuperación de este sendero, con una menor anchura y una menor compactación (ver <i>Capítulo 7</i>).	Las visitas de 2008-09 y 2010-11 hacen pensar que los impactos debidos al sendero no se incrementan.
Adecuación a los objetivos del sitio de visita	El sendero proporciona buenas oportunidades recreativas al tiempo que permite la correcta conservación del patrimonio natural de este enclave turístico.	El diseño y ubicación de este itinerario no es congruente con las directrices de conservación existentes para esta isla. Afortunadamente, parece que la mayoría del uso se concentra en el <i>Sendero A</i> .	Este diseño no se ajusta a la zonificación establecida, por lo que no contribuye al cumplimiento de los objetivos del enclave.
Potencial interpretativo de cada sendero	Alto	Alto	Bajo
Necesidades recreativas y administrativas futuras	Se propone estudiar la implementación de pequeñas acciones de rehabilitación en zonas puntuales del sendero. También la puesta en marcha de un programa de seguimiento que permita comprobar que la actividad recreativa es compatible con la adecuada conservación del patrimonio de la Isla Barrientos.	Se recomienda la clausura y rehabilitación de este equipamiento.	Se recomienda la clausura y rehabilitación de este equipamiento.

Cuadro 8.9: Valoración de los senderos de la Isla Barrientos.

8.3. Guía para la gestión de los senderos de la Isla Barrientos

8.3.1. Objetivos.

Una vez elaborado el diagnóstico, es posible abordar la formulación de los objetivos deseados para la red de senderos de la Isla Barrientos. Se proponen las siguientes metas generales y específicas:

- A) Compatibilizar el desarrollo de actividades recreativas en la Isla Barrientos con la conservación de la biodiversidad local.
 - A1) Realizar un seguimiento de la dinámica poblacional de las especies terrestres para asegurarse de que no se ven afectadas por la presencia de los turistas.
 - A2) Evitar la dispersión excesiva de los turistas y la afección de entornos y especies vulnerables.
- B) Controlar los impactos de los turistas sobre los senderos para evitar su deterioro a medio y largo plazo.
 - B1) Determinar con exactitud la presión recreativa que soportan los senderos.
 - B2) Evaluar los impactos generados por los visitantes en las proximidades de los senderos.

8.3.2. Diseño de la red de senderos.

Para la consecución de estos fines se propone una simplificación de la red de senderos actual. La base de esta decisión son las propias directrices de visita de este sitio turístico, anteriormente descritas. De esta forma, los itinerarios B y C deberían ser clausurados y rehabilitados, quedando únicamente el *Sendero A* como ruta de comunicación entre las áreas de libre tránsito situadas en los extremos oriental y occidental de la isla, las cuales se mantendrían tal y como están definidas en la actualidad. La combinación de este itinerario con dichas áreas permite conocer la totalidad del patrimonio natural de esta localización, por lo que es innecesario establecer otras rutas que, por otro lado, afectan a recursos naturales vulnerables ante la presencia de turistas (zonas de cría de pingüinos y praderas de musgos, principalmente).

8.3.3. Plan de Acción.

Para lograr los objetivos propuestos es necesario desarrollar una serie de actuaciones, las cuales son descritas a continuación a través del uso de *matrices de marco lógico* (**Cuadro 8.10** y **Cuadro 8.11**). En ellas se establece la lógica de la intervención, identificando tanto el objetivo general como las metas específicas abordadas. A continuación se definen los resultados esperados, especificando qué indicadores pueden ser utilizados para su seguimiento y qué fuentes pueden usarse para su verificación. La matriz se completa con la descripción de las medidas a adoptar, los medios que son necesarios para su implementación, las posibles fuentes de financiación, el nivel de prioridad asignado, una propuesta de temporalización y los posibles condicionantes externos sobre los que no existe capacidad de gestión. Recordar también que en la priorización se utilizan cuatro categorías: medidas *urgentes* (prioritarias a corto plazo), *necesarias* (medio plazo), *convenientes* (aconsejadas pero no imprescindibles) y *condicionadas* (su necesidad viene motivada por la aparición de un cierto fenómeno considerado como posible). En el caso de las medidas que afectan directamente al uso recreativo de los senderos, se indica la estrategia de gestión aplicada (ver el apartado 5.2 de esta tesis para más detalles). Para facilitar el diseño de las medidas y su descripción, se parte de una situación hipotética en la que el programa nacional antártico español apoyaría la implementación de un proyecto destinado a controlar los impactos recreativos en la Isla Barrientos¹². Para la implementación de estas tareas se establece un plazo de tres campañas,

¹² De hecho, una parte de los estudios realizados por nuestro equipo hasta el momento en la Antártida se han desarrollado en esta localización, por lo que este escenario no sería descabellado. En la campaña 2011-12 se volverá a esta zona para realizar una breve estancia de investigación en la estación antártica ecuatorial Pedro Vicente Maldonado. Esta colaboración permitirá continuar con algunas tareas de seguimiento del impacto humano en esta isla.

que es la duración habitual de los proyectos del Plan Nacional I+D+i que se desarrollan en la Antártida. Tras este tiempo, sería necesario volver a evaluar la situación de la red de senderos de la Isla Barrientos con vistas a reformular los objetivos del Plan de Acción, si se considera conveniente. Para fomentar la participación pública en el diseño, implementación y evaluación del plan, el Comité Polar Español actuaría como intermediario con la Secretaría del Tratado Antártico. Su labor consistiría en informarle de forma cíclica sobre el desarrollo de la iniciativa y en hacerle llegar las correspondientes memorias anuales. Tras la implementación del proyecto se solicitaría al Comité para la Protección Ambiental de este organismo que presentara el informe final de la actuación en la correspondiente Reunión Consultiva del Tratado Antártico. Esto permitiría que todas las naciones firmantes conocieran este trabajo, al tiempo que podría ser evaluado por los miembros del SCAR, el COMNAP, la ASOC y la IAATO.

Lógica de la intervención	<p>Objetivo general: A) Compatibilizar el desarrollo de actividades recreativas en la Isla Barrientos con la conservación de la biodiversidad local.</p> <p>Objetivo específico: A1) Realizar un seguimiento de la dinámica poblacional de las especies terrestres para asegurarse de que no se ven afectadas por la presencia de los turistas.</p>
Resultados esperados	<p>Mantenimiento de las poblaciones locales de fauna dentro de un rango saludable.</p> <p>Indicadores: nidos de pingüino papúa (<i>Pygoscelis papua</i>), pingüino barbijo (<i>Pygoscelis antarctica</i>) y petrel gigante del Sur (<i>Macronetes giganteus</i>).</p> <p>Fuentes de verificación: censos realizados por el proyecto <i>Antarctic Sites Inventory</i> (ASI) desde 1999, datos de la publicación de Koester & Piedrahita (2007).</p>
Medidas a adoptar	<p>Descripción: se realizarán censos completos de los nidos de las tres especies de aves nidificantes que se consideran más adecuadas para el seguimiento: pingüino papúa (categorizada como "casi amenazada" por la UICN), pingüino barbijo (clasificada en la categoría "preocupación menor") y petrel gigante del Sur (considerada como "vulnerable"). Otras especies presentan poblaciones menos estables o numerosas, por lo que los censos podrían arrojar resultados muy heterogéneos según la campaña considerada, lo que ha motivado su exclusión de esta actividad. Los resultados serían cotejados con la labor de los voluntarios del proyecto ASI en caso de que esta organización realizara censos en los mismos años, así como con los datos de Koester & Piedrahita (2007), quienes en 2007 contabilizaron y georreferenciaron todos los nidos de petrel gigante del Sur en Barrientos. En el caso de los nidos de petrel, se localizarían sus coordenadas aproximadas (se ha de respetar la distancia de 50 m establecida en las directrices de visita). Para los pingüinos se puede recurrir al registro fotográfico para posteriormente acometer el conteo. En caso de detectar descensos bruscos de los efectivos poblacionales que no puedan ser atribuidos a causas naturales (condiciones climáticas adversas, epizootias, ausencia de alimento, etc.), se informaría a la Secretaría del Tratado Antártico y al SCAR para que se valorase la adopción de las medidas que se considerasen oportunas. Se estima que un descenso por encima del 33% en un período de tres años podría ser motivo de alarma. En el caso del pingüino barbijo habría que revisar esta cifra de referencia, ya que se ha detectado que su población presenta una gran variabilidad interanual. En todo caso, varios equipos de investigación realizan desde hace años un seguimiento de las poblaciones de estas especies en diferentes localizaciones antárticas, lo que facilita el análisis de tendencias y la diferenciación entre las tendencias a nivel regional o local.</p> <p>Medios necesarios: estancia de 2 técnicos a lo largo de 4 días. El personal podría alojarse en la base ecuatoriana o en la estación chilena durante el desarrollo de los trabajos. El material necesario no es complejo: contadores manuales para censos, GPS, cámara digital, medidor láser de distancia (para respetar los 50 m respecto a los nidos de petrel), transmisores-receptores portátiles y estadillos de toma de datos.</p> <p>Fuente de financiación: el presupuesto sería aportado por el Ministerio de Ciencia e innovación del Gobierno Español a través de la Convocatoria de ayudas de Proyectos de Investigación Fundamental no orientada.</p> <p>Prioridad: necesaria.</p> <p>Temporalización: diciembre-enero es la época más conveniente debido a que los pingüinos están en plena nidificación y todavía no se han formado las guarderías de pollos. Este período permite igualmente cuantificar los nidos de petreles gigantes del Sur.</p> <p>Condicionantes externos: para la implementación de esta medida sería muy conveniente establecer un acuerdo de cooperación con los programas nacionales antárticos de Chile o Ecuador para poder hacer uso de sus instalaciones y evitar así tener que montar un campamento temporal en la Isla Barrientos. Esta opción ya se ha contemplado y, aunque es viable, conlleva algunos problemas logísticos por la falta de localizaciones adecuadas. Bajo este supuesto, cualquiera de estas dos naciones con estaciones antárticas en las proximidades podría integrarse en el proyecto y, en un futuro, asumir el establecimiento de un programa permanente de seguimiento del impacto humano en Barrientos.</p>

Cuadro 8.10: Matriz de marco lógico para la implementación del primer objetivo del Plan de Acción.

Lógica de la intervención	<p>Objetivo general: A) Compatibilizar el desarrollo de actividades recreativas en la Isla Barrientos con la conservación de la biodiversidad local.</p> <p>Objetivo específico: A2) Evitar la dispersión excesiva de los turistas y la afección de entornos y especies vulnerables.</p>
Resultados esperados	<p>Concentración de la presión recreativa en el <i>Sendero A</i> para evitar que los ecosistemas vulnerables de la zona central de Isla Barrientos se vean afectados de una forma significativa o permanente por el tránsito de visitantes.</p> <p>Indicadores: anchura del sendero y banda afectada, cobertura vegetal adyacente.</p> <p>Fuentes de verificación: información obtenida a través de los contadores automáticos descritos en el objetivo específico B1 y de un estudio de recuperación de la cobertura vegetal específico.</p>
Medidas a adoptar	<p>Descripción: clausura de los <i>Senderos B</i> y <i>C</i> para evitar la dispersión de los turistas por zonas vedadas. Para el cierre se proponen dos alternativas. La primera sería una actuación meramente informativa sin impacto en el medio. Sería necesario llegar a un acuerdo con la IAATO para que recordara a sus miembros a través de una circular interna que estos dos itinerarios incumplen las directrices de visita y que no deben ser utilizados. La segunda posibilidad incluye la instalación de sendos carteles informativos en el inicio del <i>Sendero C</i> y en las coordenadas 62° 24.417' S, 59° 45.154' O y 62° 24.412' S, 59° 44.898' O del <i>Sendero B</i>, las cuales corresponden a los puntos de inicio y final del tramo de este itinerario que atraviesa la pradera de musgos. En estos carteles se informaría en varios idiomas de la prohibición del paso para favorecer la recuperación de las praderas de musgos, agradeciendo a los visitantes su colaboración con la medida. Para el seguimiento de la eficacia de la actuación se propone utilizar la estancia de los técnicos descrita en el objetivo B1 para realizar un estudio de la recuperación de la cobertura vegetal en el trazado de estos senderos, así como un registro de su anchura y banda afectada. Esta actividad complementaría la información obtenida a través de los contadores automáticos descritos en el objetivo específico B1, los cuales permitirían determinar si el cierre es respetado. En caso de que la recuperación natural no se produjera, habría que estudiar la posibilidad de realizar una rehabilitación de las zonas afectadas.</p> <p>Estrategia de gestión aplicada: modificación de los patrones espaciales de uso.</p> <p>Medios necesarios: para la primera opción (vía informativa), no es necesario ningún material. Para la segunda (cierre mediante carteles), habría que elaborar estos e instalarlos.</p> <p>Fuente de financiación: la primera opción no conlleva ninguna inversión. Para la segunda, el proyecto de investigación debería asumir los costes de diseño, impresión e instalación de los carteles.</p> <p>Prioridad: urgente.</p> <p>Temporalización: las dos alternativas propuestas no son incompatibles, por lo que se recomienda comenzar con la primera para evitar la instalación de elementos artificiales en la isla. En caso de tener que recurrir a los carteles informativos, se deberían eliminar una vez se constatare que los patrones de dispersión de los visitantes han sido corregidos.</p> <p>Condicionantes externos: si se opta por la primera alternativa (vía informativa), resulta imprescindible contar con el apoyo de la IAATO.</p>

Cuadro 8.10 (continuación): Matriz de marco lógico para la implementación del primer objetivo del Plan de Acción.



Figura 8.8: Cartel informativo instalado por Greenpeace en Bahía Teléfono (Isla Decepción). Este tipo de medida podría aplicarse para clausurar los senderos B y C de Barrientos.

Lógica de la intervención	<p>Objetivo general: B) Controlar los impactos de los turistas sobre los senderos para evitar su deterioro a medio y largo plazo.</p> <p>Objetivo específico: B1) Determinar con exactitud la presión recreativa que soportan los senderos.</p>
Resultados esperados	<p>Obtención de datos sobre las cifras de visitantes y cruceros turísticos que acuden a Barrientos. Cuantificación de los usuarios de los senderos para análisis de tendencias temporales y evaluación de la eficacia de las medidas de gestión propuestas (clausura de los senderos B y C).</p> <p>Indicadores: número total y media diaria de cruceros turísticos que visitan la isla, usuarios del <i>Sendero B</i>, usuarios del <i>Sendero C</i>, usuarios del <i>Sendero A</i>, huella humana.</p> <p>Fuentes de verificación: cruce de los datos obtenidos con las estadísticas de visita elaboradas por la IAATO. Existe la posibilidad de realizar entrevistas con guías turísticos si es necesario aumentar el nivel de detalle del proceso de verificación.</p>
Medidas a adoptar	<p>Descripción: control de los cruceros turísticos que acceden a la zona mediante un dispositivo AIS (<i>Automatic Identification System</i>). Este sistema es obligatorio para todas las embarcaciones turísticas que operan en la Antártida y algunas estaciones científicas lo tienen instalado, como la base Presidente Gabriel González Videla (Chile) o la base Jubany (Argentina). Indica el código de embarcación y la distancia a la que se sitúa, lo que permitiría confirmar el cumplimiento de las directrices de visita que establecen un máximo de dos embarcaciones por día.</p> <p>Medios necesarios: un receptor AIS, el cual cuesta unos 420 € con un alcance de unas 32 millas en función de la altura de la antena; un sistema AIS-Nasa para conexión para PC, con un coste aproximado de 250 €, una antena de 126 MHz, cuyo precio ronda los 70 € (530 € en total). Este sistema tendría que instalarse en una de las dos bases próximas a Barrientos. Se designaría un responsable para el registro de datos.</p> <p>Fuente de financiación: el presupuesto sería aportado por el Ministerio de Ciencia e innovación del Gobierno Español a través de la Convocatoria de ayudas de Proyectos de Investigación Fundamental no orientada.</p> <p>Prioridad: conveniente.</p> <p>Temporalización: el sistema podría instalarse en cualquier momento, ya que ocupa poco espacio y es sencillo. Funcionaría mientras estuviera activa la estación en la que se instalase.</p> <p>Condicionantes externos: el uso de este tipo de sistemas es habitual en las bases chilenas y argentinas, por lo que es posible que la base Luis Riopatrón cuente ya con este dispositivo. Si es el caso, habría que tratar de establecer un acuerdo de colaboración para evitar la adquisición del equipo. Señalar también que el CPE no se muestra partidario de este tipo de dispositivos porque considera que esta labor de control no tiene sentido en un territorio sin soberanía nacional.</p> <p>Descripción: instalación de contadores automáticos (por IR o por presión) y cámaras de fototrampeo en los senderos clausurados. Estos sistemas permitirían evaluar la eficacia de esta medida de gestión, la cual forma parte del objetivo A2. La combinación de contadores automáticos y cámaras permite calibrar los primeros, ya que hay que establecer si el dato registrado se ha debido a una persona o al paso de un pingüino o una foca. Cada cierto tiempo, un técnico tendría que descargar los datos y cambiar las baterías de los equipos. Otra opción es dotarlos de alimentación autónoma a través de paneles solares, pero ello complica la logística de la instalación. Podrían establecerse acuerdos con los investigadores ecuatorianos que visitan regularmente Isla Barrientos para esta labor.</p> <p>Medios necesarios: hay diferentes sistemas automáticos para el conteo de visitantes. Una versión básica puede rondar los 2.200 €, más 350€ necesarios para adquirir una PDA para la descarga de los datos. Las cámaras para fototrampeo pueden adquirirse a partir de 200 €.</p> <p>Fuente de financiación: el material sería adquirido a través del proyecto de investigación financiado por el Ministerio de Ciencia e innovación.</p> <p>Prioridad: conveniente.</p> <p>Temporalización: el sistema se instalaría tras la clausura de los senderos B y C y permanecería activo sólo dos campañas, ya que únicamente es necesario establecer la eficacia de la medida y con este plazo puede ser suficiente.</p> <p>Condicionantes externos: el funcionamiento de los equipos electrónicos en las zonas polares no siempre es el adecuado por las condiciones climáticas, lo que hace necesario el desarrollo de estudios piloto para asegurarse de la conveniencia del material que se vaya a utilizar.</p> <p>Descripción: estimación de la huella humana en la Isla Barrientos a través del análisis de los desplazamientos de los guías turísticos que acompañan a los turistas, los cuales serían registrados mediante sus propios sistemas GPS. El volcado de esta información a un sistema de información geográfica permitiría detectar qué localizaciones se visitan, el cumplimiento de las zonas de exclusión, los tiempos de estancia en cada punto de interés, etc. Sería necesario implicar a la IAATO en el estudio para que sus guías colaborasen en este seguimiento.</p> <p>Medios necesarios: ninguno a nivel técnico, ya que los propios guías llevan GPS para la identificación de las zonas de desembarco, los límites de la zonificación, etc. Sólo es necesario que mantengan el datalog activo mientras permanecen en Barrientos.</p> <p>Fuente de financiación: no es necesaria ninguna inversión para esta medida.</p> <p>Prioridad: condicionada (acuerdo con la IAATO).</p> <p>Temporalización: la puesta en marcha podría ser casi inmediata tras el acuerdo con la IAATO.</p> <p>Condicionantes externos: resulta imprescindible que la IAATO y los guías se impliquen.</p>

Cuadro 8.11: Matriz de marco lógico para la implementación del segundo objetivo del Plan de Acción.

Lógica de la intervención	<p>Objetivo general: B) Controlar los impactos de los turistas sobre los senderos para evitar su deterioro a medio y largo plazo.</p> <p>Objetivo específico: B2) Evaluar los impactos generados por los visitantes en las proximidades de los senderos.</p>
Resultados esperados	<p>Adecuada conservación de los componentes abióticos y bióticos afectados por los senderos utilizados por los visitantes de Isla Barrientos.</p> <p>Indicadores: resistencia a la penetración (compactación), censo de puntos con erosión activa (erosión), anchura del sendero y banda afectada (erosión), senderos informales y secundarios (erosión), pH-MO-CE-nutrientes (características edáficas básicas), abundancia y diversidad de artrópodos de vida libre (comunidad edáfica, especies invasoras), actividad microbiana (comunidad edáfica), cobertura vegetal adyacente al sendero (vegetación), composición de especies (vegetación), grado de penetración de spp. invasoras (vegetación), daños en la vegetación (vegetación), distancias de alerta y huida (molestias a la fauna), distancia a nidos de petreles gigantes del Sur y págalos (molestias a la fauna), presencia de basuras (limpieza del recorrido).</p> <p>Fuentes de verificación: investigaciones realizadas hasta el momento en la Isla Barrientos por diferentes equipos internacionales y estudios-piloto desarrollados de forma específica.</p>
Medidas a adoptar	<p>Descripción: se aplicará un programa de seguimiento al <i>Sendero A</i> de la isla, combinando metodologías de muestreo basadas en observaciones a lo largo de todo el sendero con los trabajos en una serie de puntos de control seleccionados. En aquellos momentos en los que se coincidiera con grupos de turistas, se realizaría una observación a distancia mediante telescopio terrestre para evaluar el cumplimiento de las directrices de visita en lo relativo a la aproximación a la fauna, el respeto de las zonas vedadas y los desplazamientos. Existen en la isla diferentes enclaves en los que es posible desarrollar esta observación desde elevaciones de forma que no se influya en el comportamiento de los visitantes. La información obtenida podría ser obtenida como fuente de verificación complementaria para la estimación de la huella humana en Barrientos (objetivo B1). Las coordenadas de los nidos de los petreles obtenidas a través de los censos realizados para cumplir el objetivo A1, una vez cotejadas con los datos de Koester & Piedrahita (2007), se utilizarían para comprobar que se sitúan a más de 50 m del <i>Sendero A</i>. El estado de mantenimiento del sendero se valorará mediante un índice de desperdicios encontrados por Km de sendero.</p> <p>Medios necesarios: estancia de 2 técnicos a lo largo de 10 días. De nuevo, se propone que el personal se aloje en la base ecuatoriana o en la estación chilena durante el desarrollo de los trabajos. Material: penetrómetro, GPS, cinta métrica, cámara digital, medidor láser de distancia (para respetar los 50 m respecto a los nidos de petrel), telescopios terrestres, hides tipo iglú para ocultación durante las labores de observación, transmisores-receptores portátiles, estadillos de toma de datos, material para la toma de muestras de suelo y vegetación.</p> <p>Fuente de financiación: el proyecto de investigación financiado por el Ministerio de Ciencia e innovación.</p> <p>Prioridad: urgente.</p> <p>Temporalización: el trabajo de campo se realizaría entre febrero y marzo, ya que la campaña turística estaría avanzada y es más sencillo reconocer sus efectos. El primer año de muestreo deberían tomarse los valores de referencia con los que se compararían los datos de las siguientes dos campañas.</p> <p>Condicionantes externos: las condiciones climáticas, o la falta de visitas de cruceros turísticos, pueden hacer necesario ampliar el tiempo de trabajo en campo para desarrollar todas las actuaciones previstas.</p>

Cuadro 8.11 (continuación): Matriz de marco lógico para la implementación del segundo objetivo del Plan de Acción.

8.3.4. Programa de Seguimiento.

Aunque se pueden proponer programas de seguimiento específicos para varias de las medidas descritas en las matrices de marco lógico del apartado anterior, únicamente se abordará en esta sección el seguimiento de los impactos en la Isla Barrientos derivados de la actividad recreativa. Para el resto de medidas (censos de fauna, clausura de los senderos *B* y *C*) ya se proponen fuentes de verificación y actividades de vigilancia específicas que no necesitan ser descritas con mayor detalle. Este tipo de instrumento permitiría realizar un registro continuo de los elementos identificados como prioritarios en la valoración del diagnóstico inicial. También serviría como una alerta temprana ante cambios debidos al uso del *Sendero A*. Complementariamente, se obtendría información para futuros estudios y para el análisis de tendencias temporales. Para su diseño, es conveniente seguir el diagrama de trabajo propuesto por el COMNAP, el cual es resumido en la **Figura 8.9**, así como incorporar los principios orientadores identificados por el SCAR para el seguimiento ambiental en el contexto antártico (**Cuadro 8.12**).

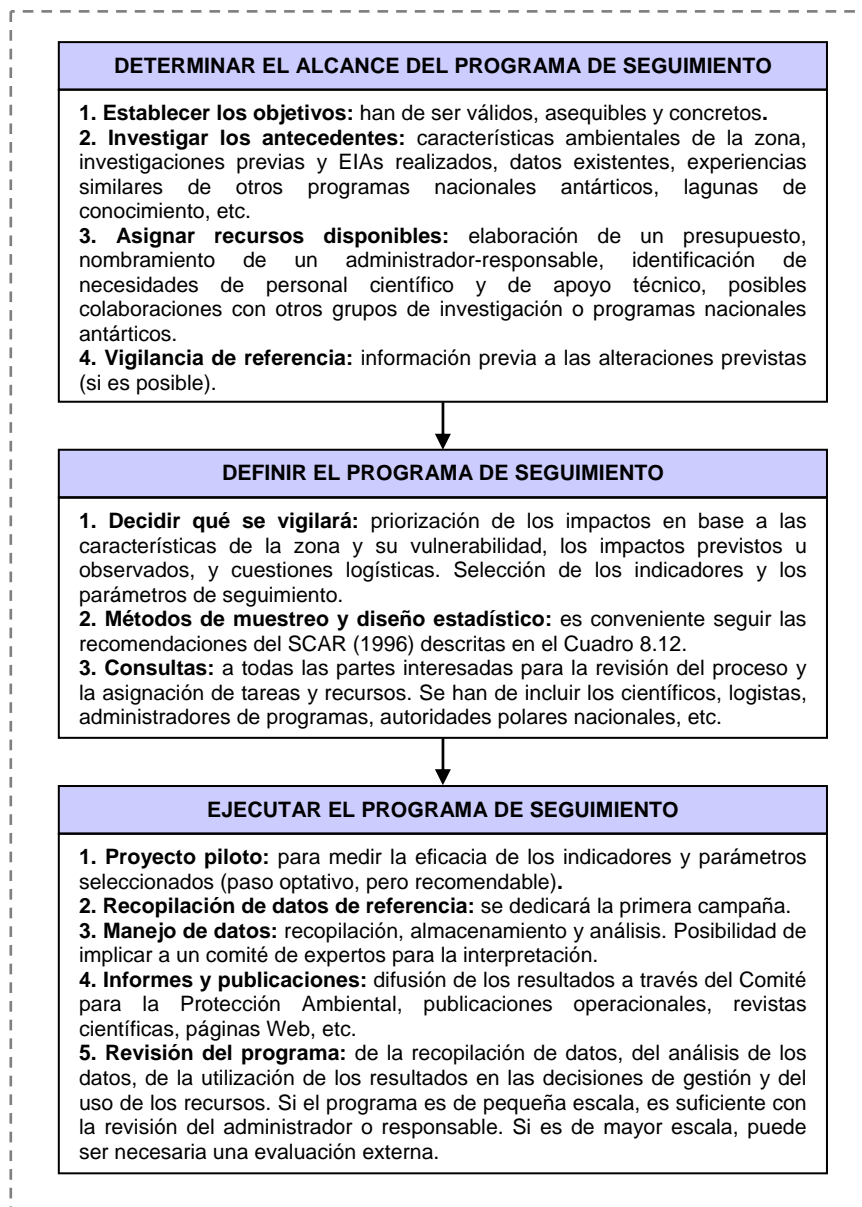


Figura 8.9: Diagrama de trabajo para diseñar e implementar un programa de vigilancia ambiental en la Antártida. *Fuente:* elaborado a partir de COMNAP (2005).

Como puede observarse en la **Figura 8.9**, gran parte de las tareas identificadas en el flujograma propuesto por el COMNAP ya han sido abordadas en este capítulo. En lo relativo a la primera fase, *determinar el alcance del programa de seguimiento*, es necesario mejorar el conocimiento respecto a la flora y los invertebrados presentes en la Isla Barrientos. Esta tarea ya se está realizando en la actualidad, gracias a la colaboración de diferentes expertos del Dpto. de Biología de la UAM y utilizando muestras recogidas en las campañas 2008-09 y 2010-11. La asignación de los recursos ha sido abordada parcialmente en la descripción de las medidas del plan de acción, aunque sería necesario un mayor nivel de detalle en lo relativo al presupuesto y el personal científico implicado en el proyecto. No obstante, esta tarea supera los objetivos del presente trabajo, por lo que su inclusión no tendría mucho sentido. Lo mismo sucede con la tercera fase, *ejecución del programa de seguimiento*. Es por ello que nos centraremos únicamente en la selección de los indicadores y parámetros de seguimiento más adecuados para los impactos detectados, ya que son las cuestiones que se relacionan directamente con nuestra investigación. El resultado de esta tarea se muestra en el **Cuadro 8.13**. Como puede observarse, para la mayor parte de los parámetros se cuenta con

información de referencia proveniente de las campañas de trabajo de campo realizadas hasta el momento. Por lo tanto, la aplicación de estos instrumentos se sustenta en experiencias previas, algo muy importante a la hora de trabajar en un ambiente tan riguroso como el antártico. El parámetro con el que no se ha trabajado hasta el momento es el de actividad microbiana. Para este caso se propone utilizar BIOLÓG-ecoplates para analizar la diversidad funcional de la comunidad microbiana a través del aprovechamiento de diferentes fuentes de carbono. La huella metabólica obtenida mediante esta técnica serviría para comparar zonas del sendero afectadas por ciertos problemas (compactación, eliminación de la cubierta vegetal) con otros puntos de control no impactados. Los diferentes perfiles fisiológicos obtenidos a nivel de comunidad pueden ser comparados mediante índices de similitud (Jaccard, Bray Curtis) o diversidad (Shannon).

Respecto al seguimiento

- Sólo es útil cuando está firmemente vinculado a una estrategia de gestión ambiental.
- No consiste en medir absolutamente todo en un intento al azar de detectar cambios.
- Debe estar dirigido a la medición de unas ciertas especies, procesos o factores claves cuidadosamente seleccionados en base al conocimiento científico y a criterios predeterminados.
- Una hipótesis genérica que puede ser válida para establecer los objetos de estudio del seguimiento ambiental es la siguiente: "toda aquella actividad que causa un deterioro inaceptable de valores o recursos naturales".
- Deben generarse en cada caso hipótesis específicas apropiadas para localizaciones, actividades, valores ambientales y problemáticas particulares.

Respecto al diseño de programas de seguimiento

- Se ha de tener clara una cuestión de partida a partir de la cual generar hipótesis para su contraste a través de una selección de indicadores y parámetros. Será necesario crear modelos y aplicar pruebas estadísticas que permitan realizar una correcta interpretación de los resultados.
- Se realizarán controles, tanto espaciales como temporales, cuando sea preciso.
- Es conveniente establecer un diseño equilibrado (por ejemplo, esfuerzos de muestreo similares para cada impacto y campaña).
- Es preciso replicar los experimentos en localizaciones seleccionadas al azar.
- Se aconseja realizar ensayos preliminares (estudios piloto) para valorar las metodologías de muestreo. Se determinará si los procedimientos son eficientes, si son sensibles a sesgos, cuál es la variabilidad del error, el esfuerzo de muestreo, la variabilidad natural y si existen distribuciones parcheadas de la variable o parámetro a medir.
- Si las suposiciones de partida del análisis estadístico no se cumplen (y seguramente no lo harán), se transformarán las variables antes del análisis, usando métodos no-paramétricos, simulaciones o métodos aleatorios.
- Se han de aceptar los resultados aunque no sean los esperados, sin tratar de encontrar métodos estadísticos que nos proporcionen las respuestas que esperábamos encontrar.

Respecto a los parámetros, estos deben

- Mostrar cambios más allá de los límites de detección.
- Estar relacionados directamente con hipótesis que puedan ser contrastadas.
- Ser medibles por encima de la variabilidad natural (han de conocerse los niveles de fondo).
- Proporcionar información útil para que los gestores puedan tomar decisiones.
- Ser capaces de sostener la actividad de seguimiento.
- Ser medibles bajo limitaciones logísticas y temporales.
- Estar basados en medidas in situ o en la toma de muestras que sean fácilmente transportables sin que sufran deterioro alguno.
- Ser sólidos; con una precisión y exactitud demostrables, así como replicables en otros lugares.

Es también recomendable que los parámetros sean

- Medibles con un bajo coste, con procedimientos sencillos y estandarizados.
 - Capaces de establecer una relación causal con una actividad o proceso en particular.
 - Una medida directa del cambio en un factor o valor natural de interés.
 - Capaces de permitir generalizaciones sobre los agentes causantes.
 - Definibles en términos de límites a partir de los cuales los cambios son perjudiciales.
 - Medibles sin entrar en conflicto con las actividades científicas.
-

Cuadro 8.12: Principios orientadores para el seguimiento ambiental en el contexto antártico. *Fuente:* SCAR (1996).

Componente analizado	Indicador	Parámetro	Datos de referencia	Descripción de los métodos de muestreo
Suelo	Compactación	Resistencia a la penetración	Tejedo <i>et al.</i> (2009, en prensa)	Miller <i>et al.</i> (2001), Meyer (2004), Tejedo <i>et al.</i> (2009)
		Anchura del sendero	Tejedo <i>et al.</i> (en prensa); Capítulo 7 de esta tesis	Marion & Leung (2001)
	Erosión	Banda afectada	No publicados	Marion & Leung (2001), Dixon <i>et al.</i> (2004)
		Censo de puntos con erosión activa	No publicados	Farrell & Marion (2001)
		Senderos informales	Capítulo 8 de esta tesis	Hammitt & Cole (1998), Jewell & Hammitt (2000)
		Senderos secundarios	No publicados	Hammitt & Cole (1998)
	Características edáficas	pH, MO, CE, nutrientes	Capítulo 8 de esta tesis	Rodríguez (2007)
	Comunidad edáfica	Actividad microbiana	Samsundar (2011)	Ros <i>et al.</i> (2004), Lucas-Borja <i>et al.</i> (2011), Samsundar (2011)
Abundancia y diversidad de artrópodos de vida libre		Tejedo <i>et al.</i> (2009)	Convey <i>et al.</i> (1996), Tejedo <i>et al.</i> (2009)	
Vegetación	Cobertura vegetal	Cobertura vegetal estimada	No publicados	Marion & Cole (1996), Andrés-Abellán <i>et al.</i> (2006)
	Alteración de las comunidades florísticas	Composición de especies (riqueza, abundancia relativa medida en cobertura)	No publicados	Growcok (2005)
		Grado de penetración de spp. exóticas	No publicados	Campbell & Gibson (2001)
	Daños en la vegetación	Condiciones de la vegetación	No publicados	Marion & Cole (1996), Liddle (1997)
Fauna	Molestias a la fauna	Distancia de alerta o huida	No publicados	de Villers (2008)
		Distancia del sendero a nidos de petreles gigantes del Sur y págalos	Koester & Piedrahita (2007)	Buckley (2004)

Cuadro 8.13: Indicadores y parámetros seleccionados para su aplicación en el programa de seguimiento diseñado para la Isla Barrientos. Cuando se indica que los datos de referencia no han sido publicados es porque: a) no se han localizado en la revisión bibliográfica realizada, b) existen observaciones de campo de nuestro equipo de investigación, pero no han sido incluidas hasta ahora en publicaciones científicas, o c) están pendientes del procesado de las muestras, lo cual sucede específicamente en el caso de las especies vegetales.

8.4. Opciones reales de implementación de un programa de seguimiento en la Isla Barrientos

El seguimiento ambiental es una de las obligaciones recogidas en el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, el cual incluye en su Anexo I la necesidad de llevar a cabo la verificación de los impactos previstos en relación con determinadas actividades y la vigilancia de impactos imprevistos y cambios ambientales en la Antártida en general. Esta cuestión ha centrado el interés del COMNAP y el SCAR desde mediados de los años noventa. Fruto de esta preocupación la Red de Responsables del Medio Ambiente Antártico (AEON) organizó durante la reunión del COMNAP celebrada en 1999 en Goa (India) un taller específico. En este foro se deliberó sobre la vigilancia ambiental de las actividades científicas y operacionales en la Antártida, así como la necesidad de darles seguimiento. Se entiende que esta monitorización puede contribuir a diferentes cuestiones más allá del mero cumplimiento de la normativa antártica, incluyendo su aplicación en las evaluaciones de impacto ambiental, la mejora del conocimiento relativo al estado del medio ambiente antártico, la alerta temprana frente a determinadas amenazas derivadas de las alteraciones que el hombre genera con sus actividades en la naturaleza, o el estudio de fenómenos globales como el cambio climático, el agujero de la capa de ozono o la acidificación de los océanos. Todo ello nos llevaría a pensar que cualquier iniciativa relacionada con el seguimiento a medio o largo plazo de los efectos de las actividades humanas en la Antártida tendría interés para las naciones que desarrollan allí proyectos de investigación permanentemente. No obstante, estos estudios conllevan unas ciertas inversiones presupuestarias. El problema no es tanto el monto total necesario, mucho menor que otros tipos de investigaciones, como por ejemplo ciertos estudios del ámbito de la oceanografía, sino la necesidad de contar con series temporales de datos de un cierto tamaño para detectar tendencias. Esto obliga a desarrollar estudios de larga duración, algo que no es sencillo lograr ni en la Antártida ni en cualquier otro sitio. Existen honrosas excepciones como el caso del *Antarctic Sites Inventory*, el cual lleva operativo desde 1994, pero se trata de una gota en un océano. El éxito de esta iniciativa descansa además en una amplia red de patrocinadores, entre los que se encuentran diferentes fundaciones (*Tinker Foundation, Jeniam Foundation, Environmental Defense, National Geographic Society, US National Science Foundation*), administraciones gubernamentales (*US Marine Mammal Commission, UK Foreign and Commonwealth Office, Government of the British Antarctic Territory*), empresas (*Cincinnati Zoo and Biological Garden*) y mecenas particulares. También cuenta con el apoyo de varias empresas turísticas para el acceso a los enclaves estudiados y la logística, incluyendo Lindblad Expeditions, Marathon Tours, Aurora Expeditions y la propia IAATO.

Bajo estas perspectivas, es muy posible que la mejor opción para la implementación de un programa de seguimiento de los impactos recreativos en la Isla Barrientos sea la creación de un proyecto bilateral España-Ecuador. Esta alternativa permitiría acceder a la realización de estancias de larga duración en la base ecuatoriana Pedro Vicente Maldonado, situada a menos de dos millas náuticas de la Isla Barrientos. Este tipo de colaboraciones con otros programas nacionales antárticos son vistas con muy buenos ojos por los responsables del programa nacional antártico español, ya que supone una internacionalización de las investigaciones, una ampliación del rango geográfico en el que suelen desarrollarse los proyectos españoles y, sobre todo, un abaratamiento de la inversión necesaria al utilizar la infraestructura de otra nación. Los primeros pasos para este acuerdo ya se han dado, gracias a lo cual varios investigadores de nuestro equipo pasarán unos días en esta base durante la campaña 2011-12. Sin embargo, es necesario consolidar esta colaboración para próximas campañas. La Isla Barrientos supone un excelente enclave para el seguimiento de los efectos de las actividades recreativas en entornos polares, tal y como demuestran los resultados obtenidos hasta el momento, por lo que podría convertirse en un enclave de referencia internacional si se dan los pasos adecuados.

Capítulo 9

CONCLUSIONES, APORTACIONES Y RECOMENDACIONES



En este capítulo se revisan las principales conclusiones de la investigación, resaltando las aportaciones personales del autor al estado actual del conocimiento sobre la valoración de los impactos recreativos en redes de senderos de áreas protegidas a través de indicadores. También se comenta brevemente el grado de cumplimiento de los objetivos inicialmente propuestos para esta investigación. La Tesis se cierra con la identificación de aquellas temáticas en las que será necesario avanzar en los próximos años para resolver algunas lagunas de conocimiento existentes hoy día.

Imagen: sendero del Parque Nacional de Þingvellir, Islandia.

9.1. Conclusiones

9.1.1. Sobre la Ecología Recreativa.

Podemos considerar que, después de casi un siglo de existencia, esta disciplina dedicada al estudio del impacto de las actividades recreativas que se desarrollan al aire libre en entornos naturales o seminaturales (Liddle, 1991) se encuentra consolidada en los países de influencia anglosajona en los que se sitúa su origen, es decir, Reino Unido y Estados Unidos. Muestra de este nivel de madurez es el estudio de Leung (2005), el cual detectó más de 1.100 referencias específicas en una revisión bibliográfica exhaustiva. Otros países han seguido la estela de estos pioneros, destacando el caso de Australia y Nueva Zelanda. Sin embargo, la importancia de la Ecología Recreativa en otras áreas geográficas es mucho menor, sobre todo en el continente africano y gran parte de Asia. A nivel europeo, existen grandes diferencias según el país considerado. La comunidad de ecólogos recreativos de Suiza, Alemania o Finlandia es relativamente estable, mientras que otras naciones, sobre todo en la zona sur, poseen una menor tradición en el seguimiento de los impactos provocados por los visitantes. Este sesgo geográfico ha limitado hasta cierto punto los tipos de ecosistemas, las especies y las actividades recreativas consideradas, aunque la actual expansión territorial de la disciplina está contribuyendo a paliar esta situación. El hecho de que el turismo de naturaleza se esté asentando con fuerza en ciertas naciones en desarrollo hace necesario ampliar los tipos de hábitats a considerar, de forma que se lleven a cabo investigaciones en ambientes tropicales, subtropicales y desérticos. El apoyo desde las naciones con economías más asentadas resultaría de gran ayuda para la maximización de las inversiones destinadas al estudio de los impactos recreativos en estas zonas, ya que pueden aportar expertos que guíen la implementación de los programas de seguimiento.

Para los próximos años resulta también prioritario avanzar en nuevos paradigmas que permitan superar algunos conceptos centrales de la Ecología Recreativa que, aunque fueron muy útiles en origen, hoy día están claramente desfasados. Nos referimos principalmente a la *Capacidad de Carga*, una propuesta que fue incorporada a la gestión recreativa en los años 60 y todavía hoy día es utilizada en una cantidad apreciable de estudios, a pesar de que multitud de autores sostienen que las condiciones necesarias para aplicar este concepto a casos reales no suelen cumplirse (McCool & Lime, 2001; Hausser *et al.*, 2006). Por otro lado, numerosas investigaciones han demostrado que a la hora de determinar el nivel de impacto de una actividad recreativa, la cantidad de uso puede ser un factor menos importante que otros muchos, como las condiciones ambientales, el tipo de uso, o la existencia de medidas de gestión destinadas a controlar los efectos negativos derivados de la presencia de los visitantes, entre otros (Cole & Spildie, 1998; Leung & Marion, 2001). La capacidad de carga se ha convertido hoy día en un concepto más relacionado con la gestión que con la búsqueda de una mera cifra máxima de usuarios, ya que cada una de sus componentes (capacidad de carga física, de los servicios, ecológica y social) dará lugar a un límite distinto en función de las metas específicas que se hayan fijado (Navarro, 2000). El objetivo no sería pues establecer un número óptimo, sino proponer límites al uso de los recursos con una flexibilidad de planteamientos y de conclusiones, es decir, lo que Butler (1996) llamó "*una estimación razonable*". La demanda, hasta cierto punto legítima, de muchos gestores de espacios naturales protegidos de contar con límites medibles y concretos a partir de los cuales los cambios en los ecosistemas son irreversibles, hace que algunos científicos se resistan todavía a descartar este concepto, a pesar de la elevada incertidumbre y la complejidad que implica. De hecho, los máximos apoyos a la capacidad de carga provienen hoy día de los gestores y responsables de las políticas que la interpretan en términos normativos (Hausser *et al.*, 2006). En respuesta a estas limitaciones, las nuevas generaciones de modelos de gestión recreativa han evolucionado hacia una filosofía basada en las condiciones deseables (ROS, LAC), y a enfoques dirigidos a cumplir unos ciertos objetivos de gestión (VAMP, VIM, VERP). Las últimas propuestas incorporan asimismo procesos continuos que implican activamente al público y a otros agentes sociales interesados (PAVIM, TOMM). El incremento de la complejidad de los modelos de gestión recreativa ha hecho necesario el contar con grupos de expertos multidisciplinares para su aplicación, algo que lamentablemente no siempre es posible y que constituye un punto débil en algunas implementaciones poco exitosas. Estos modelos ofrecen un marco de trabajo sólido y permiten comparar diferentes casos al utilizar metodologías comunes. No obstante, adolecen de un exceso de rigidez que hace que en multitud de ocasiones su implementación no sea viable, sobre todo en el caso de los espacios situados en

países en desarrollo o en áreas protegidas con pocos recursos materiales o humanos. Es por ello que el adaptar los modelos a nuestras necesidades particulares, o incluso integrar ciertos elementos de diferentes alternativas, puede ser una opción totalmente válida. Tal vez la búsqueda de metodologías únicas y estandarizadas sea deseable a nivel teórico, pero en la realidad es una meta ciertamente difícil de cumplir.

Como ya se indicó en el Capítulo 2, uno de los aspectos que resultan prioritarios para el progreso de la Ecología Recreativa es la existencia de programas gubernamentales consolidados con líneas de financiación fuertes que permitan desarrollar tanto trabajos aplicados como de investigación básica a largo plazo. Destacar en este sentido la labor del *Aldo Leopold Wilderness Research Institute*, el cual trabaja en Estados Unidos bajo el auspicio de diferentes instituciones (*USDA Forest Service, US Geological Survey, Bureau of Land Management, US Fish & Wildlife Service, Nacional Park Service*). También es reseñable el papel del *Sustainable Tourism Cooperative Research Centre* australiano, el cual fue creado en 2003 y depende directamente del gobierno de esta nación a través del *Australian Government's Cooperative Research Centres Program*. Este tipo de centros poseen la estabilidad necesaria para generar una transferencia directa y constante de métodos y resultados entre la investigación y la gestión. Otra de sus ventajas es que permiten la creación y mantenimiento de grupos de investigación multidisciplinarios dedicados a tiempo completo a esta disciplina. Esto es complicado en el caso español, al menos por el momento. La mayoría de los investigadores nacionales compaginan los estudios sobre los impactos de los visitantes con otros aspectos relacionados con las áreas protegidas, como puedan ser la conservación de la biodiversidad, la interpretación y la educación ambiental, o la evaluación de equipamientos, entre otras muchas temáticas. Hasta ahora, el perfil de estos grupos de investigación ha estado claramente sesgado hacia la biología y todavía son escasos los economistas, expertos en derecho o política, geógrafos, matemáticos, etc., que trabajan en el estudio de los impactos ecológicos de las actividades recreativas que se desarrollan en áreas protegidas españolas.

La importancia actual de la disciplina se refleja en la existencia de foros científicos y técnicos consolidados que posibilitan el encuentro de los investigadores y el intercambio de experiencias. Es el caso del congreso europeo bianual itinerante *Monitoring and Management of Visitor Flows in Protected Areas*, el cual celebrará su sexta edición en 2012 en Suecia. El éxito de esta convocatoria es significativo, tal y como demuestra la presencia en las últimas ediciones de investigadores procedentes de Reino Unido, Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda, Alemania, Suiza, Austria, Países Bajos, Noruega, Finlandia, Estonia, Suecia, España, Italia, Eslovaquia, República Checa, Dinamarca, Rusia, Francia, Hungría, Georgia, Marruecos, Turquía, Brasil, México, Costa Rica, Malasia, Tailandia, Japón, Taiwan, China, República de Kazajstán, etc. En Estados Unidos, muchos ecólogos recreativos se reúnen cada dos años en la *George Wright Society Conference on Parks, Protected Areas, and Cultural Sites*. Para cuestiones más puntuales o discusiones virtuales, es posible acudir a la *Recreation Ecology Research Network*, una red de contactos creada en 2005 para que profesionales de todo el mundo puedan discutir temas relativos a esta disciplina. En este foro, el dominio de los países de habla inglesa continua siendo aplastante, tal y como demuestra que 38 de los 54 miembros inscritos a fecha de octubre de 2010 procedían de Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Australia o Nueva Zelanda, es decir, casi las tres cuartas partes del total. En nuestro país, los encuentros anuales celebrados por EUROPARC-España (congresos ESPARC) reúnen a buena parte de los investigadores que analizan los impactos de los visitantes en las áreas protegidas. Esta labor de diseminación de los resultados de las investigaciones en Ecología Recreativa se completaría con los artículos publicados por los diferentes grupos de investigación en revistas científicas, entre las que se incluyen *Biological Conservation, Environmental Conservation, Environmental Management, International Journal of Wilderness, Journal of Applied Ecology, Journal of Environmental Management, Journal of Soil and Water Conservation, Tourism Management, Annals of Tourism Research, Leisure Sciences* o *Journal of Leisure Research*.

Por último, insistir en que la Ecología Recreativa está íntimamente relacionada con el seguimiento de los impactos del uso público, aunque son dos campos distintos. Mientras la primera es una disciplina científica destinada a identificar y demostrar relaciones causales entre los impactos, las condiciones ambientales y los tipos y cantidades de uso recreativo, la segunda es un proceso de observación sistemático de las alteraciones derivadas de

determinadas actividades recreativas diseñado para propósitos concretos, de acuerdo a protocolos preestablecidos y llevado a cabo mediante métodos de obtención de datos comparables. No obstante, los gestores de áreas protegidas suelen recurrir al conocimiento científico generado por la primera para obtener la información necesaria para la toma de decisiones. La habilidad de la ciencia para proponer diferentes escenarios de futuro bajo supuestos alternativos es otra de las contribuciones que puede realizar a la gestión. Es posible diseñar experimentos que predigan cómo diferentes intensidades de uso pueden afectar a un sendero o a ciertos valores del medio. Desgraciadamente, la precisión de las predicciones está limitada por las variables utilizadas para construir el modelo, las relaciones establecidas entre las mismas y la forma de combinarlas. Todavía estamos lejos de poder elaborar simulaciones que nos permitan construir predicciones fiables para comunidades que no hayan sido previamente estudiadas, o que estimen los niveles de uso que generarán una cierta cantidad de impacto. Esto es especialmente complicado cuando se utiliza información derivada de las encuestas a visitantes, ya que las respuestas pueden ser poco fiables (Cole & Daniels, 2004). Para evitar este problema, se suele recurrir a diferentes instrumentos de toma de datos, de forma que sea posible combinar la información obtenida a partir de modelos de simulación y experimentaciones bajo condiciones controladas, calibrados y validados mediante seguimiento real. El problema es que los gestores deben esperar a que se produzca una cierta degradación para poder comenzar a actuar, lo cual equivale a asumir tareas de rehabilitación y no de prevención.

9.1.2. Sobre los impactos recreativos en senderos y su seguimiento.

El éxito de una red de senderos está condicionado por su uso por parte de los visitantes del espacio protegido, por su contribución al control de los mismos evitando su dispersión y por una inducción de posibles perturbaciones mínima. Sin embargo, la aparición de impactos en los senderos es inevitable con un uso recreativo repetido en el tiempo, incluso cuando las intensidades de uso son bajas. Las alteraciones generadas en estos casos pueden dañar la integridad ecológica, afectando a los valores naturales, sociales y económicos del área, así como afectar a la seguridad de los visitantes y reducir la calidad de su experiencia recreativa. Cole (1990) propone que los impactos más importantes son aquellos que alteran gravemente la funcionalidad de los ecosistemas y que afectan a zonas muy extensas o a ecosistemas raros, siendo todavía más perjudiciales cuando los efectos perduran largos períodos de tiempo o son irreversibles. Teniendo en cuenta que la recreación es considerada como un uso legítimo en la mayoría de las áreas protegidas, el objetivo para los gestores consiste en establecer los niveles de cambio que son aceptables y desarrollar estrategias para que éstos se cumplan, manteniendo así la disponibilidad y calidad de las oportunidades recreativas (Worboys, 2007). La importancia de los impactos recreativos ha sido reconocida ampliamente por diferentes agencias gubernamentales y ONGs dedicadas a la conservación de áreas protegidas (Buckley, 2004; Environment Australia, 2003), además de por multitud de investigadores (Leung & Marion, 2000; Buckley, 2001, 2002; Sirakaya *et al.*, 2001; Newsome *et al.*, 2002). No obstante, la capacidad de las administraciones para desarrollar e implementar sistemas de seguimiento de los visitantes y sus impactos son todavía limitadas. Esto hace que incluso cuando las perturbaciones generadas por los visitantes son analizadas, los resultados no se integren en sistemas de evaluación de la gestión globales para el área protegida (McArthur & Sebastián, 1998; Brown *et al.*, 2006). Para superar estas cuestiones, en el Capítulo 5 de la presente investigación se presenta una metodología que permite integrar el seguimiento de los impactos en los senderos en los sistemas de gestión de las áreas protegidas, generando una retroalimentación de información de utilidad para el trabajo de los gestores. Si tenemos en cuenta que la mayoría de los impactos ocurren rápidamente y que, por el contrario, su recuperación toma mucho más tiempo, se hace evidente que resulta imprescindible realizar una adecuada gestión. Esto se debe a que es mucho más sencillo y barato evitar los impactos que restaurar entornos ya degradados. Esto incide directamente en otra cuestión que a menudo se olvida: se debe prestar una especial atención a los enclaves menos impactados. Esta idea contrasta con la opinión generalizada de que hay que centrar los recursos en los lugares más visitados e impactados, cuando realmente la recuperación de estas zonas es extremadamente difícil por el nivel de degradación sufrido, o bien no interesa porque conllevaría la eliminación de su explotación recreativa. La realización de inventarios periódicos de todos los lugares impactados es a menudo más importante que el seguimiento en unas pocas zonas de estudio concretas. La necesidad de largos períodos para que los componentes

de los ecosistemas se recuperen de forma autónoma tras el fin del uso recreativo limita igualmente la eficacia de los cierres temporales rotativos de equipamientos o zonas dañados. Por lo tanto, esta estrategia de gestión suele resultar ineficaz en ausencia de un plan de rehabilitación.

Como acabamos de apuntar, los impactos recreativos pueden ser minimizados y controlados a través de diferentes estrategias de gestión (Anderson *et al.*, 1998; Cole *et al.*, 1987; Hammitt & Cole, 1998; Marion & Leung, 2001). La identificación y selección de la técnica más efectiva requiere conocer adecuadamente los problemas derivados del uso público que se están produciendo, incluyendo tanto las causas que los originan como los principales factores que influyen en los mismos. Una buena opción para afrontar la gestión de los impactos recreativos es comenzar por ocuparse de los tipos de usuarios más impactantes. A nivel estratégico, la primera alternativa consiste en la zonificación de la red de senderos por actividades, la cual implica la construcción o el acondicionamiento selectivo de ciertos itinerarios para que puedan acoger sin problemas actividades más impactantes o los mayores niveles de uso. Esta medida también nos permitirá reducir los conflictos entre usuarios y actuar sobre el problema de la masificación de ciertas rutas, ya que es posible separar usos que entran en conflicto y proporcionar diferentes niveles de uso según las demandas de los visitantes. Otra estrategia complementaria sería la modificación de los comportamientos más impactantes mediante programas educativos o normativa específica, los cuales contribuirán también a reducir los posibles conflictos entre usuarios. Estas estrategias, junto a otras muchas, fueron revisadas de forma pormenorizada en el Capítulo 5.

A pesar de la importancia de los espacios protegidos españoles en el contexto internacional, pocos cuentan con directrices de gestión que aseguren que los impactos de los visitantes sobre los senderos y sus ecosistemas asociados son monitorizados adecuadamente. Este déficit generalizado de sistemas de seguimiento y evaluación ha sido puesto de manifiesto por diferentes autores (Courrau, 1999; Singh, 1999; EUROPARC-España, 2006). Los senderos que deben soportar un nivel de uso intensivo requieren de una adecuada planificación, una cuidadosa localización y construcción, el pertinente mantenimiento y un programa de gestión de visitantes que guíe el uso público. Sin alguno de estos cuatro elementos no es posible asegurar el éxito y la continuidad del sendero en unas condiciones adecuadas. Una pobre localización hará que rápidamente sea necesario tomar medidas para evitar el deterioro del entorno hasta el punto de que se vea afectada la seguridad de los visitantes o su experiencia recreativa. Lo mismo sucederá en aquellos itinerarios que han sido correctamente localizados y construidos pero que carecen de un programa de mantenimiento y/o de gestión de visitantes. Por último, diseñar un programa de mantenimiento sin haber definido indicadores de seguimiento y estándares de calidad deseables es muy arriesgado, ya que es posible que se permita que se produzca un deterioro irreversible a largo plazo como consecuencia de la falta de información que guíe la toma de decisiones. Con el aumento en la demanda turística que están sufriendo numerosos espacios naturales del mundo es imprescindible mejorar la gestión de los senderos de las áreas protegidas para evitar que se produzcan impactos no deseados.

La investigación ha mostrado que en el caso de los senderos la mayoría de los impactos, exceptuando los derivados del período de construcción, ocurren con niveles de uso relativamente bajos (Cole, 1987; Leung & Marion, 2000). Hasta hace unos años, se suponía que la relación entre la intensidad de uso y la magnitud del impacto era en la mayoría de los casos de tipo sigmoidea, con una cierta cantidad de presión a partir de la cual la respuesta se incrementaba rápidamente. Algunos estudios sugerían además que la mayor parte del deterioro se producía al inicio del uso. Esto tiene numerosas implicaciones para la gestión y los mensajes educativos destinados a que se produzca el mínimo impacto. Sugiere por ejemplo que es mejor concentrar el uso, y por lo tanto el impacto, en determinadas zonas que son más demandadas, y dispersar el uso y el impacto en zonas relativamente prístinas. Cuando el nivel de uso alcanza unas ciertas cifras, el impacto per cápita disminuye sustancialmente, por lo que las estrategias basadas en la dispersión o en la limitación del uso para controlar la degradación del sendero pueden ser ineficaces. No obstante, existen numerosas excepciones para esta tendencia que hacen que debamos replantearnos su validez. Hoy día, se considera que no siempre los senderos que reciben más visitantes suelen ser los que presentan un mayor deterioro. La cantidad de uso parece ser un factor menos importante que otras cuestiones como la localización del sendero, el diseño del trazado, la distribución espacial y temporal de

los visitantes, sus comportamientos y actividades, la frecuencia y calidad del mantenimiento, o las condiciones ambientales en las que se desarrolla la actividad recreativa (Cole, 1983; Good & Grenier, 1994; Whinam *et al.*, 1994; Whinam & Comfort, 1996; Liddle, 1997; Sun & Walsh, 1998; Goeft & Alder, 2001; Landsberg *et al.*, 2001; Newsome *et al.*, 2002; Smith & Newsome, 2002; Bridle & Kirkpatrick, 2003; Talbot *et al.*, 2003; Turton, 2005; Hill & Pickering, 2009). Esto lo demuestra el hecho de que distintos tramos pueden presentar grandes diferencias en lo relativo al deterioro, con zonas bien conservadas y otras altamente impactadas, cuando la intensidad y los tipos de uso son los mismos en todos los casos. La identificación de los factores responsables de la aparición de impactos en un itinerario puede ser en todavía más compleja en ciertas situaciones debido a que muchos de ellos están interrelacionados y no siempre es sencillo discriminar cuál está actuando con mayor fuerza. Por lo tanto, las principales estrategias de gestión destinadas a reducir los impactos recreativos han de actuar sobre todos estos factores y no únicamente sobre las cifras de visitantes. Ello hace necesario realizar estudios destinados a conocer los tipos de usuarios, sus cifras, comportamiento y la temporalización de las visitas.

La selección de las estrategias de gestión más adecuadas ha de estar sustentada en información de calidad. Tradicionalmente, los gestores han basado su trabajo en impresiones subjetivas y en evaluaciones a posteriori del éxito de las medidas adoptadas. El incremento de las cifras de visitantes, la mayor influencia de la opinión y la participación pública, y la mejora de los instrumentos de gestión han motivado la necesidad de contar con información objetiva que sustente a priori la toma de decisiones. La respuesta a esta demanda son los programas de seguimiento. La información recopilada puede describir la naturaleza y la gravedad de los impactos y su relación con los factores relativos al uso, las condiciones ambientales y los factores de gestión. Las investigaciones han revelado que estas relaciones son complejas y no siempre intuitivamente evidentes. Una sólida base de información es esencial para los gestores que buscan desarrollar programas de gestión de los visitantes y los recursos eficaces. Mediante estas herramientas se puede contar con la información necesaria para la formulación de estándares deseables realistas en el marco de un modelo de gestión recreativa, así como para evaluar periódicamente las condiciones de los recursos en relación con dichas referencias. También permiten contar con un marco estable más allá de la ida y venida de los gestores, los cuales pueden cambiar cíclicamente o depender de nombramientos políticos. Los impactos pueden ser detectados antes de alcanzar un grado de deterioro irreversible, lo que permite aplicar medidas correctoras. Estos programas también son útiles para determinar el éxito o el fracaso de las medidas de gestión, o priorizar la distribución de los recursos del área protegida, algo fundamental en el contexto económico que vivimos en la actualidad.

Un programa de seguimiento eficaz ha de estar basado en preguntas. Sin preguntas no hay respuestas y el seguimiento precisamente proporciona éstas. Parece una cuestión banal, pero muy a menudo los programas de seguimiento no están consolidados en una buena batería inicial de cuestiones que guíen el proceso. Una propiedad fundamental de este marco teórico es que las cuestiones iniciales, el diseño experimental, la recolección de datos, el análisis de los resultados y la interpretación son pasos iterativos. Esto permite al programa de seguimiento evolucionar y desarrollarse en respuesta a nueva información o nuevas cuestiones. Un cambio en las condiciones de partida o los objetivos puede ser asumido por el programa de seguimiento y adaptarse a la nueva situación, pero también posibilita incorporar nuevos protocolos, tecnologías, procedimientos de laboratorio, etc. Una advertencia importante aquí es que la adopción de un nuevo método de análisis o de recolección de datos debe ser cuidadosamente analizada antes de su puesta en marcha para asegurar la integridad de las series de datos temporales. Otra posibilidad es que ciertas cuestiones no puedan ser respondidas con el conocimiento o las herramientas disponibles en la actualidad, por lo que será necesario desarrollar nuevas investigaciones específicas. Se debe poner un especial cuidado a la hora de diseñar y aplicar los protocolos de campo y laboratorio. Los procedimientos deben estar estandarizados en la medida de lo posible. Es conveniente desarrollar tareas de intercalibrado con otros individuos u organizaciones que utilicen técnicas similares. También es útil la calibración mediante muestras estandarizadas. Los métodos analíticos o los procedimientos de toma de muestras no deberían ser modificados sin comprobar concienzudamente el efecto del cambio en las series de datos temporales. Como vemos, los programas de seguimiento del impacto de los visitantes ofrecen beneficios significativos a los gestores y resultan un elemento esencial para los modelos de gestión

recreativa, aunque también precisan de la existencia de una financiación adecuada, sostenida y fiable. Esta labor de seguimiento de los impactos recreativos puede aprovecharse de los avances tecnológicos actuales para tratar de reducir las inversiones necesarias y optimizar los resultados. Destacan en este sentido los sistemas de posicionamiento global (GPS), los sistemas de información geográfica (SIG), la tecnología remota de captura de imagen (satélites, cámaras infrarrojas, foto-trampeo), las tecnologías de conteo de usuarios (células fotoeléctricas, sensores de presión, etc.) y la red global, la cual puede resultar muy útil en la difusión de resultados o el desarrollo de procesos de participación pública.

Centrar el esfuerzo dedicado al seguimiento resulta fundamental debido a que los recursos suelen ser limitados y puede ser realizado a través de la aplicación de estos criterios, facilitando la identificación de los indicadores de impacto más adecuados a nuestras necesidades. Los objetivos del seguimiento pueden ser priorizados aplicando diferentes criterios: (1) la importancia de los recursos naturales que se quiere proteger, para lo cual se aplicarían conceptos como la rareza, la diversidad o el grado de conservación del hábitat; (2) según la vulnerabilidad, la resistencia o la resiliencia de estos recursos, o; (3) considerando el grado de amenaza o la presión ejercida por el uso público. La priorización resulta sencilla cuando el seguimiento se enmarca correctamente en la planificación, estando ambos interconectados. Precisamente esta es una de las ventajas de la guía para la gestión propuesta en esta investigación, ya que su diseño permite la conexión entre planificación y gestión al establecer un plan de acción que incorpora una priorización de los recursos económicos, materiales y humanos necesarios para ejecutar las diferentes actuaciones previstas. Para esta tarea, se recomienda recurrir a las matrices de planificación. Se trata de unas herramientas muy útiles debido a que identifican para cada medida los objetivos generales y operativos con los que se relacionan, los resultados esperados y las actividades requeridas para lograr dichos resultados (Atauri & Gómez-Limón, 2002).

En el caso concreto de la Antártida, donde se han desarrollado los casos de estudio presentados en esta investigación, se han identificado cuatro cuestiones claves en las que se debería trabajar para mejorar el seguimiento de los impactos debidos a las actividades recreativas. La primera es el desarrollo de estudios a medio-largo plazo que permitan identificar los impactos acumulativos del turismo sobre los diferentes compartimentos ambientales. Estas investigaciones han de combinar las actividades de seguimiento con el desarrollo de estudios experimentales que generen la información necesaria para detectar y gestionar los impactos humanos. La segunda tarea consiste en identificar aquellos enclaves que, por sus especiales características, constituyan emplazamientos adecuados para el desarrollo de estos programas de seguimiento a medio-largo plazo. El aislamiento de este territorio hace logística y económicamente inviable el desarrollo de estudios en todas y cada una de las localizaciones que son visitadas, por lo que hay que priorizar dónde se invierten los recursos. Una tercera cuestión es la coordinación de la multitud de investigaciones que analizan en la actualidad el impacto de los turistas en la Antártida en pequeñas localizaciones, o únicamente bajo la óptica de unas ciertas disciplinas concretas. Dichas iniciativas deben interrelacionarse para optimizar los recursos e identificar las tendencias globales, permitiendo que estas alteraciones sean examinadas a escala regional o continental. Por último, estos estudios deben ser diseñados de tal forma que puedan contribuir de forma directa a la toma de decisiones de gestión, mejorando la minimización y mitigación de dichas alteraciones. Esto es especialmente importante en el caso de las evaluaciones de impacto ambiental, las cuales pueden beneficiarse de las mejoras del conocimiento derivadas de las actividades de investigación en esta materia. Estos instrumentos constituyen una herramienta fundamental para decidir si una actividad, incluyendo las turísticas, puede o no desarrollarse en el Continente Blanco. Es por ello que este tipo de procesos deben estar consolidados sobre la mejor información disponible, especialmente en vista de la diversificación de las actividades recreativas que se está produciendo en los últimos años en la Antártida, aunque las cifras globales de visitantes se hayan visto reducidas en las últimas campañas por la situación económica mundial. La adecuada conservación de los ecosistemas antárticos, incluyendo sus valores naturales, estéticos y científicos, es un reto que debe ser asumido cuanto antes por la comunidad internacional.

9.1.3. Sobre el uso de indicadores de impacto recreativo en senderos.

La aplicación de indicadores es ineludible para tratar de comprender los sistemas naturales, ya que estos poseen un grado de complejidad tal que para su seguimiento es necesario simplificar la información en la medida de lo posible (Noss, 1999). Los indicadores deben estar diseñados pues para facilitar la comprensión del contexto ecológico y las tendencias en el estado del sistema. Cada vez es más habitual el definir unos umbrales o valores aceptables a los que se debe tender, ya que la mayoría de los parámetros ambientales utilizados para detectar cambios debidos a la presencia de visitantes suelen presentar una considerable variabilidad natural, sobre todo en sistemas altamente dinámicos (Biggs & Rogers, 2003). Muchos valores de referencia para ciertos indicadores son estáticos y por lo tanto deben ser revisados. En ausencia total de información, los propios resultados del seguimiento, una vez que se tengan series temporales lo suficientemente largas, deberían servir para definir umbrales y rangos de variación aceptables. Los indicadores constituyen la principal herramienta de los programas de seguimiento, por lo que contribuyen a la toma de decisiones y a la mejora de los servicios al informar sobre el cumplimiento de los objetivos, los resultados y las actividades previstos. Al contrario de lo que sucede en la Ecología Recreativa, los programas de seguimiento no tienen por qué establecer causalidad entre ciertas actividades recreativas y determinados impactos. Se supone que la investigación ya se ha encargado de esta tarea. Por lo tanto, tan solo han de asumir que si el indicador detecta la existencia de efectos adversos, el responsable será el uso por parte de los visitantes.

Para el seguimiento de los impactos recreativos en senderos se han aplicado hasta el momento multitud de indicadores que han sido revisados en la presente tesis. Aunque los indicadores propuestos en la literatura científica son muy numerosos, la verdad es que pocos cuentan con una sólida base científica, siendo realmente viables y valiosos para la gestión. En muchas ocasiones se comete el error de seleccionar los indicadores sin tener en cuenta cuáles son las alteraciones que generan la presencia y las actividades de los visitantes. No olvidemos que los impactos deben ser priorizados antes de llevar a cabo la selección de los indicadores, ya que de no hacerlo así, es probable que se establezcan metas poco realistas que no puedan lograrse, o bien que no se obtenga información útil para la toma de decisiones de gestión. Otro error que suele lastrar la selección de los indicadores es la falta de unos objetivos para el área protegida o bien para el propio equipamiento (Dale & Beyeler, 2001). Para ser prácticos, los gestores han de centrar sus esfuerzos en el seguimiento de unos pocos indicadores relativos a impactos que realmente son significativos para la conservación de los recursos naturales de su área protegida, los cuales han de reflejar necesariamente las características y actividades particulares de sus visitantes (Gettinger *et al.*, 1998; Leung & Marion, 1999). La selección de los indicadores siempre es una tarea compleja en la que radica buena parte del éxito (o el fracaso) del plan de seguimiento. Para reducir la incertidumbre y la subjetividad en este proceso en la medida de lo posible, se ha propuesto una batería de criterios que puede resultar de gran utilidad (**Cuadro 4.2** y **Cuadro 4.3**). Su aplicación en los dos casos de estudio incorporados en esta tesis ha permitido probar la conveniencia de este instrumento. A través de estas experiencias prácticas también se han mostrado las dificultades existentes a la hora de establecer un indicador y seleccionar los parámetros para su seguimiento. Ante la ausencia de conocimiento previo, se deben desarrollar estudios y experimentos bajo condiciones controladas que ofrezcan información sobre su respuesta frente a diferentes niveles, o incluso tipos, de uso recreativo. También es necesario identificar aquellos diseños de trabajo que resultan más convenientes en función del comportamiento de las variables analizadas y su heterogeneidad natural. En esta tarea resulta fundamental tratar de recopilar toda la información disponible hasta el momento sobre los ambientes en los que se va a trabajar, ya que se ha de tener un profundo conocimiento ecológico de los sistemas para poder establecer los procesos claves sobre los que deberán informar los indicadores. Como hemos visto en el Capítulo 7, conocer estas cuestiones puede requerir tiempo y esfuerzo, sobre todo cuando el acceso a la zona de estudio es limitado por determinadas circunstancias y se desconoce la variabilidad natural de los parámetros de seguimiento. En estas condiciones, los estudios a medio plazo se convierten en imprescindibles. Estas investigaciones también resultan de utilidad para la determinación de la resiliencia de los sistemas, una cuestión que a menudo no se contempla al aplicar indicadores de impacto recreativo, considerando que la mejora de las alteraciones sólo se producirá a través de actividades de mantenimiento o rehabilitación. Sin embargo, conocer la propia capacidad de los sistemas para regresar a la situación de partida tras una perturbación es muy conveniente para evitar inversiones inútiles y tratar de favorecer

estos procesos a través de determinadas actuaciones de gestión. Todas estas cuestiones deben ser tenidas en cuenta a la hora de proponer una batería de indicadores de seguimiento, ya que sin los imprescindibles estudios previos es muy posible que su éxito se vea amenazado.

La solución al eterno dilema entre indicadores estándar o indicadores a medida puede consistir en adoptar un núcleo de indicadores básicos de uso universal, al que se suma otro conjunto de indicadores específicamente diseñados para la realidad de cada espacio (Lass & Reusswig, 2002). Aunque el uso de métodos de referencia permite la comparación de resultados y la replicabilidad de estudios, lo cierto es que las particularidades de los ecosistemas de distintas partes del mundo complica la aplicación de ciertos indicadores. Esto es particularmente evidente en el caso de ciertos ambientes extremos, como las áreas desérticas, las selvas tropicales o los ambientes polares estudiados en esta tesis. También hay que tener en cuenta las limitaciones logísticas y de personal, las cuales pueden hacer necesario un segundo reajuste de los protocolos de trabajo. Cuando los indicadores no han sido suficientemente testados en condiciones de campo y es necesario mejorar el conocimiento sobre su respuesta frente a las actividades recreativas habrá que recurrir a la colaboración de expertos. Los ecólogos recreativos también serán necesarios cuando la plantilla del espacio natural protegido no tenga la suficiente experiencia para la correcta aplicación de este tipo de herramientas.

9.2. Principales aportaciones de esta investigación

La presentación de la Ecología Recreativa como marco teórico de la tesis incluye un completo análisis comparativo de la situación actual de la investigación en esta disciplina en diferentes zonas del mundo. Se identifican para cada continente las principales temáticas abordadas, el recorrido histórico, los puntos débiles y las oportunidades más comunes. Esta información procede tanto de bibliografía especializada como de observaciones realizadas por el autor de esta investigación (**Cuadro 2.2**). En este primer capítulo se incluye también una revisión de los principales modelos de gestión recreativa basados en el concepto de capacidad de carga (ROS, LAC, VAMP, VIM, VERP), así como de otros modelos alternativos aplicados en la gestión de visitantes en áreas protegidas (PAVIM, TOMM, TPC, VS, DSS/TNAC). Para todos ellos se define el objetivo prioritario de cada modelo, el proceso que ha de seguirse para su implementación, qué razones justifican su aplicación, las fortalezas y debilidades, el nivel de sofisticación requerido, la participación pública que permiten, y su éxito a nivel de aplicación en situaciones reales (**Cuadros 2.6 y 2.7**). Este estudio permite tener una idea global de los modelos de gestión recreativa existentes hoy día, los cuales constituyen una herramienta fundamental para la gestión de los espacios naturales protegidos.

En el capítulo dedicado a los impactos recreativos se propone un modelo conceptual que muestra los impactos biofísicos primarios y secundarios derivados de las actividades recreativas desarrolladas en senderos (**Figura 3.2**). Lo más novedoso de este diagrama es la identificación de las interacciones existentes entre las diferentes perturbaciones generadas por los visitantes sobre los compartimentos bióticos y abióticos del ecosistema. Esta representación permite señalar cómo a partir de un impacto primario pueden producirse o facilitarse otros muchos, los cuales en ocasiones afectan a otros compartimentos diferentes a aquellos que son alterados inicialmente. Hammit & Cole (1998) ya destacaron esta cuestión al señalar que los diferentes componentes del ecosistema están interrelacionados, por lo que un impacto recreativo sobre un elemento ecológico concreto puede eventualmente generar efectos en otros muchos componentes. Resaltar no obstante que la existencia de un impacto primario no conlleva ineludiblemente la aparición en cascada de cambios significativos y permanentes en todos los elementos del ecosistema interconectados. Que se llegue a esta situación va a depender en gran medida de la intensidad de los impactos primarios.

La primera contribución original del capítulo dedicado a los indicadores de impacto en redes de senderos es el **Cuadro 4.1**, en el que se relacionan los principales indicadores utilizados hasta el momento para el seguimiento de los impactos en los senderos de las actividades recreativas. Se trata de un listado elaborado a partir de una amplísima revisión bibliográfica en el que se identifican aquellas referencias que pueden resultar de mayor utilidad para obtener una descripción detallada de los métodos de trabajo en campo relativos a los diferentes indicadores. También ha sido necesaria una intensa labor de documentación para construir la

batería de criterios a aplicar para evaluar la utilidad de los indicadores destinados al seguimiento de los impactos recreativos en redes de senderos. Este listado de criterios puede utilizarse tanto para seleccionar los mejores indicadores cuando se tienen varias alternativas (tal y como se hace en el Capítulo 7 de esta investigación), como a la hora de valorar la utilidad de un nuevo indicador que queramos proponer. En este mismo capítulo se resumen las diferentes aproximaciones y diseños que pueden aplicarse en la valoración y seguimiento del impacto recreativo en senderos. Estas estrategias habrían sido definidas y evaluadas anteriormente por diferentes autores, por lo que lo novedoso en este caso es la propuesta de un árbol de decisiones básico para la selección del método más adecuado según nuestros objetivos y el nivel de detalle requerido (**Figura 4.3**). El último apartado también incluye una serie de reflexiones personales que pueden ser interesantes tanto a la hora de diseñar indicadores de impacto recreativo, como en el momento de planificar su aplicación a casos reales. Estas observaciones se basan en la experiencia adquirida a lo largo de los años a través de diferentes proyectos de investigación y tienen su origen en los errores más comunes que se han detectado cuando se trabaja en el seguimiento de los impactos recreativos a través de indicadores.

Respecto a los instrumentos de gestión específicos para redes de senderos situadas en espacios naturales protegidos, se propone una metodología de trabajo basada en el enfoque propuesto por la *Gestión Adaptable*. De esta forma, se define un modelo dinámico que permite ir introduciendo los cambios necesarios para que la gestión de estos equipamientos sea eficaz (**Figura 5.1**). El primer paso de esta metodología consiste en la definición del contexto administrativo (conocer los principios orientadores y los objetivos de la red de áreas protegidas a la que pertenece el espacio en el que se sitúa la red de senderos, así como el tipo de figura de protección que ostenta el mismo) y de la planificación propia del área protegida que afecte a este tipo de equipamientos (objetivos de conservación, plan de uso público, zonificación, etc.). Esta información resulta imprescindible para poder realizar un diagnóstico inicial de la red de senderos a estudio, ya que de otra forma no seremos capaces de valorar si su diseño es o no adecuado para el cumplimiento de los objetivos de conservación, ordenación y promoción de los valores naturales del espacio protegido. Este diagnóstico incluiría un inventario detallado de los senderos existentes, su caracterización, y una valoración de los mismos en base a criterios relacionados con la vulnerabilidad del entorno, las oportunidades recreativas de cada equipamiento y su potencial interpretativo, entre otros. En el caso de la caracterización, se propone un listado original de rasgos a considerar (**Cuadro 5.1**) que presenta tres niveles de estudio: características básicas (información que ha de estar disponible tanto para el gestor como para el usuario), características avanzadas (útiles principalmente para el gestor), y características relativas al uso público (distribución espacial y temporal de la demanda, tipos de usuarios, materiales asociados, etc.). Una vez caracterizados y evaluados los senderos, es posible elaborar una guía para la gestión que constituya el principal instrumento de planificación para este tipo de equipamiento. En esta fase del proceso es necesario establecer los objetivos que se desean para la red de senderos a nivel ambiental, social, de las infraestructuras y de los equipamientos asociados. En base a estas metas, se diseñará una oferta de senderos recreativos destinados al disfrute de los visitantes. La implementación de este diseño se articulará a través de un plan de acción específico, el cual ha de incluir necesariamente una identificación de las tareas necesarias para cumplir los objetivos definidos, así como una temporalización y una previsión de los recursos que serán necesarios. La guía para la gestión se cerraría con los oportunos programas de seguimiento, los cuales permiten realizar el monitoreo y la vigilancia del uso público y sus impactos, así como del estado de las infraestructuras y equipamientos asociados a los senderos. Con objeto de facilitar la implementación de esta guía para la gestión, se proponen una serie de consejos y estrategias que pueden resultar de utilidad para el personal encargado de esta tarea. Son seis recomendaciones sobre diferentes aspectos específicos relativos a este proceso que son asimilables a unas buenas prácticas. La utilidad real del esquema de trabajo diseñado ha sido comprobada a través de su aplicación a la red de senderos de la Isla Barrientos (Antártida). Esta tarea ha permitido evidenciar tanto la solidez del contexto teórico de la propuesta, como la conveniencia de las herramientas e instrumentos asociados (criterios de caracterización para los senderos, plan de acción, matrices de marco lógico, etc.). El capítulo dedicado a los instrumentos de gestión se completa con una adaptación de las estrategias generales de gestión de visitantes de áreas protegidas propuestas por diferentes autores (Wagar, 1964; Manning, 1979; Cole *et al.*, 1987; Hammit & Cole, 1998) para su aplicación al caso específico

de los impactos recreativos en senderos. Esta sección incluye una tabla de doble entrada en la que se cruzan los impactos generados por los visitantes en los senderos y las estrategias a las que pueden recurrir los gestores para tratar de controlarlos o reducirlos (**Cuadro 5.8**). La mayor ventaja de este cuadro es que permite identificar fácilmente aquellas medidas de gestión que podemos aplicar frente a determinados problemas, como puedan ser la compactación y erosión, las molestias a la fauna, o los conflictos entre usuarios.

El capítulo dedicado a contextualizar los casos de estudio presentados en esta investigación incluye algunos datos relativos a la industria turística antártica que resultan novedosos. Destaca en primer lugar el efecto de la crisis económica mundial en las cifras globales de visitantes. A partir del máximo histórico registrado en la temporada 2007-08 (46.265 visitantes), se ha observado un progresivo descenso hasta los 33.824 visitantes de la campaña 2010-11, lo cual supone una reducción de aproximadamente el 27% en sólo tres años. Si profundizamos un poco más en los datos, observamos que los turistas que viajan a la Antártida en cruceros que realizan desembarcos son los que más se han reducido, pasando de 31.941 a 19.445 turistas en dicho periodo. Por el contrario, la opción de los cruceros que no incluyen visitas a tierra se ha consolidado alrededor de los 14.000 visitantes al año, seguramente debido a que esta opción suele ser más económica. Al mismo tiempo, los sobrevuelos panorámicos prácticamente han desaparecido. Al margen de las tendencias observadas en las cifras de visitantes, se presentan los últimos avances en el conocimiento existente sobre los impactos humanos que afectan a la zona de influencia del Tratado Antártico. Esta tarea ha tenido como punto de partida el artículo de revisión de Tin *et al.* (2009), por lo que únicamente ha sido necesario incorporar los estudios publicados en los últimos años. Otro resultado destacado de esta sección es el **Cuadro 6.5**, en el que se describen los accidentes de embarcaciones turísticas ocurridos en aguas antárticas en los últimos años, concretamente desde la campaña 2006-07. Este análisis cualitativo permite intuir el incremento de la siniestralidad en este sector en este último periodo. Recordemos que no se habían registrado incidentes de importancia desde el hundimiento en 1989 del buque *Bahía Paraíso* en las proximidades de la estación Palmer, el cual provocó el vertido de 600.000 litros de petróleo en Arthur Port. Lamentablemente, este listado se cierra con la muerte de los cinco tripulantes del velero noruego *Berserk* en febrero de 2011 como consecuencia del hundimiento de su embarcación.

El primer caso de estudio, dedicado a la selección y validación de indicadores de seguimiento para los impactos recreativos en suelos antárticos, incluye un modelo general alteración-respuesta específicamente elaborado para mostrar las alteraciones provocadas en los ecosistemas terrestres por los turistas antárticos durante sus desembarcos (**Figura 7.2**). Como paso previo a la elección de las variables de seguimiento, se realizó una revisión bibliográfica del conocimiento actual sobre las consecuencias del pisoteo para los suelos antárticos, la cual es resumida en el **Cuadro 7.2**. Estos estudios permitieron detectar que la compactación y los cambios en la comunidad de invertebrados eran los indicadores que ofrecían una mayor potencialidad para el seguimiento de los impactos recreativos en este tipo de ambientes polares dentro de las posibilidades científicas y logísticas de nuestro grupo investigador. Se diseñaron protocolos de trabajo específicos para su estudio con objeto de contrarrestar la elevada heterogeneidad natural de las variables consideradas, sobre todo en el caso de la fauna edáfica, la cual se caracteriza por presentar una distribución fuertemente parcheada. También se han establecido las relaciones entre diferentes intensidades de uso y los parámetros seleccionados, aunque sería conveniente seguir profundizando en futuras investigaciones en ciertas cuestiones como la influencia de las características físico-químicas de los diferentes tipos de sustratos. Los trabajos realizados permiten discutir las recomendaciones del SCAR y la Secretaría del Tratado Antártico respecto a los desplazamientos de los científicos y visitantes antárticos. En este sentido, destacar que una de las principales conclusiones de estas investigaciones es que no siempre la concentración a través del establecimiento de senderos fijos es la mejor estrategia para proteger los suelos antárticos de la influencia humana. Bajo ciertas condiciones, la dispersión puede resultar más conveniente. Además se ha observado que la resiliencia de ciertos suelos antárticos podría ser mayor de lo que se había considerado hasta el momento. Esto abre el debate sobre la posibilidad de establecer cierres temporales en los enclaves turísticos que soportan una mayor presión de visitantes o que presentan mayores alteraciones para favorecer su recuperación. Aunque los indicadores propuestos resultan de gran utilidad para el seguimiento del impacto recreativo, también pueden ser empleados en las evaluaciones de impacto ambiental de las

expediciones científicas y de los campamentos temporales. Las investigaciones realizadas también han generado un gran volumen de datos que pueden ser de utilidad tanto para su comparación con otros enclaves turísticos o de interés científico, como para la elaboración de series temporales. Recordar en este sentido que los datos brutos de todas las campañas de investigación desarrolladas han sido depositados en el Centro Nacional de Datos Polares para que puedan ser consultados por los investigadores que lo deseen.

Por último, la aplicación práctica de la guía para la gestión de redes de senderos al caso de la Isla Barrientos ha permitido generar la caracterización de este enclave más completa publicada hasta el momento. Sin embargo, esta recopilación no ha hecho sino evidenciar la gran cantidad de tareas que quedan por hacer en esta isla. Se posee una buena base de información sobre determinadas especies, sobre todo en el caso de las aves, los pingüinos y los mamíferos marinos, pero sería conveniente profundizar en la determinación de las especies de flora e invertebrados que allí habitan, una tarea que nuestro equipo ha comenzado a abordar recientemente. Otra línea de investigación que puede resultar de gran interés es el análisis de las poblaciones microbianas, las cuales son muy diversas según los últimos estudios (Samsundar, 2011), basados precisamente en las muestras que nuestro equipo recolectó durante la campaña 2008-09. En cuanto a los senderos estudiados, destacar que los itinerarios que en este trabajo han sido denominados *Sendero B* y *Sendero C* no habían sido analizados anteriormente. Se espera que la valoración de estos equipamientos contribuya a mejorar la gestión de este enclave turístico. Para ello, la mejor opción sería que el programa nacional antártico español apoyara la implementación del *Plan de Acción* propuesto. Este documento incluye un primer diseño del programa de seguimiento del impacto recreativo en la Isla Barrientos que podría constituir un referente a nivel regional, ya que la mayor parte de los estudios realizados en la Antártida se han centrado en la actividad de las estaciones de los programas nacionales, las expediciones científicas y ciertos contaminantes relacionados con el cambio global. Los primeros pasos en este sentido ya han sido dados por nuestro equipo de investigación en anteriores campañas, por lo que el escenario para la implementación de una iniciativa de este tipo no podía ser mejor.

9.3. Síntesis final

Como cierre de los resultados de la Tesis Doctoral, se discute brevemente el grado de consecución de los diferentes objetivos que habían sido propuestos inicialmente para esta investigación:

- La Ecología Recreativa ha demostrado ofrecer un marco conceptual sólido para la evaluación y el seguimiento de los impactos recreativos en senderos situados en áreas protegidas. El amplio bagaje de esta disciplina, su robusta base teórica y la existencia de métodos de trabajo suficientemente contrastados, han permitido contextualizar adecuadamente las herramientas de gestión propuestas en el bloque central de esta tesis. Las metodologías propuestas en algunas de las principales obras de referencia de la Ecología Recreativa también han contribuido a orientar el diseño y la implementación de los indicadores y parámetros de seguimiento utilizados en los casos de estudio descritos a lo largo del documento.
- La revisión histórica de los modelos de gestión recreativa, una de las principales herramientas de la Ecología Recreativa, ha permitido analizar su evolución desde unos inicios sustentados en el concepto de la capacidad de carga hasta el uso generalizado hoy día de mecanismos de retroalimentación que permiten una revisión continua de los objetivos, las prioridades y las medidas de gestión adoptadas.
- La recopilación de las alteraciones ocasionadas por las actividades recreativas en los senderos incluida en el Capítulo 3 de esta Tesis es el resultado de una amplia y exhaustiva revisión documental. Posee un elevado interés al servir como *checklist*, o lista de control, para aquellos grupos de investigación o gestores que deseen valorar los efectos del uso público en un sendero recreativo. Esta relación puede ayudar también en la identificación temprana de los impactos, facilitando su control tras los primeros signos de alarma, y evitando así tener que asumir costosas tareas de

rehabilitación. Recordemos en este sentido que siempre resulta más económico y sencillo evitar los impactos que restaurar entornos ya degradados. Por otro lado, se espera que la discusión relativa a los principales factores que influyen en la intensidad de los impactos recreativos en el caso de los senderos contribuya a desterrar el tópico que establece que la intensidad de uso es la variable fundamental que determina el deterioro de un sendero.

- El listado de indicadores de impacto propuesto en el Capítulo 4 se ha nutrido tanto de la experiencia práctica adquirida por los miembros del grupo de investigación liderado por el Dr. Javier Benayas del Álamo, como de una amplísima revisión bibliográfica realizada por el autor de esta Tesis. Fruto de este esfuerzo conjunto, ha sido posible elaborar una relación que no sólo identifica los principales indicadores y parámetros de seguimiento, sino que también ofrece una serie de referencias bibliográficas que resultan claves para conocer los materiales y métodos necesarios para la implementación exitosa de estas herramientas. Aunque el uso de metodologías contrastadas y estandarizadas debe ser priorizado, no siempre podrá cumplirse esta meta. Las limitaciones científicas y logísticas suelen hacer necesario el adaptar los métodos a cada situación particular, ya sea en menor o mayor medida.
- Como complemento al listado citado en el párrafo anterior, se ofrece una batería de criterios de valoración, clasificados en *esenciales* y *adicionales*, que servirá a técnicos y científicos para guiar la selección de aquellos indicadores que resulten más adecuados para sus objetivos y limitaciones técnicas, materiales o financieras. Si ninguno de los indicadores existentes en la actualidad cumple con las expectativas o los requerimientos establecidos, este listado de criterios puede utilizarse como una guía de calidad para evaluar el nuevo indicador propuesto.
- Una implementación exitosa de los indicadores y parámetros seleccionados ha de sustentarse necesariamente en una elección acertada de la estrategia de trabajo más conveniente. Tradicionalmente, se han aplicado dos enfoques: observaciones rápidas que se realizan sistemáticamente a lo largo de todo el sendero, y medidas replicables a lo largo de una red de puntos de control fija. La contribución de esta investigación en este sentido la constituye un árbol de decisiones que facilita la elección del método más adecuado según las metas que se hayan establecido previamente y el nivel de detalle requerido.
- Además de aportar las herramientas para seleccionar el enfoque de trabajo más pertinente en cada caso, se incluyen una serie de recomendaciones para aplicar este tipo de instrumentos en situaciones reales. Estos consejos abordan cuestiones que no pueden obviarse si se desea valorar con éxito los impactos recreativos derivados del uso público de los senderos. Estas sugerencias se sustentan en la experiencia adquirida por el autor a través de la participación en diferentes proyectos de investigación básica y aplicada en espacios protegidos españoles.
- Se ha propuesto una guía para la gestión de senderos basada en el principio de la gestión adaptable. Como componentes principales de este procedimiento destacan un completo diagnóstico inicial y unos sólidos programas de seguimiento sustentados en la mejor información disponible. Este tipo de instrumentos resultan imprescindibles para evitar que el actual aumento en la demanda turística que están sufriendo numerosos espacios naturales del mundo conduzca inevitablemente a la proliferación de impactos no deseados. La aplicación de esta herramienta en la red de senderos de la Isla Barrientos (Islas Shetland del Sur, Antártida) ha permitido su validación y mejora.
- El catálogo de estrategias de gestión específicas para el control de los impactos recreativos en senderos ha sido diseñado de forma que la identificación de las medidas más adecuadas según el tipo de impacto que se desee solventar resulta una tarea sencilla y directa. También es posible identificar fácilmente qué tipos de impactos pueden ser contrarrestados con cada tipo de medida. La selección de la técnica más efectiva requiere conocer adecuadamente los problemas derivados del uso público que se están produciendo en el territorio de estudio, incluyendo tanto las causas que los

originan como los principales factores que influyen en los mismos. Para esta tarea es necesario contar con información de calidad, ya que de otra forma no será posible guiar la toma de decisiones de gestión. Los programas de seguimiento anteriormente citados constituyen la mejor respuesta para cubrir esta demanda de conocimiento.

- Las herramientas propuestas en el bloque central de esta Tesis han sido validadas a través de su aplicación en diferentes estudios de caso desarrollados en la Antártida. El contexto de trabajo ha sido descrito en el Capítulo 6, facilitando con ello la interpretación de los resultados y la valoración del esfuerzo realizado durante el trabajo de campo.
- Los indicadores seleccionados para la evaluación de los efectos de las perturbaciones humanas sobre los suelos antárticos han sido la resistencia a la penetración y la abundancia de colémbolos. Ambos han funcionado a la perfección en los dos tipos de senderos analizados, los creados por los científicos y las rutas turísticas. Esto hace que se recomiende su aplicación tanto en las evaluaciones de impacto ambiental del trabajo de campo de los científicos antárticos, como en los programas de seguimiento de las alteraciones provocadas por los turistas durante sus desembarcos a tierra.
- El desarrollo de estudios experimentales ha permitido analizar detalladamente la relación entre la presión de uso (pisoteo) y la respuesta del sistema (cambios en los parámetros de seguimiento). También ha contribuido a crear unos diseños de trabajo que han solventado el problema de la elevada variabilidad natural de los parámetros analizados. Lo que no ha sido posible es establecer unos umbrales de alerta para cada indicador, precisamente como consecuencia de la cuestión que acaba de ser citada. En esto influye el elevado dinamismo de los primeros centímetros de los suelos libres de hielo presentes en la Antártida Marítima.
- Los resultados obtenidos en los diferentes estudios desarrollados han puesto en duda la idea de que los suelos antárticos se caracterizan por una escasa resiliencia. Es muy posible que los ciclos de congelación-descongelación a los que se ve sometida la capa más superficial del suelo en gran parte de las localizaciones de la Antártida Marítima permitan una rápida recuperación cuando las intensidades de uso son limitadas. Parece que algunos procesos de degradación del suelo no son tan autosostenidos en la Antártida como en otras latitudes, por lo que tras el fin de la actividad la recuperación es bastante rápida.
- Se considera que la estrategia de concentración del impacto a través de senderos fijos no es siempre la mejor opción. Esta recomendación se incluye en algunos de los códigos de conducta elaborados por distintas organizaciones para los desplazamientos humanos en la Antártida. Sin embargo, nuestros datos apuntan a que niveles de uso por debajo de 100-300 pisadas pueden ser asumidos por los suelos evaluados sin que se generen cambios físicos o biológicos significativos. Por ello, cuando el nivel de presión esperado sea menor a estas cifras, la dispersión de los científicos o turistas es una opción altamente recomendable.

9.4. Recomendaciones para futuras investigaciones

La elaboración de esta Tesis Doctoral ha permitido identificar una serie de cuestiones relativas al seguimiento y control de los impactos recreativos en senderos en las que sería interesante profundizar en los próximos años. Son las siguientes:

- Aunque la literatura científica relativa a los impactos recreativos es amplia, hay cientos de variables que pueden ser modificadas por las actividades que los visitantes desarrollan en los senderos de las áreas protegidas, por no mencionar los cientos de miles de especies de fauna y flora que habitan en estos territorios. Por lo tanto, desde una perspectiva ecológica nos encontramos en los primeros pasos hacia la creación de conocimiento en lo relativo a la ecología recreativa relativa a los senderos y las posibilidades de investigación son todavía amplísimas.

- Sería conveniente diseñar estudios que analizaran las consecuencias del turismo de naturaleza que se desarrolla en redes de senderos a nivel tanto de paisajes y grandes territorios, como a medio-largo plazo. Esto permitiría identificar tendencias que difícilmente pueden estudiarse cuando se tiene información de una única campaña de trabajo. Esto haría posible discriminar más fácilmente entre la variabilidad natural y las consecuencias de la recreación. El mayor problema es que este tipo de trabajos implica contar con equipos consolidados y una cantidad razonable de recursos materiales y económicos, algo que no es habitual en la Ecología Recreativa (Buckley, 2002).
- Desde un punto de vista ecológico, la mayoría de los estudios realizados hasta el momento son bastante rudimentarios. Pocos autores han utilizado indicadores fisiológicos, datos a nivel de la población o han considerado impactos indirectos, difusos, efímeros o de aparición retardada, aunque dichos impactos sean importantes desde el punto de vista de la funcionalidad de los ecosistemas. Los desplazamientos de la fauna debidos a la presencia de los visitantes, los incrementos en la depredación, las alteraciones en las relaciones interespecíficas tan importantes como son el mutualismo dispersivo o el trófico, los cambios a nivel de la funcionalidad del suelo, o la introducción de especies exóticas son temáticas en las que nos queda mucho por aprender. A pesar de que existen muchos estudios que citan estas cuestiones, existe una falta de investigaciones experimentales que aporten datos cuantitativos. En este caso, la apertura de nuevas áreas protegidas en zonas vírgenes y paisajes inalterados que se abren por primera vez al turismo, sobre todo en Asia y Oceanía, es una oportunidad que debe ser aprovechada. Estas zonas posibilitan testar cuestiones como la fragmentación del hábitat o los impactos a nivel de grandes ecosistemas.
- En los últimos años las actividades recreativas que se desarrollan en los senderos de las áreas protegidas se han multiplicado (orientación, geocaching, cross country running, etc.). Esto hace que se generen nuevos impactos que han de ser analizados. También se producen escenarios que facilitan la comparativa entre actividades, lo cual permite estudiar las interacciones entre sus consecuencias ecológicas y establecer cuáles son más compatibles con la conservación de los recursos.
- Es necesario incrementar la investigación relativa a la eficacia de la gestión, de forma que pueda conocerse el éxito de determinadas actuaciones destinadas al control de los impactos (límites al tamaño de los grupos, infraestructuras como las pasarelas sobre turberas, medidas de rehabilitación en senderos, programas educativos específicos, etc.). Esta cuestión es de suma importancia para los gestores, tal y como reconocen diversos autores y organizaciones (Dudley *et al.*, 1999; SCBD, 2001; IUCN, 2005; Hockings *et al.*, 2006), pero todavía no se ha abordado adecuadamente, aunque ya existan algunas experiencias al respecto como las de Zabinski *et al.* (2002), Buckley *et al.* (2006) o Daniels & Marion (2006).

Esperamos que las próximas generaciones de ecólogos recreativos contribuyan a avanzar en la consolidación de esta disciplina a través de estudios destinados a dar una respuesta a las lagunas de conocimiento aquí señaladas.

BIBLIOGRAFÍA



Imagen: sendero recreativo del Centro Biológico Las Quebradas, Costa Rica.

- ABSHER, J.D. & LEE, R.G. (1981). Density as an Incomplete Cause of Crowding in Backcountry Settings. *Leisure Sciences*, 4: 231-248.
- ADAMS, B. J., BARDGETT, R.D., AYRES, E., WALL, D.H., AISLABIED, J., BAMFORTH, S., BARGAGLI, R., CARY, C., CAVACINI, P., CONNELL, L., CONVEY, P., FELL, J.W., FRATI, F., HOGG, I.D., NEWSHAM, K.K., O'DONNELL, A., RUSSELL, N., SEPPELT, R.D. & STEVENS, M.I. (2006). Diversity and distribution of Victoria Land biota. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 3003-3018.
- ADAMSON, E., ADAMSON, H. & SEPPELT, R. (1994). Cement dust contamination of *Ceratodon purpureus* at Casey, East Antarctica: damage and capacity for recovery. *Journal of Bryology*, 18:127-137.
- AINLEY, D.G. & BLIGHT, L.K. (2009). Ecological repercussions of historical fish extraction from the Southern Ocean. *Fish & Fisheries*, 10(1):13-38.
- AJZEN, I. (1991). The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50: 179-211.
- ALESSA, L. & EARNHART C.G. (1999). Effects of soil compaction on root and root hair morphology: implications for campsite rehabilitation. In: COLE, D.N., MCCOOL, S.F., BORRIE, W.T. & O'LOUCHLIN, J. (eds.). *Wilderness Science in a Time of Change Conference*. pp. 99-104. Department of Agriculture, Missoula.
- ALESSA, L., BENNETT, S.M. & KLISKEY, A.D. (2003). Effects of knowledge, personal attribution and perception of ecosystem health on depreciative behaviors in the intertidal zone of Pacific Rim National Park and Reserve. *Journal of Environmental Management*, 68(2): 207-218.
- ALLDREDGE, R., (1973). Some Capacity Theory for Park and Recreation Areas. *Trends*, October-December: 20-30.
- AMELUNG, B. & LAMERS, M. (2006). Scenario Development for Antarctic Tourism: Exploring the Uncertainties. *Polarforschung*, 2-3: 133-139.
- AMELUNG, B. & LAMERS, M. (2007). Estimating the greenhouse gas emissions from Antarctic tourism. *Tourism in Marine Environments*, 4(2): 121-133.
- AMEND, S., GIRADO, A., OLTREMARI, J., SÁNCHEZ, R., VALAREZO V. & YERENA, E. (2002). Planes de manejo. Conceptos y propuestas. *Parques Nacionales y Conservación Ambiental* n° 10. Panamá.
- ANDERSEN, O., GUNDERSEN, V. & L. C. WOLD. (2010). *Traffic in the Nordfjella in the summer of 2010. Results of traffic counts and user surveys*. NINA Report 703. 60 pp.
- ANDERSON, D.H., LIME, D.W. & WANG, T.L. (1998). *Maintaining the Quality of Park Resources and Visitor Experiences*. St Paul, MN: Cooperative Park Studies Unit, Department of Forest Resources, University of Minnesota.
- ANDRÉS-ABELLÁN, M.A. (1998). *Estudio del impacto ambiental causado por el recreo en los Chorros del río Mundo (Albacete) y proposición de medidas correctoras*. Tesis Doctorales, N° 77. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. Cuenca. 316 pp.
- ANDRÉS-ABELLÁN, M. & DEL CERRO-BARJA, A. (1992). Estudio de los principales efectos negativos causados por las actividades recreativas en los bosques. Un caso particular: los Chorros del río Mundo (Albacete). *Revista de la Facultad de Educación de Albacete*, 7: 219-226.
- ANDRÉS-ABELLÁN, M., DEL CERRO, A. & BENAYAS, J. (2000). Propuesta de un modelo para identificar impactos ambientales del turismo en espacios naturales. *Cuadernos de Turismo*, 5: 7-17.
- ANDRÉS-ABELLÁN, M., BENAYAS, J., LANDETE, T., LÓPEZ, F.R., GARCÍA, F.A. & DEL CERRO, A. (2005). Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del río Mundo" (Castilla_la Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 55-67.
- ANDRÉS-ABELLÁN, M., LÓPEZ-SERRANO, F.R., GARCÍA, F.A., & DEL CERRO-BARJA, A. (2006). Assessment of trampling simulation impacts on native vegetation in Mediterranean sclerophyllous forest. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120: 93-107.
- ANI (ADVENTURE NETWORK INTERNATIONAL) (1992). *Antarctic tour brochures*. Darien, Connecticut.
- ANTARCTIC TREATY SYSTEM (2008). *Final Report of the XXXI ATCM*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXI, Kyiv, Ukraine.
- APTROOT, A. & BERG, M.P. (2004). Collembola help lichens in competition with algae. *Lichenologist*, 56: 167-169.
- ARAUJO, E., OVIEDO, M., VILLA, J. & NAULA, E. (2007). *Evaluación de la segunda visita del crucero Discovery a la Isla San Cristóbal-Galápagos, del 10 al 14 de enero de 2007*. Parque Nacional Galápagos. Monitoreo Turístico, Proceso de Uso Público. Puerto Ayora - Galápagos.

- AROCENA, J.M., NEPAL, S.K. & RUTHERFORD, M. (2006). Visitor-induced changes in the chemical composition of soils in backcountry areas of Mt Robson Provincial Park, British Columbia, Canada. *Journal of Environmental Management*, 79: 10-19.
- ASKASIBAR, M. (2003). *Los indicadores de biodiversidad y paisaje del Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Jornada técnica sobre los indicadores de biodiversidad y paisaje del Programa Marco Ambiental. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno Vasco.
- ASOC (ANTARCTIC AND SOUTHERN OCEAN COALITION) (2004). *Environmental reports of Fildes Peninsula, 1988-1997: benchmarks for environmental management*. Antarctic and Southern Ocean Coalition report. December 2004. 15 pp.
- ASOC (2006). *IP120 Strategic Issues posed by Commercial Tourism in the Antarctic Treaty Area*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXIX, Edinburgh, United Kingdom.
- ASOC (2007). *IP79 The Case Against Tourism Landings from Ships Carrying More than 500 Passengers*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXX, New Delhi.
- ASOC (2008). *IP41 A decade of Antarctic tourism: Status, change, and actions needed*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXI, Kyiv, Ukraine.
- ATAURI, J. A. & GÓMEZ-LIMÓN, F.J. (2002). Aplicación del "Marco Lógico" a la planificación de espacios naturales protegidos. *Ecosistemas*, 2002/2.
- ATCM (ANTARCTIC TREATY CONSULTIVE MEETING) (2005). *Antarctic Tourism Graphics: an overview of tourism activities in the Antarctic Treaty Area*. XXVIII ATCM Information Paper No. 119, 1-6, 10 Maps.
- AUST, M.W., MARION, J.L. & KYLE, K. (2005). Research for the Development of Best Management Practices for Minimizing Horse Trail Impacts on the Hoosier National Forest. In: *Management Report*. USD Forest Service, Final Report. Bedford.
- AUSTRALIAN ANTARCTIC DATA CENTRE (2009). *Stations in Antarctica*. Map Catalogue N° 13698.
- AYRES, E., NKEM, J.N., WALL, D.H., SIMMONS, B.L., ADAMS, B.J., BARRETO, J.E. & VIRGINIA, R.A. (2007). *Human trampling reduces soil faunal populations and soil respiration in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica*. ESA/SER Joint Meeting. 5-10 August 2007. San Jose, California.
- AYRES, E., NKEM, J.N., WALL, D.H., ADAMS, B.J., BARRET, J.E., BROOS, E.J., PARSONS, A.N., POWERS, L.E. & SIMMONS, B.L. (2008). Effects of Human Trampling on Populations of Soil Fauna in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Conservation Biology*, 22(6):1544-1551.
- BALLANCE, L., PITMAN, R.L., HEWITT, R.P., SINIFF, D.B., TRIVELPIECE, W.Z., CLAPHAM, P.J. & BROWNELL JR, R.L. (2006). The removal of large whales from the Southern Ocean: evidence for long-term ecosystem effects? In: ESTES, J.A., DEMASTER, D.P., DOAK, D.F., WILLIAMS, T.E., BROWNELL JR, R.L. (eds.). *Whales, whaling and ocean ecosystems*. University of California Press. Berkeley, CA. pp. 215-230.
- BARBOSA, A. (2011). Efectos del cambio climático sobre pingüinos Antárticos. *Ecosistemas*, 20(1): 33-41.
- BARGAGLI, R. (2005). *Antarctic ecosystems: environmental contamination, climate change, and human impact*. Berlin: Springer. 395 pp.
- BARGAGLI, R. (2008). Environmental contamination in Antarctic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 400(1-3): 212-226.
- BARJA, I., SILVÁN, G., ROSELLINI, S., PIÑEIRO, A. GONZÁLEZ-GIL, A., CAMACHO, L. & ILLERA, J.C. (2007). Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten. *Journal of Steroid Biochemistry & Molecular Biology*, 104: 136-142.
- BARRETT, R. (1999). *Effects of Horses in Bold Park, Perth, Western Australia: Ecological Impacts and Management Considerations*. University of Western Australia, Department of Geography, Nedlands, WA, Australia.
- BARRETT, J.E., VIRGINIA, R.A., PARSONS, A.N. & WALL, D.H. (2005). Potential carbon and nitrogen turnover in soils of the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 37: 107-116.
- BARRETT, J. E., VIRGINIA, R.A., HOPKINGS, D.W., AISLABIE, J., BARGAGLI, R., BOCKHEIM, J.G., CAMPBELL, I.B., LYONS, W.B., MOORHEAD, D.L., NKEM, J.N., SLETTEN, R.S., STELTZER, H., WALL, D.H. & WALLENSTEIN, M.D. (2006). Terrestrial ecosystem processes of Victoria Land, Antarctica. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 3019-3034.
- BASTMEIJER, C. (2003). Tourism in Antarctica: Increasing Diversity and the Legal Criteria for Authorisation. *New Zealand Journal of Environmental Law*, 7: 85-118.

- BASTMEIJER, C. & ROURA, R. (2004). Regulating Antarctic Tourism and the Precautionary Principle. *The American Journal of International Law*, 98(4): 763-781.
- BASTMEIJER, C. & ROURA, R. (2008). Environmental Impact Assessment in Antarctica. In: BASTMEIJER, K. & KOIVUROVA, T. (eds.). *Theory and Practice of Transboundary Environmental Impact Assessment*. Den Haag: Brill/Martinus Nijhof Publishers.
- BASTMEIJER, C., LAMERS, M. & HARCHA, J. (2008). Permanent Land-based Facilities for Tourism in Antarctica: The need for regulation. *Review of European Community and International Environmental Law*, 17(1): 84-99.
- BAUER, T. G. (2001). *Tourism in the Antarctic: opportunities, constraints and future prospects*. New York: The Haworth Hospitality Press. 275 pp.
- BAYFIELD, N.G. (1979). Recovery of four montane health communities on Cairngorm, Scotland, from disturbance by trampling. *Biological Conservation*, 15: 165-179.
- BAYFIELD, N.G., & LLOYD, R.J. (1973). An approach to assessing the impact of use on a long distance footpath - the Pennine Way. *Recreation News Supplement*, 8: 11-17.
- BELNAP, J. (1998). Choosing indicators of natural resource condition: A case study in Arches National Park, Utah, USA. *Environmental Management*, 22(4): 635-642.
- BELNAP, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*, 20: 3159-3178.
- BENAYAS, J. (coord.) (2000). *Manual de Buenas Prácticas del Monitor de Naturaleza: Espacios Naturales Protegidos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 250 pp.
- BENAYAS, J. & BLANCO R. (1994). Evaluación de impactos ambientales de las actividades ecoturísticas. En: *Experiencias de utilización alternativa de infraestructuras ferroviarias en desuso: "Vive la Vía"*. Fundación de Ferrocarriles Españoles. pp. 338-354.
- BENAYAS, J., RUIZ J.P. & BLANCO, R. (1993). Impactos de actividades de ocio en la Sierra de Gredos. *Boletín Universitario Sierra de Gredos*, 12: 153.
- BENAYAS, J., BLANCO, R. & PRIEBE, C. (1996). *Estudio de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. Servicio de Espacios Naturales de la Diputación General de Aragón.
- BENAYAS, J., LOMAS, P. & TEJEDO, P. (2001). *Análisis y Valoración de la Capacidad de Acogida de los equipamientos existentes en el Paraje Natural Torcal de Antequera, Málaga*. Fundación Fernando González Bernáldez y EGMASA.
- BENAYAS, J., MUÑOZ, M. & TEJEDO, P. (2004). *Estudio de Capacidad de Acogida y Uso Público de los Parques Regionales de Calblanque y Sierra Espuña*. Consejería de Medio Ambiente. Región de Murcia.
- BENAYAS, J., GARCÍA, D., MUÑOZ, M. & TEJEDO, P. (2006). *Análisis de la capacidad de acogida e ingresos generados por las actividades y equipamientos de Uso Público de la Red de Parques Nacionales*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- BENAYAS, J., TEJEDO, P., GARCÍA, D. & MUÑOZ, M. (2007). Perspectivas actuales y retos futuros en la gestión de las actividades de Uso Público en la Naturaleza. En: BOADA, M. & BENAYAS, J. (coord.). *Naturaleza y uso público: movilidad, impactos y propuestas*. Fundación Abertis. Barcelona. pp. 37-48.
- BERGSTROM, D.M. & CHOWN, S.L. (1999). Life at the front: history, ecology and change on Southern Ocean Islands. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 472-476.
- BEYER, L. & BÖLTER, M. (2002). *Geoecology of Antarctic ice-free coastal landscapes*. Berlin: Springer, 463 pp.
- BIGGS, H.C. & ROGERS, K.H. (2003). An adaptive system to link science, monitoring, and management in practice. In: DU TOIT, J.T., ROGERS, K.H. & BIGGS, H.C. (eds.). *The Kruger Experience: Ecology and Management of Savanna Heterogeneity*. Island Press, Washington. pp. 59-80.
- BIRCHARD, W., PROUDMAN, R.D. & DAWSON, M. (2000). *Appalachian Trail Design, Construction, and Maintenance*. 2nd Edition. Appalachian Trail Conference. 237 pp.
- BISBAL, G.A. (2001). Conceptual design of monitoring and evaluation plans for fish and wildlife in the Columbia River ecosystem. *Environmental Management*, 28(4): 433-453.
- BLACK, A. (2005). Light induced seabird mortality on vessels operating in the Southern Ocean: incidents and mitigation measures. *Antarctic Science*, 17: 67-68.

- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. (1986). Bulk density. In: KLUTE, A. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods, 2nd Edition*. Madison, WI: Soil Science Society of America. pp 363-376.
- BLANCHETTE, R., HELD, B.W., JURGENS, J.A., AISLABIE, J., DUNCAN, S. & FARRELL, R.L. (2004). Environmental pollutants from the Scott and Shackleton expeditions during the "Heroic Age" of Antarctic exploration. *Polar Record*, 40: 143-151.
- BLANCO, R. & BENAYAS, J. (1993). Turismo en los espacios naturales. Evaluación de impactos de las nuevas actividades recreativas. *Ecosistemas*, 11: 54.
- BLANCO, R., BENAYAS, J., RUBIO, J.L. & RUIZ, J.P. (1993). *Capacidad de acogida de visitantes en el Nacimiento del Río Mundo (Albacete)*. Consejería de Agricultura. Junta de Comunidades de Castilla La Mancha.
- BLANCO, R., BENAYAS, J. & RUÍZ, J.P. (1994). Preferencias ambientales y comportamiento de los visitantes en el Nacimiento del Río Mundo (Albacete). En: HERNÁNDEZ B. SUÁREZ, E. & MARTÍNEZ J. (coord.). *Interpretación Social y Gestión del entorno*. pp. 43-47.
- BLANCO, R., BENAYAS, J., RUÍZ, J.P., RUBIO, J.L. & ABELLÁN, M. (1998). Impacto Ambiental del Turismo en los Espacios Naturales de Castilla-La Mancha. En: ARIAS, J. & FOURNEAU, F. (coord.). *El paisaje Mediterráneo*. Universidad de Granada, Granada.
- BLISS, L.C. (1971). Arctic and alpine plant life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2: 405-438.
- BLOCK, W. (1996). Cold or drought - the lesser of two evils for terrestrial arthropods? *European Journal of Entomology*, 93: 325-339.
- BLOCK, W. & CONVEY, P. (1995). The biology, life cycle, and ecophysiology of the Antarctic mite *Alaskozetes antarcticus*. *Journal of Zoology*, 236: 431-449.
- BLOCK, W. & STARÝ, J. (1996). Oribatid mites (Acari: Oribatida) of the maritime Antarctic and Antarctic Peninsula. *Journal of Natural History*, 30: 1059-1067.
- BLOSSEY, B. (1999). Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. *Biological Invasions*, 1: 301-311.
- BOADA, M. & BENAYAS, J. (coord.) (2007). *Naturaleza y uso público: movilidad, impactos y propuestas*. Fundación Abertis. Barcelona. 134 pp.
- BODNÁR, R. (2006). Economic and Social Effects of the Development of Recreation and Environmentally Sound Tourism through the Example of a Hungarian National Park. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 374-375.
- BODOQUE, J.M., DÍEZ-HERRERO, A., MARTÍN-DUQUE, J.F., RUBIALES, J.M., GODFREY, A., PEDRAZA, J., CARRASCO, R.M. & SANZ, M.A. (2005). Sheet erosion rates determined by using dendrogeomorphological analysis of exposed tree roots: Two examples from Central Spain. *Catena*, 64: 81-102.
- BOKHORST, S., HUISKES, A., CONVEY, P., VAN BODEGOM, P.M. & AERTS, R. (2008). Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7): 1547-1556.
- BÖLTER, M., BLUME, H.P. & KUHN, D. (1999). Soils and their microbiological properties from a transect from Cape Horn to the Antarctic Peninsula. *Polar Bioscience*, 12: 54-67.
- BORGHINI, F., GRIMALT, J.O., SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.C., BARGAGLI, R. (2005). Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere*, 58(3): 271-278.
- BORRIE, W.T, MCCOOL, S.F. & STANKEY, G.H. (1998). Protected area planning principles and strategies. In: LINDBERG, K., WOOD, M.E. & ENGELDRUM, D. (eds.). *Ecotourism: A Guide for Planners and Managers*. 2nd ed. North Bennington, VT. Ecotourism Society. pp 133-154.
- BOUCHER, D.H., AVILES, J., CHEPOTE, R., DOMINGUEZ-GIL, O.E., & VILCHEZ, B. (1991). Recovery of trailside vegetation from trampling in a tropical rain forest. *Environmental Management*, 15: 257-262.
- BOULTON, A.J. (1999). An overview of river health assessment: Philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology*, 41: 469-479.
- BOWMAN, W.D. & STELTZER H. (1998) Positive feedbacks to anthropogenic nitrogen deposition in Rocky Mountain alpine tundra. *Ambio*, 27: 514-517.

- BOYD, S. & BUTLER, R.W. 1996. Managing ecotourism: An opportunity spectrum approach. *Tourism Management*, 17(8): 557-66.
- BRADY, N. (1990). *The Nature and Properties of Soils*. 10th ed. New York. Macmillan. 639 pp.
- BRADY, N. (2001). *The nature and properties of soils*, 13th ed. Upper Saddle River. Prentice Hall. 960 pp.
- BRATTON, S.P., HICKLER, M.G., & GRAVES, J.H. (1979). Trail erosion patterns in Great Smoky Mountains National Park. *Environmental Management*, 3: 431-445.
- BRIDLE, K.L. & KIRKPATRICK, J.B. (2003). Impacts of nutrient additions and digging for human waste disposal in natural environments, Tasmania, Australia. *Journal of Environmental Management*, 69: 299-306.
- BRIDLE, K.L. & KIRKPATRICK, J.B. (2005). An analysis of the breakdown of paper products (toilet paper, tissues and tampons) in natural environments, Tasmania, Australia. *Journal of Environmental Management*, 74: 21-30.
- BROWN, C.R., ADAMS, N.J. (1983). The effect of underwater explosions on ockhopper penguins *Eudyptes chrysocome*. *Cormorant*, 11: 68.
- BROWN, G., KOTH, B., KREAG, G. & WEBER, D. (2006). *Managing Australia's protected areas: review of visitor management models, frameworks and processes*. CRC for Sustainable Tourism. 89 pp.
- BROWN, P.J. (1977). Whitewater Rivers: Social Inputs to Carrying Capacity Based Decisions. In: ROYER, L., BECKER, W.H. & SCHREYER, R. (eds.). *Managing Colorado River Whitewater: The Carrying Capacity Strategy. Symposium Proceedings*. Institute for the Study of Outdoor Recreation and Tourism. Logan, Utah. pp. 92-111.
- BROWN, P.J., & HAAS, G.E., (1980). Wilderness Recreation Experiences: The Rawah Case. *Journal of Leisure Research*, 12: 229-241.
- BUCKLEY, R. (1996). Sustainable tourism: Technical issues and information needs. *Annals of Tourism Research*, 23: 925-928.
- BUCKLEY, R. (1998). Tools and indicators of managing tourism in parks. *Annals of Tourism Research*, 25: 208-211.
- BUCKLEY, R. (1999). An ecological perspective on carrying capacity. *Annals of Tourism Research*, 26: 705-708.
- BUCKLEY, R. (2001). Environmental Impacts. In: WEAVER, D. (ed.). *Encyclopaedia of Ecotourism*. CAB International. Wallingford, UK. pp. 374-394.
- BUCKLEY, R. (2002). Managing tourism in parks: Research priorities of industry associations and protected area agencies in Australia. *Journal of Ecotourism*, 1: 162-172.
- BUCKLEY, R. (2003). Ecological indicators of tourist impacts in parks. *Journal of Ecotourism*, 2: 54-66.
- BUCKLEY, R. (ed.) (2004). *Environmental Impacts of Ecotourism*. Ecotourism Series, N° 2. CABI Publishing: New York.
- BUCKLEY, R. (2005). Recreation ecology research effort: an international comparison. *Tourism Recreation Research*, 30: 99-101.
- BUCKLEY, R.C., PICKERING, C.M., & WARNKEN, J. (2000). Environmental management for alpine tourism and resorts in Australia. In: GODDE, P.M., PRICE, M.F. & ZIMMERMAN, F.M. (eds.). *Tourism and Development in Mountain Regions*. CABI Publishing, New York. pp. 27-45.
- BUCKLEY, R., KING, N. & ZUBRINICH, T. (2004). The role of tourism in spreading dieback disease in Australian Vegetation. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental Impacts of Ecotourism*. CABI Publishing, New York. pp. 317-324.
- BUCKLEY, R, PICKERING, C., CASTLEY, G. & GROWCOCK, A. (2006). Recent Recreation Ecology Research in Australia. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 84-88.
- BURGER, J. & GOCHFELD, M. (2007). Responses of emperor penguins (*Aptenodytes forsteri*) to encounters with ecotourists while commuting to and from their breeding colony. *Polar Biology*, 30: 1303-1313.
- BURN, A.J. (1981). Feeding and growth in the Antarctic collembolan *Cryptopygus antarcticus*. *Oikos*, 36: 59-64.

- BURN, A.J. (1986). Feeding rates of the cryptostigmatid mites *Alaskozetes antarcticus*. *British Antarctic Survey Bulletin*, 71: 11-17.
- BURTON, H. & VAN DEN HOFF, J. (2002). Humans and the southern elephant seal *Mirounga leonina*. *Australian Mammalogy*, 24: 127-139.
- BUTLER, R.W. (1996). The concept of carrying capacity for tourism destinations: Dead or merely buried? *Progress in Tourism and Hospitality Research*, 2: 283-293.
- BUTLER, E.A. & KNUDSON, D.M. (1977). *Recreational Carrying Capacity. Indiana Outdoor Recreation Planning Program 1975-1979*. Element N°. 16.
- BUTLER, R.W. & WALDBROOK, L.A. (1991). A new planning tool: The tourism opportunity spectrum. *Journal of Tourism Studies*, 2(1): 4-14.
- BUTYNSKI, T.M. & KALINA, J. (1998). Gorilla tourism: a critical look. In: MILNER-GULLAND, E.J. & MACE, R. (eds.). *Conservation of Biological Resources*. Blackwell Science Ltd. London. pp. 280-300.
- CALAIS, S.S. & KIRKPATRICK, J.B. (1986) Impact of trampling on natural ecosystems in the Cradle Mountain-Lake St Clair National Park. *Australian Geographer*, 17: 6-15.
- CAMERON, R.E. (1969) *Abundance of Microflora in Soils of Desert Regions*. Technical Report 32-1378. Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, CA, 16 pp.
- CAMPBELL, M.J. (2006). Monitoring Trail Use with Digital Still Cameras: Strengths, Limitations and Proposed Resolutions. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 312-316.
- CAMPBELL, I.B. & CLARIDGE, G.G.C. (1987). *Antarctica: soils, weathering processes and environment*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 406 pp.
- CAMPBELL, I.B., CLARIDGE, G.G.C., CAMPBELL, D.I. & BALKS, M.R. (1998). The soil environment. *Antarctic Research Series*, 72: 297-322.
- CAMPBELL, J.E. & GIBSON, D.J. (2001). The effect of seeds of exotic species transported via horse dung on vegetation along trail corridors. *Plant Ecology*, 157(1): 23-25.
- CAMPBELL, M.J. & WALKER, D. (2008). The future of recreation ecology in Canada: go big or go home? In: *Management for Protection and Sustainable Development. Proceedings of the Fourth international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. Montecatini Terme. Tuscany, Italy, 14-19 October 2008. pp. 47-52.
- CARAPPELLI, I.B., BALKS, M.R. & CLARIDGE, G.G.C. (1993). A simple visual technique for estimating the effect of fieldwork on the terrestrial environment in ice-free areas of Antarctica. *Polar Record*, 29: 321-328.
- CAMPBELL, I.B., CLARIDGE, G.G.C. AND BALKS, M.R. (1994). The effects of human activities on moisture content of soils and underlying permafrost from the McMurdo Sound region, Antarctica. *Antarctic Science*, 6(3): 307-314.
- CARAPPELLI, A., FANCIULLI, P.P., FRATI, F. & DALLAI, R. (1995a). The use of genetic markers for the diagnosis of sibling species in the genus *Isotomurus* (Insecta: Collembola). *Bollettino di Zoologia*, 62: 71-76
- CARAPPELLI, A., FANCIULLI, P.P., FRATI, F. & DALLAI, R. (1995b). Genetic differentiation of six sympatric species of *Isotomurus* (Collembola, Isotomidae): is there any difference in their microhabitat preference? *European Journal of Soil Biology*, 31(2): 87-99.
- CARAPPELLI, A., COMANDI, S., CONVEY, P., NARDI, F. & FRATI, F. (2008). The complete mitochondrial genome of the Antarctic springtail *Cryptopygus antarcticus* (Hexapoda: Collembola). *BMC Genomics*, 9: 315. DOI:10.1186/1471-2164-9-315
- CARLINI, A.R., CORIA, N.R., SANTOS, M.M., LIBERTELLI, M.M., DONINI, G. (2007). Breeding success and population trends in Adélie Penguins in areas with low and high levels of human disturbance. *Polar Biology*, 30: 917-924.
- CASTLEY, J.G., HILL, W., PICKERING, C. HADWEN, W. & WORBOYS, G. (2008). *An integrated framework for developing ecological indicators of protected areas*. CRC for Sustainable Tourism. 54 pp.
- CASWELL, H., FUJIWARA, M. & BRAULT, S. (1999). Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*, 96: 3308-3313.

- CATER, C., BUCKLEY, R., HALES, R., NEWSOME, D., PICKERING, C. & SMITH, A. (2008). *High impact activities in Parks: best management practice and future research*. Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism. Australian Government's Cooperative Research Centres Program. 56 pp.
- CEBALLOS-LASCURAIN, H. (1996). *Tourism, Ecotourism, and Protected Areas*. Gland, Switzerland: International Union for the Conservation of Nature.
- CESSFORD, G. (1997). Antarctic Tourism. A Frontier for Wilderness Management. *International Journal of Wilderness*, 3(3): 7-11.
- CESSFORD, G.R. (2004). Perception and Reality of Conflict: Walkers and Mountain Bikes on the Queen Charlotte Track in New Zealand. *Journal for Nature Conservation*, 11(4): 310-316.
- CESSFORD, G.R., & DINGWALL, P.R. (1994). Tourism on New Zealand's Sub-Antarctic Islands. *Annals of Tourism Research*, 21(2): 318-332.
- CHEN, J. & BLUME, H.P. (1997). Impact of human activities on the terrestrial ecosystem of Antarctica: a review. *Polarforschung*, 65: 83-92.
- CHOWN, S.L. & CONVEY, P. (2007). Spatial and temporal variability across life's hierarchies in the terrestrial Antarctic. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 362: 2307-2331.
- CHWEDORZAWSKA, K.J. (2009). Terrestrial Antarctic ecosystems in the changing world: An overview. *Polish Polar Research*, 30(3): 263-276.
- CLARK, C. (1978). Prescribing Carrying Capacity Standards for Wildland Areas: Bridging the Gap Between Policy and Management. In: *Canadian Wildland Resources: The Role and Management of Wildlands as a Natural Resource*. Contact, Journal of Urban and Environmental Affairs, University of Waterloo. Vol. 10, N° 1: 63-83.
- CLARK, R.N. & STANKEY, G. (1979). *The Recreation Opportunity Spectrum: A Framework for Planning, Management, and Research*. General Technical Report PNW-98. Seattle, WA: USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.
- CLAYTON, M.N., WINNCKE, C. & KLÖSER, H. (1997). New records and sub- Antarctic marine benthic macroalgae from Antarctica. *Polar Biology*, 17:141-149.
- COBLEY, N.D. & SHEARS, J.R. (1999). Breeding performance of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) at a colony exposed to high levels of human disturbance. *Polar Biology*, 21: 355-360.
- COLE, D.N. (1981). Managing ecological impacts at wilderness campsites: an evaluation of techniques. *Journal of Forestry*, 79: 86-89.
- COLE, D.N. (1983). *Assessing and Monitoring Backcountry Trail Conditions*. Research Paper INT-303. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture-Forest Service, Intermountain Research Station.
- COLE, D.N. (1985). *Recreation trampling effects on six habitat types in Western Montana*. USDA Forest Service Research Paper. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Missoula.
- COLE, D.N. (1986). Recreational impacts on backcountry campsites in Grand Canyon National Park, Arizona, USA. *Environmental Management*, 10: 651-659.
- COLE, D.N. (1987). Research on soil and vegetation in wilderness: A state of knowledge review. In: LUCAS, R.C. (coord.). *Proceedings of National Wilderness Research Conference: Issues, State of Knowledge, Future Directions*. General Technical Report INT-220 Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Research Station. pp. 135-176.
- COLE, D.N. (1989). Recreation ecology: What we know, what geographers can contribute? *Professional Geographer*, 41(2): 143-148.
- COLE, D.N. (1990). Ecological impacts of wilderness recreation and their management. In: HENDEE, J.C., STANKEY, G.H. & LUCAS, R.C. (eds.). *Wilderness Management*. North American Press. Golden. pp. 425-466.
- COLE, D.N. (1991). *Changes on Trails in the Selway-Bitterroot Wilderness, Montana, 1978-1989*. Research Paper INT-212. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture-Forest Service, Intermountain Research Station.
- COLE, D.N. (1992). Modeling wilderness campsites: Factors that influence amount of impact. *Environmental Management*, 16(2): 255-264.
- COLE, D.N. (1993). *Trampling effects on mountain vegetation in Washington, Colorado, New Hampshire, and North Carolina*. USDA Forest Service Research Paper. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Missoula.
- COLE, D.N. (1994). Backcountry impact management: Lessons from research. *Trends*, 31(3): 10-14.

- COLE, D.N. (1995a). Disturbance of natural vegetation by camping: Experimental applications of low-level stress. *Environmental Management*, 19(3): 405-416.
- COLE, D.N. (1995b). Experimental trampling of vegetation II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Applied Ecology*, 32: 215-224.
- COLE, D.N. (2002). Ecological research and educational programs to support protected area management: Lessons from the United States experience. In: WATSON, A. & PROULL, J.S. (eds.). *Science and Stewardship to Protect and Sustain Wilderness Values: Seventh World Wilderness Congress Symposium*. November 2–8 2001, Port Elizabeth, South Africa. Ogden, Utah: Proc. RMRS - P-27. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- COLE, D.N. (2004a). Environmental Impacts of Outdoor Recreation in Wildlands. In: MANFREDO, M., VASKE, J., FIELD, D, BROWN, P. & BRUYERE, B. (eds.). *Society and Resource Management: A Summary of Knowledge*. Jefferson City. pp. 107-116.
- COLE, D.N. (2004b). Impacts of Hiking and Camping on Soils and Vegetation. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental impacts of ecotourism*. Ecotourism Series, Nº 2. CABI Publishing: New York. pp. 41-60.
- COLE, D.N. (2004c). Monitoring and management of recreation in protected Areas: The contributions and limitations of science. *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute*, 2: 10-17.
- COLE, D.N. (2006). Visitor and recreation impact monitoring: Is it lost in the gulf between science and management? *The George Wright Forum*, 23: 11-16.
- COLE, D.N. & HALL, T.E. (1992). *Trends in campsite condition: Eagle Cap Wilderness, Bob Marshall Wilderness, and Grand Canyon National Park*. USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden.
- COLE, D.N. & TRULL, S.J. (1992). Quantifying vegetation response to recreational disturbance in the Northern Cascades, Washington. *Northwest Science*, 66: 229-236.
- COLE, D.N. & BAYFIELD, N.G. (1993). Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. *Biological Conservation*, 63: 209-215.
- COLE, D.N. & LANDRES, P.B. (1996). Threats to wilderness ecosystems: Impacts and research needs. *Ecological Applications*, 6(1): 168-184.
- COLE, D.N. & MCCOOL, S.F. (1998). The Limits of Acceptable Change Process: Modifications and Clarifications. In: MCCOOL, S.F. & COLE, D.N. (comps.). *Proceedings – Limits of Acceptable Change and Related Planning Processes: Progress and Future Directions*. Gen Tech. Rep. INT-GTR-371. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 61-68.
- COLE, D.N. & SPILDIE, D.R. (1998). Hiker, horse, and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management*, 53: 61-71.
- COLE, D.N. & STANKEY, G.H. (1998). Historical development of Limits of Acceptable Change: Conceptual clarifications and possible extensions. In: McCOOL, S.F. & COLE, D.N. (eds.). *Proceedings – Limits of Acceptable Change and Related Planning Processes: Progress and Future Directions*. Gen Tech. Rep. INT-GTR-371. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 5-9.
- COLE, D.N. & MONZ, C.A. (2002). Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 34: 365-376.
- COLE, D.N. & WRIGHT, V. (2003). Wilderness visitors and recreation impacts: baseline data available for twentieth century conditions. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-117. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 52 pp.
- COLE, D.N. & DANIELS, T.C. (2004). The science of visitor management in parks and protected areas: from verbal reports to simulation models. *Journal for Nature Conservation*, 11: 269-277.
- COLE, D.N. & MONZ, C.A. (2004a). Impacts of camping on vegetation: Response of acute and chronic disturbance on vegetation. *Environmental Management*, 32(6): 693-705.
- COLE, D.N. & MONZ, C.A. (2004b). Spatial patterns of recreation impact on experimental campsites. *Journal of Environmental Management*, 70: 73-84.
- COLE, D.N., PETERSEN, M.E. & LUCAS, R.E. (1987). *Managing Wilderness Recreation Use: Common Problems and Potential Solutions*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. General Technical Report INT-230. Ogden, UT. 60 pp.
- COLE, D.N., WATSON, A.E., HALL, T.E. & SPILDIE, D.R. (1997). *High-Use Destinations in Wilderness: Social and Biophysical Impacts, Visitor Responses, and Management Options*. Research Paper INT-

- RP-496. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture–Forest Service, Intermountain Research Station.
- COLE, D.N., MANNING, R. & LIME, D. (2005). Addressing visitor capacity of parks and rivers. *Parks and Recreation*, 40: 8-12.
- COLEMAN, R.A. (1977). Simple techniques for monitoring footpath erosion in mountain areas of north-west England. *Environmental Conservation*, 4: 145-148.
- COMNAP (Council of Managers of National Antarctic Programs) (1999). *An assessment of environmental emergencies arising from activities in Antarctica*. Working Paper 16 for XXIII Antarctic Treaty Consultative Meeting, Lima, 24 May-4 June 1999.
- COMNAP (2005). *Directrices Prácticas para Desarrollar y Diseñar Programas de Vigilancia Ambiental en la Antártida*. Resolución 2 (2005). RCTA XXVIII. CPA VIII, Estocolmo.
- COMNAP (2009). *Antarctic facilities. Updated 25 March 2009*. Disponible en: www.comnap.aq/facilities (consultado el 30/09/2011)
- CONLAN, K.E., KIM, S.L., LENIHAN, H.S. & OLIVER, J.S. (2004). Benthic changes during 10 years of organic enrichment by McMurdo Station, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 43-60.
- CONSULTING AND AUDIT CANADA (1995). *What Tourism Managers Need to Know: A Practical Guide to the Development and Use of Indicators of Sustainable Tourism*. Madrid: World Tourism Organization.
- CONVEY, P. (1996). The influence of environmental characteristics on the life history attributes of Antarctic terrestrial biota. *Biological Reviews*, 71: 191-225.
- CONVEY, P. (2003). Maritime Antarctic climate change: Signals from terrestrial biology. Antarctic Peninsula Climate Variability. *Antarctic Research Series*, 79: 145-158.
- CONVEY, P. (2006). Antarctic climate change and its influences on terrestrial ecosystems. In: BERGSTROM, D.B., CONVEY, P. & HUISKES, A.H.L. (eds.). *Trends in Antarctic terrestrial and limnetic ecosystems. Antarctica as a global indicator*. Springer: Dordrecht. pp. 253-272.
- CONVEY, P. & BLOCK, W. (1996). Antarctic Diptera: ecology, physiology and distribution. *European Journal of Entomology*, 93: 1-13.
- CONVEY, P. & MCINNES, S.J. (2005). Exceptional, tardigrade dominated ecosystems from Ellsworth Land, Antarctica. *Ecology*, 86: 519-527.
- CONVEY, P. & LÉBOUVIER, M. (2009) Environmental change and human impacts on terrestrial ecosystems of the sub-Antarctic islands between their discovery and the mid-twentieth century. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*, 143(1): 33-44.
- CONVEY P., GREENSLADE P. RICHARD K.J. & BLOCK W. (1996). The terrestrial arthropod fauna of the Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Polar Biology*, 16(4): 257-59.
- CONVEY, P., FRENOT, F., GREMMEN, N. & BERGSTROM, D. (2006). Biological invasions. In: BERGSTROM, D.B., CONVEY, P. & HUISKES, A.H.L. (eds.). *Trends in Antarctic terrestrial and limnetic ecosystems. Antarctica as a global indicator*. Springer: Dordrecht. pp. 193-220.
- COPE, A., DOXFORD, D. & PROBERT, C. (2000). Monitoring visitors to UK countryside resources. *Land Use Policy*, 17: 50-66.
- CORSOLINI, S. (2009). Industrial contaminants in Antarctic biota. *Journal of Chromatography A*, 1216(3): 598-612.
- COURRAU, J. (1999). Monitoring protected area management in Central America: a regional approach. *Parks*, 9(2): 56-60.
- CPE (COMITÉ POLAR ESPAÑOL) (2011). *Estructura polar española*. Disponible en: www.micinn.es/stfls/MICINN/Investigacion/FICHEROS/Comite Polar Nuevo/Organigrama 2011.pdf (consultado el 28/09/2011)
- CROSBIE, K. (2005). *Towards Site Guidelines: A Preliminary Analysis of Antarctic Peninsula Site Landing Data, 1990/00-2003/04*. Antarctic Treaty Consultancy Meeting XXVIII, Stockholm, Sweden.
- CROXALL, J.P. & NICOL, S. (2004). Management of Southern Ocean fisheries: global forces and future sustainability. *Antarctic Science*, 16: 569-584.
- CROXALL, J.P., RIVERA, K. & MORENO, C.A. (2007). Seabird by-catch mitigation: the southern Ocean (CCAMLR) experience. In: KENNELLY, S.J. (ed.). *By-catch reduction in the world's fisheries*. New York: Springer. pp. 271-281.
- CULIK, B.M. & WILSON, R.P. (1995). Penguins disturbed by tourists. *Nature*, 376: 301-302.

- CULIK, B., ADELUNG, D. & WOAKES, A.J. (1990). The effect of disturbance on the heart rate and behavior of Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*) during the breeding season. In: KERRY, K.R. & HEMPEL, G. (eds.) *Antarctic ecosystems. Ecological change and conservation*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 177-182.
- CURRY, C., MCCARTHY, J., DARRAGH, H., WAKE, R., TODHUNTER, R., & TERRIS, J. (2001). *Could tourists transmit infectious agents in Antarctica?* Washington, D.C.: International Association of Antarctica Tour Operators (IAATO).
- CURRY, C.H., MCCARTHY, J.S., DARRAGH, H.M., WAKE, R.A., CHURCHILL, S.E., ROBINS, A.M. & LOWEN, R.J. (2005). Identification of an agent suitable for disinfecting boots of visitors to the antarctic. *Polar Record*, 41(216): 39-45.
- DALE, D. & WEAVER, T. (1974). Trampling effects on vegetation of the trail corridors of north Rock Mountain Forest. *Journal of Applied Ecology*, 11: 767-782.
- DALE, V. & BEYELER, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10.
- DANIELS, M.L. & MARION, J.L. (2006). Visitor evaluations of management actions at a highly impacted Appalachian Trail camping area. *Environmental Management*, 38(6): 1006-1019.
- DANN, G., NASH, D. & PEARCE, P. (1988). Methodology in tourism research. *Annals of Tourism Research*, 15(1): 1-28.
- DAVIS, P. (1995). *Wilderness visitor management and Antarctic tourism*. PhD Thesis. Cambridge, UK. Cambridge University. Scott Polar Research Institute. 272 pp.
- DAVIS, P. (1999). Beyond Guidelines. A model for Antarctic Tourism. *Annals of Tourism Research*, 26(3): 516-533.
- DAVIS, R.C. (1981). Structure and function of two Antarctic terrestrial moss communities. *Ecological Monographs*, 5: 125-143.
- DE GOUVENAIN, R.C. (1996). Indirect impacts of soil trampling on tree growth and plant succession in the North Cascade Mountains of Washington. *Biological Conservation*, 75: 279-287.
- DE LEEUW, C. (1994). *Tourism in Antarctica and its impact on vegetation*. PhD Thesis. Arctic Centre, University of Groningen.
- DELORD, K., GASCO, N., WEIMERSKIRCH, H., BARBRAUD, C. (2005). Seabird mortality in the Patagonian toothfish longline fishery around Crozet and Kerguelen islands, 2001–2003. *CCAMLR Science*, 12: 53-80.
- DELUCA, T. H., PATTERSON, W. A., FREIMUND, W.A. & COLE, D.N. (1998). Influence of llamas, horses, and hikers on soil erosion from established recreation trails in western Montana, USA. *Environmental Management*. 22(2): 255-262.
- DE LUCIO, J.V. & MÚGICA, M. (1994). Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning*, 29(2-3): 145-160.
- DEMROW, C. & SALISBURY, D. (1998). *The complete guide to trail building and maintenance, 3rd Edition*. Appalachian Mountain Club Books. Boston. Massachusetts.
- DENG, J., QIANG, S., WALKER, G. J., & ZHANG, Y. (2003). Assessment on and perception of visitors' environmental impacts of nature tourism: A case study of Zhangjiajie National Forest Park, China. *Journal of Sustainable Tourism*, 11(6): 529-548.
- DE VILLIERS, M. (2008). *Review of recent research into the effects of human disturbance on wildlife in the Antarctic and sub-Antarctic region*. Working Paper 12 for XXXI Antarctic Treaty Consultative Meeting, Kiev, Ukraine, 2-13 June 2008.
- DE VILLIERS, M., BAUSE, M., GIESE, M. & FOURIE, A. (2006). Hardly hardhearted: heart rate responses of incubating northern giant petrels (*Macronectes halli*) to human disturbance on sub-Antarctic Marion Island. *Polar Biology*, 29: 717-720.
- DE VRIES, S., ROOS-KLEIN, J. & BUIJS, A.E. (2006). Mapping the Attractiveness of the Dutch Landscape: A GIS-Based Landscape Appreciation Model (Glam-2). In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 279-280.
- DÍAZ, M. (2002). Elementos y procesos clave para el funcionamiento de los sistemas naturales: las medidas con significado funcional como alternativa a los indicadores clásicos. En: RAMÍREZ, L. (ed.).

- Indicadores ambientales: situación actual y perspectivas*. Serie Técnica. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DIXON, G. HAWES, M. & MCPHERSON G. (2004). Monitoring and modelling walking track impacts in the Tasmanian Wilderness World Heritage Area, Australia. *Journal of Environmental Management*, 71: 305-320.
- DOUCETTE, J.E. & KIMBALL, K.D. (1990). Passive trail management in northeastern alpine zones: A case study. In: MORE, T.A., DONNELLY, M.P., GRAEFE, A.R. & VASKE, J.J. (eds). *Proceedings of the 1990 Northeastern Recreation Research Symposium*. Saratoga Springs, NY. General Technical Report NE- 145. Radnor, PA: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. pp. 195-201.
- DÓZSA-FARKAS, K. & CONVEY, P. (1997). *Christensenia*, a new enchytraeid genus from Antarctica. *Polar Biology*, 17: 482-486.
- DUDLEY, N. (2006). *Protected areas and certification*. IUCN Environmental Law Programme.
- ECOTONO (1997). *Estudio para la ordenación del Uso Público del Parque Natural de las Lagunas de Ruidera (Ciudad Real)*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y Fundación Universidad Empresa.
- ECOTONO (2007). *Cálculo de la capacidad de acogida de La Orotava y el sendero de Los Realejos. Parque Natural de la Corona Forestal*. Servicio Técnico Forestal. Cabildo Insular de Tenerife.
- EDWARDS, I.J. (1977). The ecological impact of pedestrian traffic on alpine vegetation in Kosciusko National Park. *Australian Forestry*, 40: 108-120.
- ELLIS-EVANS, J.C. (1996). Biological and chemical features of lakes and streams. In: LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., THOMSON, M.R.A. & THOMSON, J.W. (eds.). *Geomorphological map of Byers Peninsula, Livingston Island*. BAS GEOMAP Series, Sheet 5-A. Cambridge, British Antarctic Survey.
- EMSLIE, S., (1997). Natural and human-induced impacts to seabird productivity and conservation in Antarctica: a review and perspectives. In: *Cumulative Impacts In Antarctica: Minimization and Management*. IUCN.
- ENVIRONMENT AUSTRALIA (2003). *World Heritage Periodic Reporting, Asia Pacific Region, 2003*. Australian Contribution to the Regional Synthesis Report.
- ENZENBACHER, D. (1992). Antarctic tourism and environmental concerns. *Marine Pollution Bulletin*, 25(9-12): 258-265.
- ENZENBACHER, D. (1993). Tourists in Antarctica: numbers and trends. *Tourism Management*, 14(2): 142-146.
- ENZENBACHER, D. (2007). Antarctic Tourism Policy-making: Current Challenges and Future Prospects. In: TRIGGS, G. & RIDDELL, A. (eds.). *Antarctica: legal and environmental challenges for the future*. London: The British Institute of International and Comparative Law. pp. 155-189.
- ERKKONEN, J. & ITKONEN, P.J. (2006). Monitoring Sustainable Nature Tourism in Practice Experiences From Pyhä-Luosto National Park, Finland. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 56-57.
- EUROPARC-ESPAÑA (2002). *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado español*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 168 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2004). *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2003*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 123 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2005a). *Manual sobre conceptos de uso público en los espacios naturales protegidos*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 94 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2005b). *Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 173 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2006). *Evaluación del papel que cumplen los equipamientos de uso público en los espacios naturales protegidos*. Ed. Fundación Fernando González-Bernaldez. Madrid. 96 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2007). *EnREDando. Herramientas para la comunicación y la participación social en la gestión de la Red Natura 2000. Manual04*. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 216 pp.
- EUROPARC-ESPAÑA (2008a). *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2007*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 224 pp.

- EUROPARC-ESPAÑA (2008b). *Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos*. Ed. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales. Madrid. 120 pp.
- EUROSITE (1998). *Guía Europea para la Preparación de Planes de Gestión de espacios naturales*. Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear, Palma de Mallorca.
- EVANS, C.W., HILLS, J.M., DICKSON, J.M.J. (2000). Heavy metal pollution in Antarctica: a molecular ecotoxicological approach to exposure assessment. *Journal of Fish Biology*, 57: A8-A19.
- FARRELL, T.A. & MARION, J.L. (2001). Identifying and assessing ecotourism visitor impacts at eight protected areas in Costa Rica and Belize. *Environmental Conservation*, 28: 215-225.
- FARRELL, T.A. & MARION, J.L. (2002). The Protected Area Visitor Impact Management (PAVIM) Framework: A Simplified Process for Making Management Decisions. *Journal of Sustainable Tourism*, 10(1): 31-51.
- FARRELL, T.A., HALL, T.E. & WHITE, D.D. (2001). Wilderness campers' perception and evaluation of campsite impacts. *Journal of Leisure Research*, 33: 229-250.
- FARRENY, R. OLIVER-SOLÀ, J., LAMERS, M. AMELUNG, B., GABARRELL, X., RIERADEVALL, J., BOADA, M., BENAYAS, J. (2011). Carbon dioxide emissions of Antarctic tourism. *Antarctic Science*, FirstView Article: 1-11. DOI: 10.1017/S0954102011000435
- FILLER, D., SNAPE, I., BARNES, D. (eds.) (2008). *Bioremediation of petroleum hydrocarbons in cold regions*. Cambridge. Cambridge University Press. 288 pp.
- FISHER, A. & KRUTILLA, J.V. (1972). Determination of Optimal Capacity of Resource-Based Recreation Facilities. *Natural Resources Journal*, 12: 417-444.
- FITZSIMONS, J.M. (1971). On the food habits of certain Antarctic arthropods from coastal Victoria Land and adjacent islands. *Pacific Insects Monograph*, 25: 121-125.
- FOOTPATH TRUST (1999). *Upland Pathwork: Construction Standards for Scotland*. The Footpath Trust for the Path Industry Skills Group. Scottish Natural Heritage. Battleby. Redgorton. Perth. UK.
- FOWLER, A.N. (2000). *COMNAP: The National Managers in Antarctica*. Baltimore: American Literary Press, Inc.
- FOWLER, G.S. (1999). Behavioral and hormonal responses of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitation. *Biological Conservation*, 90: 143-149.
- FRASER, W.R. & PATTERSON, D.L. (1997). Human disturbance and long-term changes in Adélie penguin populations: a natural experiment at Palmer Station, Antarctic Peninsula. In: BATTAGLIA, B., VALENCIA, J. & WALTON, D.W.H. (eds.). *Antarctic communities: species, structure and survival*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 445-452.
- FRATI, F., SIMON, C., SULLIVAN, J. & SWOFFORD, D.L. (1997). Evolution of the mitochondrial cytochrome oxidase II gene in Collembola. *Journal of Molecular Evolution*, 44: 145-158.
- FRECKMAN, D.W. & VIRGINIA, R.A. (1997). Low-diversity Antarctic soil nematode communities: distribution and response to disturbance. *Ecology*, 78: 363-69.
- FRENOT, Y., CHOWN, S.L., WHINAM, J., SELKIRK, P., CONVEY, P., SKOTNICKI, M. & BERGSTROM, D. (2005). Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological Reviews*, 80: 45-72.
- FRISSELL, S.S. & DUNCAN, D.P. (1965). Campsite preference and deterioration in the Quetico-Superior canoe country. *Journal of Forestry*, 65: 256-260.
- FRISSELL, S.S. JR. & STANKEY, G.H. (1972). Wilderness Environmental Quality: Search for Social and Ecological Harmony. In: *Proceedings, Society of American Foresters Annual Meeting*. Hot Springs, Arkansas. pp.170-183.
- FURZE, B., DELACY, T. & BIRKHEAD, J. (1996). *Culture, Conservation and Biodiversity*. New York, NY: John Wiley & Sons.
- GALLEGO, R. (2005). *Análisis comparativo de sistemas de evaluación de las áreas protegidas*. Trabajo de Investigación Tutelada. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá.
- GANDER, H. & INGOLD, P. (1997). Reactions of male alpine chamois *Rupicapra r. rupicapra* to hikers, joggers and mountainbikers. *Biological Conservation*, 79: 107-111.
- GARCÍA, J.J. (1998). *Guía para la preparación de Planes de Acción en el marco del Convenio sobre Diversidad Biológica*. GEF-PNUD. Informe de consultoría.

- GARCÍA FERNÁNDEZ-VELILLA, S. (2003). *Guía metodológica para la elaboración de planes de gestión de los Lugares Natura 2000 en Navarra*. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra.
- GARLAND, G.G. (1987). Rates of soil loss from mountain footpaths: an experimental study in the Drakensberg Mountains, South Africa. *Applied Geography*, 7: 41-54.
- GETTINGER, D.S., KRUMPE, E.E. & WRIGHT, R.G. (1998). *Recreational Impacts to Wilderness Campsites at North Cascades National Park*. Natural Resources Report NPS/CCSOUI/NRTR-98/14. Moscow, ID: USGS Biological Resources Division, University of Idaho Wildlife Management Institute. 109 pp.
- GETZ, D. (1983). Capacity to Absorb Tourism - Concepts and Implications for Strategic Planning. *Annals of Tourism Research*, 10: 239-263.
- GIAMMATTEO, M.L. (2007). *El turismo de cruceros como amenaza a la región. Estudio de caso: ANTÁRTIDA*. Centro de Estudios Estratégicos de la Armada. Ministerio de Defensa. Cursos Universitarios de Capacitación. VI Curso Sobre Intereses Marítimos Argentinos. Ponencia.
- GIESE, M. (1996). Guidelines for people approaching breeding groups of Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*). *Polar Record*, 34: 287-292.
- GIONGO, F., BOSCO-NIZEYE, J. & WALLACE, G.N. (1994). *A Study of Visitor Management in the World's National Parks and Protected Areas*. College of Natural Resources, Colorado State University, Ecotourism Society, and International Union for the Conservation of Nature.
- GNIESER, C.H. (2000). *Ecological consequences of recreation on subarctic-alpine tundra: experimental assessment and predictive modelling as planning tools for sustainable visitor management in protected areas (Yukon)*. PhD Thesis, University of Calgary, Calgary.
- GODIN, V.B. & LEONARD, R.E. (1979). Management problems in designated wilderness areas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 34(3): 141-143.
- GOEFT, U. & ALDER, J. (2001). Sustainable mountain biking: a case study from the southwest of Western Australia. *Journal of Sustainable Tourism*, 9: 193-211.
- GOERKE, H., WEBER, K., BORNEMANN, H., RAMDHOR, S. & PLOTZ, J. (2004). Increasing levels and biomagnification of persistent organic pollutants (POPs) in Antarctic biota. *Marine Pollution Bulletin*, 48:295-302.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. (1996a). *Impactos de las Actividades Turísticas y Recreativas en los Espacios Naturales*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid Fernando González Bernáldez, Madrid.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. (1996b). *Usos recreativos en los espacios naturales: frecuentación, factores explicativos e impactos asociados. El caso de la Comunidad de Madrid*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid. 249 pp.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & DE LUCIO, J.V. (1993). *Efectos del pisoteo sobre comunidades pratenses por acción de actividades recreativas en espacios naturales*. Serie Documentos, 12. Centro de investigación Fernando González Bernáldez.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & MÚGICA, M. (1993). El impacto de las actividades recreativas al aire libre sobre los espacios naturales. *Quercus*, 90: 18-23.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & DE LUCIO, J.V. (1994). Recreational use model in a wilderness area. *Journal of Environmental Management*, 40(2): 161-171.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & DE LUCIO, J.V. (1995). Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alto Manzanares Natural Park, Spain. *Biological Conservation*, 74: 99-105.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & DE LUCIO, J.V. (1996). Impactos del turismo en los espacios naturales. *Ecosistemas*, 15: 14-17.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J. & MÚGICA, M. (2002). Impactos del turismo en los espacios naturales. Límites al disfrute en las montañas. *Quercus*, 200: 45-48.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J., MÚGICA, M., GRANADOS, S. & DE LUCIO, J.V. (1993). El impacto de las actividades recreativas al aire libre sobre los espacios naturales. *Quercus*, 90: 18.
- GÓMEZ-LIMÓN, F.J., DE LUCIO, J.V. & MÚGICA, M. (2000). *Los espacios naturales protegidos del Estado español en el umbral del siglo XXI*. Editorial Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 94 pp.
- GOOD, R. & GRENIER, P. (1994) Some environmental impacts of recreation in the Australian Alps. *Australian Parks and Recreation*, Summer: 20-26

- GOOSEM, M.W. (1997). Internal fragmentation: the effects of roads, highways and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 241-255.
- GRABHERR, G. (1982). The impact of trampling by tourists on a high altitudinal grassland in the Tyrolean Alps, Austria. *Vegetatio*, 48: 209-219.
- GRAEFE, A.R., VASKE, J.J. & KUSS, F.R. (1984). Social Carrying Capacity: An Integration and Synthesis of Twenty Years of Research. *Leisure Sciences*, 6(4): 395-432.
- GRAEFE, A., KUSS, F.R. & VASKE, J.J. (1990). *Visitor Impact Management: A Review of Research*. Washington, DC: National Parks and Conservation Association. 256 pp.
- GRAHAM R., NILSEN, P. & PAYNE, R.J. (1985). Visitor management in Canadian National Parks. *Tourism Management*, 9 (1): 44-62.
- GREATER YELLOWSTONE WINTER VISITOR USE MANAGEMENT WORKING GROUP (1999). *Winter Visitor Use Management: A Multi-Agency Assessment*. Final Report of Information for Coordinating Winter Recreation in the Greater Yellowstone Area. Jackson, WY: USDI National Park Service.
- GREEN, K. & OSBORNE, W. (1994). *Wildlife of the Australian Snowy Country*. Sydney.
- GREENSLADE, P. (2006). *The Invertebrates of Macquarie Island*. Australian Antarctic Division, Kingston.
- GREENSLADE, P. (2010). Collembola fauna of the South Shetland Islands revisited. *Antarctic Science*, 22(3): 233-242.
- GREMMEN, N.J.M., SMITH, V.R. & VAN TORENGEN, O.F.R. (2003). Impact of Trampling on the Vegetation of Subantarctic Marion Island. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 35(4): 442-446.
- GRIFFITHS, M. & VAN SCHAİK, C.P. (1993). The Impact of Human Traffic on the Abundance and Activity Periods of Sumatran Rain Forest Wildlife. *Conservation Biology*, 7(3): 623-626.
- GRÖNDAHL, F., SIDENMARK, J. & THOMSEN, A. (2008). Survey of waste water disposal practices at Antarctic research stations. *Polar Research*, 28(2): 298-306.
- GROWCOCK, A.J.W. (2005). *Impacts of camping and trampling on Australian alpine and subalpine vegetation and soils*. PhD Thesis. School of Environmental and Applied Sciences. Faculty of Environmental Sciences. Griffith University. Gold Coast. 265 pp.
- GROWCOCK, A.J.W., PICKERING, C.M. & JOHNSTON, S.W. (2004). Walking on ashes: Short-term impacts of experimental trampling on soils after bushfire. *Victorian Naturalist*, 12: 199-206.
- GRUBER, G. & BENAYAS, J. (2002). Diagnóstico de los planes de uso público en los espacios naturales protegidos españoles. En: CASTELL, C., HERNÁNDEZ, J. & MELERO, J. (eds.). *La Investigación y el seguimiento en los espacios naturales protegidos del siglo XXI*. Monografías, 34. Diputación de Barcelona, Barcelona. pp. 59-63.
- GRUMBINE, R.E. (1994). What is Ecosystem Management? *Conservation Biology*, 8(1): 27-38.
- GUTZWILLER, K.J. & COLE, D.N. (2005). Assessment and Management of Wildland Recreational Disturbance. In: BRAUN, C.E. (ed.). *Wildlife Management Techniques Manual*. Bethesda. pp. 779-796.
- GUTZWILLER, K.J., MARCUM, H.A., HARVEY, H.B., ROTH, J.D. & ANDERSON, S.H. (1998). Bird Tolerance to Human Intrusion in Wyoming Montane Forests. *The Condor*, 100(3): 519-527.
- HAASE, D. & LAMERS, M. (2006). *The Future Governance of Antarctic Tourism*. Workshop Report Maastricht/Christchurch: ICIS/Gateway Antarctica.
- HAASE, D., LAMERS, M. & AMELUNG, B. (2009). Heading into uncharted territory? Exploring the institutional robustness of self-regulation in the Antarctic tourism sector. *Journal of Sustainable Tourism*, 17(4): 411-430.
- HADWEN, W.L. & BUNN, S.E. (2004). Tourists increase the contribution of autochthonous carbon to littoral zone food webs in oligotrophic dune lakes. *Marine and Freshwater Research*, 55: 701-708.
- HADWEN, W.L. & BUNN, S.E. (2005). Food web responses to low-level nutrient and 15N-tracer additions in the littoral zone of an oligotrophic dune lake. *Limnology and Oceanography*, 50: 1096-1105.
- HADWEN, W.L., ARTHINGTON, A.H. & MOSISCH, T.D. (2003). The impact of tourism on dune lakes on Fraser Island, Australia. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 8: 15-26.
- HADWEN W.L., BUNN S.E., ARTHINGTON A.H. & MOSISCH T.D. (2005). Within-lake detection of the effects of tourist activities in the littoral zone of oligotrophic dune lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 8: 159-173.

- HADWEN, W.L., HILL, W. & PICKERING, C.M. (2008). Linking Visitor Impact Research to Visitor Impact Monitoring in Protected Areas. *Journal of Ecotourism*, 7(1): 87-93.
- HAIDER, W. (2006). North American Idols: Personal Observations on Visitor Management Frameworks and Recreation Research. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 15-22.
- HALL, C.M. (1992). Tourism in Antarctica: Activities, Impacts, and Management. *Journal of Travel Research*, 30(4): 2-9.
- HALL, C.M. (1993). Ecotourism in the Australian and New Zealand Sub-Antarctic Islands. *Tourism Recreation Research*, 18(2): 13-21.
- HALL, C.M. & JOHNSTON, M. (1995). Introduction: Pole to Pole: Tourism Issues, Impacts and the Search for a Management Regime in Polar Regions. In: HALL, C.M. & JOHNSTON, M. (eds.). *Polar Tourism*. New York: John Wiley.
- HALL, C.M. & WOUTERS, M. (1995). Issues in Antarctic Tourism. In: HALL, C.M. & JOHNSTON, M. (eds.). *Polar Tourism*. New York: John Wiley.
- HALL, C.N. & KUSS, F.R. (1989). Vegetation alteration along trails in Shenandoah National Park, Virginia. *Biological Conservation*, 48: 211-227.
- HALL, K. (2006). *Hypogastrura viatica* (fotografías de esta especie de colémbolo). Disponible en: 46.18.32.69/~doehetzelf/images/hall/hypvia01.jpg (consultado el 21/10/2011)
- HAM, S., BROWN, T.J., CURTIS, J. WEILER, B., HUGHES, M. & POLL, M. (2009). *Promoting Persuasion in Protected Areas: A guide for managers who want to use strategic communication to influence visitor behaviour*. The Sustainable Tourism Cooperative Research Centre. Australian Government's Cooperative Research Centres Program. 62 pp.
- HAMMITT, W.E. & COLE, D.N. (1998). *Wildland Recreation: Ecology and Management* (2nd ed). New York, NY: John Wiley & Sons.
- HANSOM, J.D. & GORDON, J.E. (1998). *Antarctic environments and resources*. Longman Harlow, Essex, United Kingdom.
- HARCHA, J.Y. (2006). *Tourism in Antarctica: History, Current Challenges and Proposals for Regulation*. Student Works. LLM Thesis. University of Georgia School of Law.
- HARRIS, C.M. (1991). Environmental effects of human activities on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Record*, 27: 193-204.
- HARRIS, C.M. (2001). *Guidelines for the operation of aircraft near concentrations of birds*. Grantchester, United Kingdom: Environmental Research and Assessment.
- HARRIS, C.M. (2005). Aircraft operations near concentrations of birds in Antarctica: the development of practical guidelines. *Biological Conservation*, 125: 309-322.
- HARROUN, L.A. & BOO, E.A. (1995). *The search for visitor carrying capacity*. Draft paper, Washington, DC: World Wildlife Fund.
- HARTLEY, E. (1999). Visitor impacts at Logan Pass, Glacier National Park: A thirty-year vegetation study. In: HARMON, D. (ed.). *On the Frontiers of Conservation: Proceedings of the 10th Conference on Research and Management in National Parks and on Public Lands*. Asheville, NC. Hancock, MI: The George Wright Society. pp. 297-305.
- HARTLEY, E. (2000). Thirty-Year monitoring of subalpine meadow vegetation following a 1967 trampling experiment at Logan Pass, Glacier National Park, Montana. In: COLE, D.N., MCCOOL, S.F., BORRIE, W.T. & O'LOUGHLIN, J. (eds.). *Wilderness Science in a Time of Change Conference*. Volume 5: Wilderness Ecosystems, Threats and Management. US Department of Agriculture, Missoula. pp. 124-132.
- HATHWAY, B. & LOMAS, S.A. (1998). The Upper Jurassic-Lower cretaceous Byers Group, South Shetland Islands, Antarctica: revised stratigraphy and regional correlations. *Cretaceous Research*, 19(1): 43-67.
- HAUSSER, Y., TRAVIS, T. & FINGER-STICH, A. (2006). Beyond Carrying Capacity in Recreation Management: in search of alternatives. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 186-187.

- HAWKINS, J.P. & ROBERTS, C.M. (1993). Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *Journal of Applied Ecology*, 30: 25-30.
- HAWKINS, J.P., CALLUM, M.R., HOF, T.V., MEYER, K., TRATALOS, J. & ALDAM, C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*, 13(4): 888-897.
- HEADLAND, R. (1994). Historical Development of Antarctic Tourism. *Annals of Tourism Research*, 21(2): 269-280.
- HEADLAND, R. (2009). *A chronology of Antarctic exploration: a synopsis of events and activities from the earliest times until the international polar years, 2007-09*. London: Bernard Quaritch Ltd.
- HEADLAND, R.K. & KEAGE, P.L. (1985). Activities on the King George Island group, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Record*, 22: 475-484.
- HEBERLEIN, T.A. (1977). Density, Crowding and Satisfaction: Sociological Studies for Determining Carrying Capacities. In: *Proceedings: River Recreation Management and Research Symposium*. USDA Forest Service General Technical Report NC-28, St. Paul, Minnesota. pp. 67-76.
- HEBERLEIN, T.A., ALFANO, G. E., & ERVIN, L.H. 1986. Using a Social Carrying Capacity Model to Estimate the Effects of Marina Development at the Apostle Islands National Lakeshore. *Leisure Sciences*, 8(3): 257-274.
- HELGATH, S.F. (1975). *Trail deterioration in the Selway-Bitterroot Wilderness*. Research Note INT-193. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 15 pp.
- HEMMINGS, A. D. (2004). Commercial Penetration of Antarctica. *ECOLink*, October: 6-8.
- HEMMINGS, A. & ROURA, R. (2003). A square peg in a round hole: fitting impact assessment under the Antarctic Environmental Protocol to Antarctic tourism. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(1): 13-24.
- HERCOCK, M. (1999). The impacts of recreation and tourism in the remote North Kimberley region of Western Australia. *The Environmentalist*, 19: 259-275.
- HERR, R. A. (1996). The regulation of Antarctic tourism: a study in regime effectiveness. In: STOKKE, O.S. & VIDAS, D. (eds.). *Governing the Antarctic: the effectiveness and legitimacy of the Antarctic Treaty System*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 203-223.
- HESELBARTH, W. & VACHOWSKI, B. (2000). *Trail Construction and Maintenance Handbook*. Publication 0023-2839-MTDC-P. USDA Forest Service. Technology and Development Program. Missoula, Minnesota.
- HICKMAN, S. (1990). Evidence of edge species attraction to nature trails within deciduous forest. *Natural Areas Journal*, 10: 3-5.
- HIDINGER, L.A. (1996). Measuring the Impacts of Ecotourism on Animal Populations: A Case Study of Tikal National Park, Guatemala. In: MALEK-ZADEH, E. (ed.). *The Ecotourism Equation: Measuring the Impacts*. Bulletin Series (99). New Haven. pp. 49-59.
- HIGHAM, J. & LUSSEAU, D. (2004). Ecological impacts of tourist engagement with cetaceans. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental Impacts of Ecotourism*. Ecotourism Series, N° 2. CABI Publishing: New York. pp. 171-186.
- HILL, W. & PICKERING, C.M. (2002). *Regulation of Summer Tourism in Mountain Conservation Reserves in Australia*. Mountain Tourism Research Report No. 2. Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism, Gold Coast, Queensland.
- HILL, W. & PICKERING, C.M. (2006). Vegetation associated with different walking track types in the Kosciuszko alpine area, Australia. *Journal of Environmental Management*, 78: 24-34.
- HILL, W. & PICKERING, C.M. (2009). *Evaluation of impacts and methods for the assessment of walking tracks in protected areas*. Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism. Australian Government's Cooperative Research Centres Program. 23 pp.
- HOBBS, E.R. (1988). Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology*, 1: 141-152.
- HOCKINGS, M. (2003). Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. *BioScience*, 53(9): 823-832.
- HOCKINGS, M., STOLTOL, S. & DUDLEY, N. (2000). *Evaluating effectiveness. A framework for Assessing the Management of Protected Areas*. Best Practice Protected Area Guidelines Series, N° 6. IUCN- The World Conservation Union. Gland, Switzerland.

- HOCKINGS, M., STOLTON, S., LEVERINGTON, F., DUDLEY, N. & CORRAU, J. (2006). *Evaluating Effectiveness: a framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas 2nd edition*. International Union for the Conservation of Nature World Commission on Protected Areas, Gland, Switzerland.
- HOFMAN, R.J. & JATKO, J. (eds.) (2002). *Assessment of the Possible Cumulative Environmental Impacts of Commercial Ship-Based Tourism in the Antarctic Peninsula Area*. Proceedings of a Workshop Held in La Jolla, California, 7-9 June 2000, National Science Foundation, Washington, DC.
- HOGG, I.D. & STEVENS, M.I. (2002). Soil fauna of Antarctic coastal landscapes. In: BEYER, L. & BÖLTER, M. (eds.). *Geoecology of Antarctic ice-free coastal landscapes*. Berlin: Springer. pp. 265-282.
- HOGG, I.D., CARY, S.C., CONVEY, P., NEWSHAM, K.K., O'DONNELL, A.G., ADAMS, B.J., AISLABIE, J., FRATI, F., STEVENS, M.I. & WALL, D.H. (2006). Biotic interactions in Antarctic terrestrial ecosystems: Are they a factor? *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 3035-3040.
- HOLLING, C.S. (ed.) (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons. London.
- HOLMES, N.D., GIESE, M. & KRIWOKEN, L.K. (2008). Linking variation in penguin responses to pedestrian activity for best practise management on subantarctic Macquarie Island. *Polarforschung*, 77: 7-15.
- HOOPER, L. (1988). *National Park Service Trails Management Handbook*. USDI National Park Service. Denver Service Center. Denver, Colorado.
- HORNBACK, K.E. & EAGLES, P.F.J. (1999). *Guidelines for Public Use Measurement and reporting at parks and protected areas*. Gland.
- HUGHES, K.A. (2003). Aerial dispersal and survival of sewage-derived faecal coliforms in Antarctica. *Atmospheric Environment*, 37: 3147-3155.
- HUGHES, K.A. (2010). How committed are we to monitoring human impacts in Antarctica? *Environmental Research Letters*, 5(4). DOI: 10.1088/1748-9326/5/4/041001.
- HUGHES, K.A., NOBBS, S.J. (2004). Long-term survival of human faecal microorganisms on the Antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, 16: 293-297.
- HUGHES, K.A. & STALLWOOD, B. (2006). Oil Pollution in the Antarctic Terrestrial Environment. *Polarforschung*, 75 (2-3): 141-144.
- HUGHES, K.A. & CONVEY, P. (2010). The protection of Antarctic terrestrial ecosystems from inter and intra-continental transfer of non-indigenous species by human activities: a review of current systems and practices. *Global Environmental Change*, 20: 96-112.
- HUGHES, K.A., OTT, S., BÖLTER, M. & CONVEY, P. (2006). Colonisation processes. In: BERGSTROM, D.B., CONVEY, P., HUISKES, A.H.L. (eds.). *Trends in Antarctic terrestrial and limnetic ecosystems. Antarctica as a global indicator*. Dordrecht: Springer. pp. 35-54.
- HUGHES, K.A., WALUDA, C.M., STONE, R.E., RIDOUT, M.S. & SHEARS, J.R. (2008). Short-term responses of king penguins *Aptenodytes patagonicus* to helicopter disturbance at South Georgia. *Polar Biology*, 31(12): 1521-1530.
- HUGHEY, K.F.D. WARD, J.C. CRAWFORD, K.A. MCCONNELL, L. PHILLIPS, J.G. & WASHBOURNE, R. (2004). A classification framework and management approach for the sustainable use of natural assets used for tourism. *International Journal of Tourism Research*, 6: 349-363.
- HUNTER, C.J. (1995). On the need to re-conceptualise sustainable tourism development. *Journal of Sustainable Tourism*, 3(3): 155-165.
- IAATO (INTERNATIONAL ASSOCIATION OF ANTARCTICA TOUR OPERATORS) (1996). Preliminary overview of Antarctic tourism, 1995–97. XX ATCM/INF 96, Utrecht, Netherlands.
- IAATO (2009). *IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2008-2009 Antarctic Season and Preliminary Estimates for 2009-2010 Antarctic Season*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXII, Baltimore, United States, 6-17 April, 2009.
- IAATO (2010). *IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2009-10 Season and Preliminary Estimates for 2010-11 and Beyond*. XXXIII Antarctic Treaty Consultive Meeting. Punta del Este, Uruguay, 3-14 May 2010.
- IAATO (2011). *Tourism Statistics*. Disponible en: iaato.org/tourism-statistics (consultado el 11/09/2011)
- IBÁÑEZ, F. Y FERRER, M. (2006). Aves Antárticas de la Isla Decepción: un santuario amenazado por el turismo. *Quercus*, 244: 52-59.

- INSKEEP, E. (1988). Tourism planning: An emerging specialization. *American Planners Association Journal* (Summer): 12-20.
- INSKEEP, E. (1991). *Tourism planning: An Integrated and Sustainable Development Approach*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- INSPIRING PLACE (2007). *Trails Tasmania. Discussion Paper May 2007*. Hobart, Inspiring Place. Environmental Planning, Tourism and Recreation.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2009). *CO₂ emissions from fuel combustion. Highlights. 2009 edition*. Disponible en: www.iea.org/co2highlights/co2highlights.pdf (consultado el 18/06/2010)
- IUCN (1991). *A Strategy for Antarctic Conservation*. International Union for the Conservation of Nature. Cambridge.
- IUCN. 2005. Emerging Issues. In: *Benefits Beyond Boundaries*. Proceedings of the Vth IUCN World Parks Congress. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- JENNINGS, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and FisheriesK*, 6: 212-232.
- JEWELL, M.C. & HAMMITT, W.E. (2000). Assessing soil erosion on trails: A comparison of techniques. In: COLE, D.N. MCCOOL, S.F. BORRIE, W.T. O'LOUGHLIN, J. (eds.). *Wilderness. Science in a Time of Change Conference. Volume 5, Wilderness ecosystems, threats, and management*. 1999 May 23–27. Missoula, MT. Proceedings USDA FS, Rocky Mountain Research Station. pp. 133-140.
- JIM, C.Y. (1987). Trampling impacts of recreationists on picnic sites in a Hong Kong country park. *Environmental Conservation*, 14: 117-127.
- JIM, C.Y. (1998). Soil Characteristics and Management in an Urban Park in Hong Kong. *Environmental Management*, 22: 683-695.
- JOHNSTON, F.M. & PICKERING, C.M. (2001). Alien plants in the Australian Alps. *Mountain Research and Development*, 21: 284-291.
- JOHNSTON, F.M. & JOHNSTON, S. (2004). Impacts of road disturbance on soil properties and on exotic plant occurrence in subalpine areas of the Australian Alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 36: 201- 207.
- JUSOFF, K. (1989). Physical soil-properties associated with recreational use of a forested reserve area in Malaysia. *Environmental Conservation*, 16: 339-342.
- KANDA, H. & INOUE, M. (1994). Activities on the King George Island group, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biology*, 7: 221-231.
- KASWORM, W.F. & MONLEY, T.L. (1990). Road and trail influences on grizzly bears and black bears in northwest Montana. In: DARLING, L.M. & ARCHIBALD, W.R. (eds.). *Bears: Their Biology and Management*. Proceedings of the 8th International Conference. Victoria, BC: International Association for Bear Research and Management. pp. 79-84.
- KAWANISHI, KAE. (1995). *Camera Monitoring of Human Impacts on Rain Forest Wildlife in Tikal National Park, Guatemala*. Masters Thesis, Frostburg State University, Frostburg, MD.
- KEAGE, P.L. (1999). Personal communication, Senior Policy Officer. Victoria Tourism, Melbourne, Victoria, Australia.
- KEANE, P.A., WILD, A.E.R., & ROGERS, J.H. (1979) Trampling and erosion in alpine country. *Journal of the Soil Conservation Service, N.S.W.*, 36: 6-15.
- KELLER, K.J.D. (1990). *Mountain Bikes on Public Lands: A Manager's Guide to the State of Practice*. Bicycle Federation of America. Washington D.C.
- KELLY, C.L., PICKERING, C.M. & BUCKLEY, R.C. (2003). Impacts of tourism on threatened plant taxa and communities in Australia. *Ecological Management & Restoration*, 4(1): 37-44.
- KENNEDY, A.D. (1993). Water as a limiting factor in the Antarctic terrestrial environment: a biogeographical synthesis. *Arctic and Alpine Research*, 25: 308-315.
- KENNICUT, M.C., SWEET, S.T., FRASER, W.R., STOCHTON, W.L., CULVER, M. (1991). Grounding of the Bahia Paraiso at Arthur Harbor, Antarctica. 1. Distribution and fate of oil spill related hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*, 25: 509-518.
- KERRY, K.R., CLARKE, J.R., GARDNER, H., MURPHY, R., HUME, F. & HODUM, P. (1995). Adélie penguin chick deaths investigated. *ANARE News*, 75: 18-20.

- KIM, S.L., THURBER, A., HAMMERSTROM, K. & CONLAN, K. (2007). Seastar response to organic enrichment in an oligotrophic polar habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 346: 66-75.
- KITTEL, P. (2004). The centenary of the beginning of commercial whaling in Antarctica. XXX International Polar Symposium Gdynia. 23-25. IX. *Polish Polar Studies*: 179-189.
- KLANOVA, J., MATYKIEWICZOVA, N., MACKA, Z., PROSEK, P., LASKA, K. & KLAN, P. (2008). Persistent organic pollutants in soils and sediments from James ROSS Island, Antarctica. *Environmental Pollution*, 152(2): 416-423.
- KNIGHT, R.L., & COLE, D.N. (1991). Effects of recreational activity on wildlife in wildlands. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resource Conference*, 56: 238-247.
- KNIGHT, R.L. & COLE, D.N. (1995). Factors that influence wildlife responses to recreationists. In: KNIGHT, R.L. & GUTZWILLER, K.J. (eds.). *Wildlife and Recreationists: Coexistence through Management and Research*. Island Press. Washington, DC. pp. 71-80.
- KNUDSON, D.M. & CURRY, E.B. (1981). Campers' perceptions of site deterioration and crowding. *Journal of Forestry*, 79(2): 92-94.
- KOCK, K.H., BELCHIER, M. & JONES, C.D. (2004). Is the attempt to estimate the biomass of Antarctic fish from a multi-species survey appropriate for all targeted species? *Notothernia rossii* in the Atlantic Ocean sector revisited. *CCAMLR Science*, 11: 141-153.
- KOESTER, F. & PIEDRAHITA, P. (2007). Censos del Petrel Gigante del Sur *Macronectes giganteus* y las Skúas *Catharacta* spp. en la Punta Fort Williams-Isla Greenwich y la Isla Barrientos, Shetland del Sur, Antártida. *Revista Tecnológica ESPOL*, 20(1): 89-95.
- KREMSER, U., KLEMM, P. & KÖTZ, W.D. (2005). Estimating the risk of temporary acoustic threshold shift, caused by hydroacoustic devices, in whales in the Southern Ocean. *Antarctic Science*, 17:3-10.
- KRIWOKEN, L.K. (1995). Antarctic tourism and environmental impact assessment. *Issues*. March: 28-33.
- KRIWOKEN, L.K. & ROOTES, D. (2000). Tourism on ice: environmental impact assessment of Antarctic tourism. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18: 138-150.
- KUSS, F.R. (1986). A review of major factors influencing plant responses to recreation impacts. *Environmental Management*. 10(5): 637-650.
- KUSS, F.R. & MORGAN J.M. (1980). Estimating the Physical Carrying Capacity of Recreation Areas: A Rationale for the Application of the Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 25: 87-89.
- KUSS, F.R. & MORGAN J.M. (1984). Using the USLE to Estimate the Physical Carrying Capacity of Natural Areas for Outdoor Recreation Planning. *Journal of Soil and Water Conservation*, 39(6): 383-387.
- KUSS, F.R. & MORGAN, J.M. (1986). A First Alternative for Estimating the Physical Carrying Capacities of Natural Areas for Recreation. *Environmental Management*, 10(2): 255-262.
- KUSS, F.R. & HALL, C.N. (1991). Ground flora trampling studies: Five years after closure. *Environmental Management*. 15(5): 715-727.
- KUSS, F.R., GRAEFE, A.R. & VASKE, J.J. (1990). *Visitor Impact Management: A review of research*. National Parks and Conservation Association, Washington.
- KUTIEL, P. & ZHEVELEV, Y. (2001). Recreational use impact on soil and vegetation at picnic sites in Aleppo pine forests on Mount Carmel, Israel. *Israel Journal of Plant Sciences*, 49: 49-56.
- LAMERS, M. (2009). *The Future of Tourism in Antarctica. Challenges for Sustainability*. PhD Dissertation. Universitaire Pers Maastricht. Maastricht.
- LAMERS, M. & AMELUNG, B. (2006). *The Future of Tourism in Antarctica*. Workshop report Maastricht University: ICIS.
- LAMERS, M., STEL, J. & AMELUNG, B. (2007). Antarctic Adventure Tourism and Private Expeditions. In: SNYDER, J. & STONEHOUSE, B. (eds.). *Prospects for Polar Tourism*. Wallingford: CABI.
- LANDSBERG, J., LOGAN, B. & SHORTHOUSE, D. (2001). Horse riding in urban conservation areas: reviewing scientific evidence to guide management. *Ecological Management and Restoration*, 2: 36-46.
- LAPAGE, W.F. (1963). Some Sociological Aspects of Forest Recreation. *Journal of Forestry*, 61(1): 34.

- LAPAGE, W.F. (1967). *Some observations on campground trampling & ground cover response*. Res. Pap. NE-68. Upper Darby, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 11 pp.
- LASS, W. & REUSSWIG, F. (eds.) (2002). *Social Monitoring: Meaning and Methods for an Integrated Management in Biosphere Reserves*. Report of an International Workshop. Rome 2-3 September 2001. Biosphere Reserves Integrated Monitoring (BRIM) Series n° 1. UNESCO, Paris.
- LAW, P.G. (1989). Developers would but scratch Antarctica. *The Age*, April 26: 7.
- LAWLEY, B., RIPLEY, S., BRIDGE, P. & CONVEY, P. (2004). Molecular analysis of geographic patterns of eukaryotic diversity in Antarctic soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 70: 5963-5972.
- LAWSON, S., ITAMI, B., GIMBLETT, R. & MANNING, R. (2004). Monitoring and Managing Recreational Use in Backcountry Landscapes Using Computer-Based Simulation Modeling. In: SIEVANÉN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 107-113.
- LEIN, J.K. (1993). Applying Expert Systems Technology to Carrying Capacity Assessment: A Demonstration Prototype. *Journal of Environmental Management*, 37: 63-84.
- LEONARD, R. E. & WHITNEY, A.M. (1977). *Trail transect: a method for documenting trail changes*. Res. Pap. NE-389. Broomall, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- LEUNG, Y.-F. (2005). *Recreation Ecology and Visitor Impact Research – An Annotated Bibliography*. Final Report, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- LEUNG, Y.-F. (2006). Recreation Ecology in East Asia: Redefining Impacts? In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. pp. 91-92.
- LEUNG, Y.-F. & NELLER, R.J. (1995). Trail degradation along the Pat Sin Range: an example of environmental geomorphology. *Hong Kong Geologist*, 1: 79-87.
- LEUNG, Y.-F. & MARION, J.L. (1996). Trail degradation as influenced by environmental factors: A state-of-the- knowledge review. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(2): 130-136.
- LEUNG, Y.-F. & MARION, J.L. (1999). Assessing trail conditions in protected areas: An application of a problem-assessment method in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Environmental Conservation*, 26(4): 270-279.
- LEUNG, Y.-F. & MARION, J.L. (2000). Recreation impacts and management in wilderness: A state-of-knowledge review. In: COLE, D.N., MCCOOL, S. F., BORRIE, W. T. & O'LOUGHLAN, J. (comps.). *Wilderness science in a time of change conference– Volume 5: Wilderness ecosystems, threats and management*. Proceedings RMRS-P-15-Vol-5. pp. 23-48.
- LEUNG, Y.-F. & MARION, J. L. (2001). Trail resource impacts and an examination of alternative assessment techniques. *Journal of Park and Recreation Administration*, 19(3): 17-37.
- LEUNG, Y.-F. & LEE, J. (2003). Recreation ecology and visitor carrying capacity management: Implications for protected areas in East Asia. *Korean Journal of Ecology*, 26(2): 53-58.
- LEUNG, Y.-F. & MEYER, K. (2004). *Research to Support Development of Resource Indicators and Standards for Implementing the Visitor Experience and Resource Protection (VERP) Framework at Boston Harbor Islands, A National Park area*. Final report submitted to USDI National Park Service, Boston Harbor Islands National Park Area.
- LEUNG, Y.-F., MARION, J.L. & FERGUSON, J.Y. (1997). *Methods for assessing and monitoring backcountry trail conditions: an empirical comparison*. Making Protection Work: Proceedings of the 9th George Wright Society Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands, ed. D. Harmon, pp. 406-414. The George Wright Society, Hancock, MI.
- LEUNG, Y.-F., SHAW, N., JOHNSON, K., & DUHAIME, R. (2002). More than a database: Integrating GIS data with the Boston Harbor Islands visitor carrying capacity study. *The George Wright Forum*, 19(1): 69-78.
- LEUNG, Y.-F., HSU, Y., LUE, C. & LU, D. (2008). Does recreation ecology have a place in East Asia? Some insights from Taiwan. In: *Management for Protection and Sustainable Development. Proceedings of the Fourth international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. Montecatini Terme. Tuscany, Italy, 14-19 October 2008. pp. 54.

- LEWIS, P.N., RIDDLE, M.J. & SMITH, S.D.A. (2005). Assisted passage or passive drift: a comparison of alternative transport mechanisms for nonindigenous coastal species into the Southern Ocean. *Antarctic Science*, 17: 183-191.
- LEWIS, P.N., BERGSTROM, D.M. & WHINAM, J. (2006). Barging in a temperate marine community travels to the Subantarctic. *Biological Invasions*, 8: 787-795.
- LIDDLE, M.J. (1975). A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Biological Conservation*, 7: 17-36.
- LIDDLE, M.J. (1988). *Recreation and the Environment: The Ecology of Recreation Impacts. Section 2. Vegetation and Wear*. AES Working Paper 1/88. School of Australian Environmental Studies, Griffith University, Brisbane.
- LIDDLE, M.J. (1991). Recreation ecology: Effects of trampling on plants and corals. *Trends in Ecology & Evolution*, 6(1): 13-17.
- LIDDLE, M.J. (1997). *Recreation Ecology*. London: Chapman & Hall. 639 pp.
- LIDDLE, M.J., & GREIG-SMITH, P. (1975). A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem, I. Soils. *Journal of Applied Ecology*, 12: 893-908.
- LIDDLE, M.J. & THYER, N. (1986). Trampling and fire in a subtropical dry sclerophyll forest. *Environmental Conservation*, 13: 33-39.
- LIDDLE, M.J. & KAY, A.M. (1987). Resistance, survival and recovery of trampled corals on the Great Barrier Reef. *Biological Conservation*, 42: 1-18.
- LIME, D.W. (1976). *Principles of Recreational Carrying Capacity*. Proceedings of the Southern States Recreation Research Applications Workshop, USDA Forest Service General Technical Report SE-9, Asheville, North Carolina, pp.122-134.
- LIME, D.W. & STANKEY, G.H. (1971). *Carrying Capacity: Maintaining Outdoor Recreation Quality*. Recreation Symposium Proceedings. October 12-14. Syracuse, New York. pp.174-184.
- LINDBERG, K. & MCCOOL, S.F. (1998). A critique of environmental carrying capacity as a means of managing the effects of tourism development. *Environmental Conservation*, 25(4): 291-92.
- LINDBERG, K., MCCOOL, S.F. & STANKEY, G. (1997). Rethinking carrying capacity. *Annals of Tourism Research*, 24(2): 461-465.
- LINDENMAYER, D.B. & LIKENS, G.E. (2010). *Effective Ecological Monitoring*. CSIRO Publishing. Australia. 170 pp.
- LIPPERT, G. (1971). Occurrence of arthropods in mosses at Anvers Island, Antarctica Peninsula. *Pacific Insects Monograph*, 25: 137-144.
- LISTER, A., BLOCK, W. & USHER, M.B. (1988). Arthropod predation in an antarctic terrestrial community. *Journal of Animal Ecology*, 57: 957-971.
- LLIMONA, F., CAHILL, S. & TENÉS, A. (2008). Recreación y Fauna. Una aproximación global. En: BOADA, M. (ed.). *I Encuentro sobre impactos del uso público en espacios naturales*. Castillo de Castellet. Barcelona. 16 de septiembre. pp. 57-86.
- LOHMANN, R., JAWARD, F.M., DURHAM, L., BARBER, J.L., OCKENDEN, W., JONES, K.C., BRUHN, R., LAKASCHUS, S., DACHS, J. & BOOIJ, K. (2004). Potential contamination of shipboard air samples by diffusive emissions of PCBs and other organic pollutants: Implications and solutions. *Environmental Science & Technology*, 38(14): 3965-3970.
- LONSDALE, W.M. & LANE, A.M. (1994). Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, northern Australia. *Biological Conservation*, 69: 277-83.
- LÓPEZ, M. & ANDRÉS-ABELLÁN, M. (2000). Estudio de la capacidad de acogida y planificación de las áreas recreativas de Calasparra (Murcia). *Cuadernos de Turismo*, 6: 103-121.
- LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., MARTÍNEZ DE PISÓN, E., SERRANO, E. & ARCHE, A. (1996). *Geomorphological map of Byers Peninsula, Livingston Island*. BAS GEOMAP Series, Sheet 5-A, Scale 1:25 000. Cambridge, British Antarctic Survey.
- LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M., PULIDO, L., ANDRÉS-ABELLÁN, M. & GATTUSO, S. (2004). Cambios morfo-anatómicos en raíces de labiadas *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata*, *Rosmarinus officinalis* y *Thymus vulgaris* en un área recreativa con suelo compactado. En: VERDE, A. & DE MORA, J. (coord.). II Jornadas sobre el medio natural albacetense: Albacete, 28 de noviembre al 1 de Diciembre 2001. pp 257-260.

- LOVERING, J.F. & PRESCOTT, J.R.V. (1979). *Last of Lands: Antarctica*. Melbourne University Press. Carlton South, Australia.
- LUCAS, R.C. (1979). Perceptions of Non-Motorized Recreational Impacts: A Review of Research Findings. In: ITTNER, R. POTTER, D.R., AGEE, J. & ANSCHELL, S. (eds.). *Recreational Impacts on Wildlands*. USDA Forest Service Conference Proceedings, Nº. R-6-001-1979.
- LUCAS, R.C. & PRIDDLE, G.B. (1964). *Environmental Perception: A Comparison of Two Wilderness Areas*. Proceedings of the Annual Meeting of the Association of American Geographers. Syracuse, New York, March 1964, p. 6.
- LUCAS-BORJA, M.E., ANDRÉS, M. LÓPEZ, F.R., GARCÍA, F.A. & DEL CERRO, A. (2008). Impacto ambiental causado sobre la vegetación y el suelo como consecuencia del uso recreativo en "Las Torcas" dentro del Monumento Natural de los Palancares y Tierra Muerta (Cuenca). En: DESDENTADO, L.A., CASERMEIRO, M.A., ESPULGA, A.P. DÍAZ, M., GARCÍA, L.G., SOBRINI, I. & ANDRÉS, M. (coord.). *Evaluación de impacto ambiental en España: nuevas perspectiva*. Actas del IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, IV CONEIA. Madrid, abril 2007. pp. 215-222.
- LUCAS-BORJA, M.E., BASTIDA, F., MORENO, J.L., NICOLÁS, C., ANDRÉS-ABELLÁN, M., LÓPEZ, F.R. & DEL CERRO, A. (2011). The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in Mediterranean mountain areas. *Land Degradation & Development*, 22: 383-394.
- LYNCH, H.J., NAVEEN, R. & FAGAN, W.F. (2008). Censuses of penguin, blue-eyed shag *Phalacrocorax atriceps* and Southern giant petrel *Macronectes giganteus* populations on the Antarctic Peninsula, 2001-2007. *Marine Ornithology*, 36: 83-97.
- LYNCH H.J., CROSBIE K., FAGAN W.F. & NAVEEN R. (2010). Spatial patterns of tour ship traffic in the Antarctic Peninsula region. *Antarctic Science*, 22: 123-130.
- MACARTHUR, R. A., GEIST, V. & JOHNSON, R. H. (1982). Cardiac and behavioral responses of mountain sheep to human disturbance. *Journal of Wildlife Management*, 46: 351-358.
- MADDOX, D., POIANI, K. & UNNASCH, R. (1999). Evaluating management success: using ecological models to ask the right questions. In: SEXTON, W.T., MALK, A.J., SZARO, R.C. & JOHNSON, N.C. (eds.). *Ecological Stewardship. A common referente for ecosystem management*. Pergamon Press. Washington DC.
- MAHER, P. (2002). To the ice and back: An examination of Antarctic tourist experience. In: CHON, K. & OGLE, A. (eds.). *Proceedings of the First Asia Pacific forum for graduate students research in tourism*. Macao, SAR: The Institute for Tourism Studies. pp. 272-283.
- MAHER, P., STEEL, G. & MCINTOSH, A. (2003). Antarctica: tourism, wilderness & ambassadorship? In: WATSON, A. & SPROULL, J. (comps.). *Science and stewardship to protect and sustain wilderness values*. Seventh World Wilderness Congress symposium. 2001 November 2-8. Port Elizabeth, South Africa. Proc. RMRS-P-27. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 204-210.
- MALLEN-COOPER, J. & PICKERING, C.M. (2008). Linear decline in exotic and native species richness along an increasing altitudinal gradient in the Snowy Mountains, Australia. *Austral Ecology*, 33: 684-690.
- MALMIVAARA-LÄMSÄ, M., HAMBERG, L., HAAPAMÄKI, E., LISKI, J., KOTZE, D.J., LEHVÄVIRTA, S. & FRITZE, H. (2008). Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments – impacts on the soil microbial community. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(7): 1612-1621.
- MANNING, R.E. (1979). Impacts of recreation on riparian soils and vegetation. *Water Resources Bulletin*, 15: 30-43.
- MANNING, R.E. (1985). Diversity in a democracy: Expanding the recreation opportunity spectrum. *Leisure Sciences: An Interdisciplinary Journal*, 7(4): 377-399.
- MANNING, R.E. (1994). *Carrying capacity and sustainable tourism*. Consulting and Audit Canada.
- MANNING, R.E. (2001). Visitor experience and resource protection: A framework for managing the carrying capacity of national parks. *Journal of Park and Recreation Administration*, (19): 93-108.
- MANNING, R.E. (2004). Recreation Planning Frameworks. In: MANFREDO, M.J., VASKE, J.J., BRUYERE, B.L., FIELD, D.R. & BROWN, P.J. (eds.). *Society and Natural Resources - A Summary of Knowledge*. 10th Intl. Symposium on Society and Resource Management. Jefferson.
- MANNING, R.E. & BUDRUK, M. (2006). *Research to Support Carrying Capacity Analysis at Boston Harbor Islands National Park Area*. Technical Report NPS/NER/NRTR-2006/064. National Park Service. U.S. Department of the Interior. Northeast Region. Boston, Massachusetts.

- MANNING, R.E., LIME, D., & HOF, M. (1996). Social carrying capacity of natural areas: Theory and application in the U.S. national parks. *Natural Areas Journal*, 16: 118-127.
- MANNING, R.E., LEUNG, Y.-F. & BUDRUK, M. (2003). *Boston Harbor Islands National Park Area. Carrying Capacity Study*. Final Report.
- MANNING, R.E., JACOBI, C. & MARION J.L. (2006). Recreation monitoring at Acadia National Park. *The George Wright Forum*, 23(2): 59-72.
- MARGOLUIS, R. & SALAFSKY, N. (1998). *Measures of success: designing, managing, and monitoring conservation and development projects*. Island Press. Washington, D.C.
- MARION, J.L. (1991). *Developing a Natural Resource Inventory and Monitoring Program for Visitor Impacts on Recreation Sites: A Procedural Manual*. Report for the US Department of the Interior. National Park Service, Gatlinburg.
- MARION, J.L. (1995). Capabilities and management utility of recreation impact monitoring programs. *Environmental Management*, 19(5): 763-771.
- MARION J.L. (1997). *Trail and Campsite Assessment in Patagonia, Chile*. Unpublished.
- MARION, J.L. (1998). Recreation ecology research findings: Implications for wilderness and park managers. In: WALTON, I. (ed.). *Proceedings of the National Outdoor Ethics Conference, April 18-21, 1996, St. Louis, Gaithersburg*. League of America. pp. 188-196.
- MARION, J.L. (2006). Recreation Ecology Research in the Americas. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 93-97.
- MARION, J.L. (2007). *Monitoring Manual for Formal Trails: Great Falls Park Version 4/25/07*. USDI, U.S. Geological Survey, Patuxent Wildlife Research Centre, Virginia Tech Field Station, Dept. of Forestry, Blacksburg VA.
- MARION, J.L. & COLE, D.N. (1996). Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. *Ecological Applications*, 6(2): 520-530.
- MARION, J.L. & LEUNG, Y.-F. (1997). *An assessment of campsite conditions in Great Smoky Mountains National Park*. Research/Resources Management Report. Atlanta, GA: USDI National Park Service, Southeast Regional Office. 135 pp.
- MARION, J.L. & LEUNG, Y.-F. (2001). Trail resource impacts and an examination of alternative assessment techniques. *Journal of Park and Recreation Administration*, 19(3): 17-37.
- MARION, J.L. & LEUNG, Y.-F. (2004). Environmentally Sustainable Trail Management. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental impacts of ecotourism*. Ecotourism Series, N° 2. CABI Publishing. pp. 221-243.
- MARION, J.L. & OLIVE, N. (2006). *Assessing and Understanding Trail Degradation: Results from Big South Fork National River and Recreational Area*. USDI, National Park Service, Research/Resources Mgmt. Rpt., Big South Fork National River and Recreation Area. Onieda.
- MARION, J.L. & REID, S.E. (2007). Minimising Visitor Impacts to Protected Areas: The Efficacy of Low Impact Education Programmes. *Journal of Sustainable Tourism*, 15(1): 5-27.
- MARION, J.L., LEUNG, Y.-F. & NEPAL, S. (2006). Monitoring Trail Conditions: New Methodological Considerations. *The George Wright Forum*, 2(23): 36-49.
- MARTIN, S. (1996). *A History of Antarctica*. State Library of New South Wales Press, Sydney.
- MARWIJK, R. & TACZANOWSKA, K. (2006). Types of Typologies. From Recreationists & Tourists to Artificial Agents. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 498-500.
- MASON, P. & LEGG, S. (1999). Antarctic Tourism: activities, impacts, management issues, and a proposed research agenda. *Pacific Tourism Review*, 3: 71-84.
- McARTHUR, S. (2000). *Visitor management in action - an analysis of the development and implementation of visitor management models at Jenolan Caves and Kangaroo Island*. PhD Thesis, University of Canberra, Canberra, ACT.
- McARTHUR, S. & SEBASTIÁN, I. (1998). *Implementation of impact management models - who's doing or done what across Australia*. Paper presented at the Sixth Annual Conference of the Ecotourism Association of Australia, Margaret River, WA, 29 October - 1 November, 1998.

- McCONNELL, K.E. (1977). Congestion and Willingness to Pay: A Study of Beach Use. *Land Economics*, 53: 185-195.
- McCOOL, S.F. (1977). Selecting a Whitewater River Management Strategy. In: ROYER, L., BECKER, W.H. & SCHREYER, R. (eds.). *Managing Colorado River Whitewater: The Carrying Capacity Strategy. Symposium Proceedings*. Institute for the Study of Outdoor Recreation and Tourism. Logan, Utah. pp. 8-14.
- McCOOL, S.F. (1994). Planning for sustainable nature dependent tourism development: The Limits of Acceptable Change system. *Tourism Recreation Research*, 19 (2): 51-5.
- McCOOL, S.F. (2005). *Outdoor recreation in the new century: frameworks for working through the challenges*. 2005 Society of American Foresters National Convention, October 19-23, Ft. Worth, TX.
- McCOOL, S.F. & COLE, D.N. (1997). Experiencing Limits of Acceptable Change: Some thoughts after a decade of implementation. In: McCOOL, S.F. & COLE, D.N. (eds.). *Proceedings. Limits of Acceptable Change and Related Planning Processes: Progress and Future Directions* (General Technical Report INT-371) (pp. 72–78). Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Research Station.
- McCOOL, S. & LIME, D. (2001). Tourism Carrying Capacity: Tempting Fantasy or Useful Reality. *Journal of Sustainable Tourism*, 9: 372-388.
- McCOY, L.K., KRUMPE, E.E. & ALLEN, S. (1995). Limits of Acceptable Change planning. *International Journal of Wilderness*, 1(2): 18-22.
- McDOUGALL, K.L. & WRIGHT, G.T. (2004). The impact of trampling on fieldmark vegetation in Kosciuszko National Park. *Australian Journal of Botany*, 52: 315-320.
- McEWEN, D., COLE, D.N. & SIMON, M. (1996). *Campsite Impacts in Four Wildernesses in the South-Central United States*. Research Paper INT-RP-490. Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Research Station. 12 pp.
- McGUIRE, W.J. (1985). Attitudes and attitude change. In: LINDZEY, G. & ARONSON, E. (eds.). *The Handbook of Social Psychology. Vol. 2. 3rd Edition*. New York: Random House. pp. 233-46.
- McKEE, R. (2006). *South Georgia Government Update 2006*. 17th Annual General IAATO Meeting, Washington DC.
- McLELLAN, B.N. & SHACKLETON, D.M. (1988). Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and climography. *Journal of Applied Ecology*, 25: 451-460.
- McMILLAN, M.A. & LARSON, D.W. (2002). The effects of rock climbing on the vegetation of the Niagara Escarpment in Southern Ontario, Canada. *Conservation Biology*, 16: 389-398.
- McNEIL, J. (1996). *Costa Rica: The Rough Guide*. London: Rough Guides.
- MELVILLA, S. & RUOHONEN, J. (2004). The development of a remote-download system for visitor counting. In: SIEVANĚN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 37-43.
- MENDE, P. & NEWSOME, D. (2006). The assessment, monitoring and management of hiking trails: a case study from the Stirling Range National Park, Western Australia. *Conservation Science*, 5(3): 285-295.
- MERRIAM, L.C. & SMITH, C.K. (1974). Visitor impact on newly developed campsites in the Boundary Waters Canoe Area. *Journal of Forestry*, 72: 627-630.
- MEYER, K.G. (2002). *Managing Degraded Off-highway Vehicle Trails in Wet, Unstable or Sensitive Environments*. Publication 0223-2821-MTDC. USDA Forest Service. Technology and Development program. Missoula, Minnesota.
- MEYER, K.J. (2004). *An Evaluation of Methods for Estimating Ground Cover and Soil Compaction as Visitor Impact Indicators*. Thesis for the Degree of Masters of Science. North Carolina State University. Raleigh, North Carolina.
- MICOL, T. & JOUVENTIN, P. (2001). Long-term population trends in seven Antarctic seabirds at Pointe Géologie (Terre Adélie): human impact compared with environmental change. *Polar Biology*, 24: 175-185.
- MIECZKOWSKI, Z. (1995). *Environmental issues of tourism and recreation*. University Press of American. Boston

- MILITARY GEOGRAPHIC SERVICE OF THE BULGARY ARMY (2009). *Antarctica. Livingston Island and Greenwich, Robert, Snow and Smith Islands*. 2nd Edition. Scale 1:120.000. Contour interval: 50 m. Ellipsoid: WGS 1984. Projection: UTM. Zone: 20 S.
- MILLER, G. & TWINING-WARD, L. (2005). *Monitoring for a Sustainable Tourism Transition: the Challenge of Developing and Using Indicators*. CABI Publishing, Oxford.
- MILLER, S.G., KNIGHT, R.L. & MILLER, C.K. (1998). Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications*, 8(1): 162-169.
- MILLER, R.E., HAZARD, J., & HOWES, S. (2001). *Precision, Accuracy, and Efficiency of Four Tools for Measuring Soil Bulk Density or Strength*. Report for the USDA Forest Service, Portland.
- MIRREH, H.F. & KETCHESON, J.W. (1972). Influence of soil bulk density and matric pressure on soil resistance to penetration. *Canadian Journal of Soil Science*, 52: 477-483.
- MOEN, A.N., WHITTEMORE, S. & BUXTON, B. (1982). Effects of disturbance by snowmobiles on heart rate of captive white-tailed deer. *New York Fish and Game Journal*, 29: 474-488.
- MOLENAAR, E.J. (2005). Sea-Borne Tourism in Antarctica: Avenues for Further Intergovernmental Regulation. *International Journal for Marine and Coastal Law*, 20(2): 247-295.
- MOLINA, E. & PARDO DE DONLEBÚN, R. (dir.) (2003). *Gestión del Uso Público en la RENPA. Estrategia de Acción*. Dirección General de la Red de Espacios Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MONZ, C.A. (1998). Monitoring recreation resource impacts in two coastal areas of western North America: An initial assessment. In: WATSON, A.E., ALPHET, G.H. & HENDEE, J.C. (comps.). *Personal, Societal and Ecological Values of Wilderness: Sixth World Wilderness Congress Proceedings on Research, Management and Allocation, Vol. 1*. RMRS-P-4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 117-122.
- MONZ, C.A. (2000). Recreation resource assessment and monitoring techniques for mountain regions. In: GODDE, P.M., PRICE, M.F. & ZIMMERMANN, F.M. (eds.). *Tourism and Development in Mountain Regions*. CABI Publishing. New York. pp. 47-68.
- MONZ, C.A. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management*, 64: 207-217.
- MONZ, C.A. (2006). Recreation Ecology and Visitor Impact Research: Past, Present and Future. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 98-99.
- MONZ, C. & LEUNG, Y.-F. (2006). Meaningful measures: Developing indicators of visitor impacts in the National Park Service Inventory and Monitoring Program. *The George Wright Forum*, 23: 17-27.
- MONZ, C. A., COLE, D. N., JOHNSON, L.A. & SPILDIE, D.R. (1994). Vegetation response to trampling in five native plant communities in the Wind River Range, Wyoming, USA. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 75: 158.
- MONZ, C., ROGGENBUCK, J., COLE, D., BRAME, R. & YODER, A. (2000). *Wilderness Party Size Regulations: Implications for Management and a Decisionmaking Framework*. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15-VOL-4. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- MONZ, C., LEUNG, Y.-F., BAUMAN, H. & INGLE, C. (2003). *National Park Service Coastal Visitor Impact Monitoring, Phase 2 Preliminary Report*. Unpublished report, National Parks Service, US Department of the Interior. Northeast Coastal and Barrier Network.
- MONZ, C.A., COLE, D.N., LEUNG, Y.-F. & MARION, J.L. (2010). Sustaining Visitor Use in Protected Areas: Future Opportunities in Recreation Ecology Research Based on the USA Experience *Environmental Management*, 45: 551-562.
- MORE, T. & MANNING, R. (2002). The Public Functions of Parks and Protected Areas. In: SIEVANĚN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 301-305.
- MOSISCH, T. & ARTHINGTON, A. (2004). Impacts of recreational powerboating on freshwater ecosystems. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental Impacts of Ecotourism*. Ecotourism Series, Nº 2. CABI Publishing: New York. pp. 125-154.

- MÚGICA, M. (1994). *Modelos de demanda paisajística y uso recreativo de los espacios naturales*. Centro de Investigación de Espacios Naturales Protegidos Fernando González Bernáldez. Serie Documentos, 16. Soto del Real, Madrid.
- MUHAR, A., SCHAUPPENLEHNER, T. & BRANDENBURG, C. (2006). Trends in Alpine Tourism: The Mountaineers' Perspective and Consequences for Tourism Strategies. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 23-27.
- MULERO, A. (2002). *La protección de espacios naturales en España*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 309 pp.
- MUÑOZ, M. (2008). *Evaluación y financiación del Uso Público en espacios naturales protegidos. El caso de la Red española de Parques Nacionales*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid. 335 pp.
- NATIONAL PARK SERVICE (1997a). *The Visitor Experience and Resource Protection (VERP) Framework: A Handbook for Planners and Managers*. Denver, CO: NPS, Denver Service Center.
- NATIONAL PARK SERVICE. (1997b). *A Summary of the Visitor Experience and Resource Protection (VERP) Framework*. Denver, CO: NPS, Denver Service Center.
- NATIONAL PARK SERVICE (2007). *General Questions*. Disponible en: www.nps.gov/nts/nts_faq.html (consultado el 23/10/2011)
- NAVARRO, E. (2000). *Problemática de los destinos consolidados de turismo rural: capacidad de carga y política de flujos*. Centro Universitario de la Universidad de Granada (Guadix). Disponible en: www.buenastareas.com/ensayos/Problem%C3%A1tica-De-Los-Destinos-Consolidados-De/2079108.html (consultado el 22/10/2011)
- NAVAS, A., LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., CASAS, J., MACHÍN, J., DURÁN, J.J., SERRANO, E. CUCHI, J.A. & MINK, S. (2008). Soil characteristics on varying lithological substrates in the South Shetland Islands, maritime Antarctica. *Geoderma*, 144: 123-139.
- NAVEEN, R. (1997a). *Compendium of Antarctic Peninsula Visitor Sites: A Report to the Governments of the US and the United Kingdom*. US Department of State and UK Foreign and Commonwealth Office.
- NAVEEN, R. (1997b). *The Oceanites Site Guide to the Antarctic Peninsula*, Oceanites, Inc., Chevy Chase, Maryland, USA.
- NAVEEN, R. (1999). *Visitor landings in the Antarctic Peninsula 1989–1999*. Chevy Chase, Maryland: Oceanites, Inc.
- NAVEEN, R. (2005). *Indicators of cumulative impacts on bird and plant populations: approaches taken by the ASI*. NSF/COMNAP/SCAR Workshop. Texas A & M Univ., College Station. March 2005.
- NAVEEN, R. & LYNCH, H.J. (2011). *Antarctic Site Compendium, 3rd Edition*. Oceanites. The McMaster Innovation Press. Canada.
- NEWSOME, D., MOORE, S.A. & DOWLING, R.K. (2002). *Natural Area Tourism: Ecology, Impacts and Management*. Channel View Publications. Clevedon, England.
- NEWSOME, D., COLE, D. & MARION, J. (2004). Environmental Impacts Associated with Recreational Horse Riding. In: BUCKLEY, R. (ed.). *Environmental impacts of ecotourism*. Ecotourism Series, N° 2. CABI Publishing: New York. pp. 61-82.
- NEW ZEALAND (2010). *The concept of Human Footprint in the Antarctic. Information Paper 49*. XXXIII Antarctic Treaty Consultative Meeting. 3-14 May, 2010. Punta del Este. Uruguay.
- NICOL, S. & FOSTER, J. (2003). Recent trends in the fishery for Antarctic krill. *Aquatic Living Resources*, 16: 42-45.
- NIEMI, G.J. & MCDONALD, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 89-111.
- NIMON, A.J., & STONEHOUSE, B. (1995). Penguin responses to humans in Antarctica: Some issues and problems in determining disturbance caused by visitors. In: DANN, P., NORMAN, I. & REILLY, P. (eds.). *The penguins: Ecology and management*. Chipping Norton, United Kingdom: Surrey Beatty. pp. 420-439.
- NIMON, A.J., SCHROTER, R.C. & OXENHAM, R.K.C. (1996). Artificial eggs: measuring heart rate and effects of disturbance in nesting penguins. *Physiology Behaviour*, 60: 1019-1022.

- NOON, B.R. (2003). Conceptual issues in monitoring ecological resources. In: BUSCH, D.E. & TREXLER J.C. (eds.). *Monitoring ecosystems. Interdisciplinary approaches for evaluating ecoregional initiatives*. Island Press. Washington. Covelo. London.
- NORTH COUNTRY NATIONAL SCENIC TRAIL (1996). *A Handbook for Trail Design, Construction, and Maintenance*. United States Department of the Interior. National Park Service.
- NORTHCOTT, K.A., SNAPE, I., SCALES, P.J. & STEVENS, G.W. (2005). Dewatering behaviour of water treatment sludges associated with contaminated site remediation in Antarctica. *Chemical Engineering Science*, 60: 6835-6843.
- NORRIS, R. (1994). Ecotourism in the National Parks of Latin America. *National Parks*, 1: 33-37.
- NOSS, R. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115: 135-146.
- NOSS, R. (2000). Maintaining the Ecological Integrity of Landscapes and Ecoregions. In: WESTRA, L., PIMENTEL, D. & NOSS, R. (eds.). *Ecological Integrity*. Island Press. pp. 191-208.
- NOTZKE, C. (1999). Indigenous tourism development in the Arctic. *Annals of Tourism Research*, 26(1): 55-76.
- O'BRIEN, J.S., TODD, J.J. & KRIWOKEN, L.K. (2004). Incineration of waste at Casey Station, Australian Antarctic Territory. *Polar Record*, 40: 221-234.
- OBUA, J. & HARDING, D.M. (1997). Environmental impact of ecotourism in Kibale National Park, Uganda. *Journal of Sustainable Tourism*, 5: 213-223.
- OLECH, M. (1996). Human impact on terrestrial ecosystems in West Antarctica. *Polar Biology*, 9: 299-306.
- OLIVE, N. (2005). *An Assessment of Coastal Recreation Site Conditions in the Gulf of California and Baja Peninsula, Mexico: A Gulf Area Monitoring Program*. In: National Outdoor Leadership School Report. Lander.
- OLSON, R. & ROHWER, F.C. (1998). Effects of human disturbance on the success of artificial duck nests. *Journal of Wildlife Management*, 62(3): 1142-1146.
- OLTREMARI, J. & THELEN, K. (2003). *Planificación de áreas silvestres protegidas. Un manual para la planificación de áreas protegidas en Chile con especial referencia a áreas protegidas privadas*. CONAMA y FAO.
- OMT (ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE TURISMO) (1999). *Guide for Local Authorities on Developing Sustainable Tourism: Supplementary Volume on Asia and the Pacific*. Madrid.
- O'NEILL, T.A. & BALKS, M.R. (2010). *A provisional method for assessing the impact on, and recovery of, Antarctic Desert Pavements from human-induced disturbances*. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 1-6 August 2010, Brisbane, Australia.
- O'NEILL, T.A., BALKS, M.R. & LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. (2010). *A provisional method for assessing the impact on, and recovery of, Antarctic Desert Pavements from human-induced disturbances*. IPY Oslo Science Conference. 8-12 June, Oslo, Norway.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P. & STAMATIS, N. (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, 3: 27-33.
- OTLEY, H. (2005). Nature-based tourism: experiences at the Volunteer Point penguin colony in the Falkland Islands. *Marine Ornithology*, 33: 181-187.
- PAPOUCHIS, C.M., SINGER, F.J. & SLOAN W.B. (2001). The responses of Desert Bighorn Sheep to increased human recreation. *Journal of Wildlife Management*, 65(3): 573-582.
- PARSONS, P.N., BARRETT, J.E., WALL, D.H. & VIRGINIA, R.A. (2004). Soil carbon dioxide flux in Antarctic dry valley ecosystems. *Ecosystems*, 7: 286-295.
- PASCUAL, J. A. (2007). *La gestión del uso público en espacios naturales*. Miraguano Ediciones. Madrid. 224 p.
- PATTERSON, D.L., EASTER-PILCHER, A.L., & FRASER, W. R. (2003). *The effects of human activity and environmental variability on long-term changes in Adélie Penguin populations at Palmer Station, Antarctica*. In: HUISKES, A.H.L., GIESKES, W.W.C., ROZEMA, J., SCHORNO, R.M.L., VAN DER VIES, S.M. & WOLFF, W.J. (eds.). *Antarctic Biology in a Global Context*. Proceedings VIIIth SCAR International Biology Symposium, Backhuys Publishers, Leiden, pp. 301-307.
- PAUCHARD, A. & ALABACK, P.B. (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.

- PERTIERRA, L., TEJEDO, P., BENAYAS, J. & BOADA, M. (2011). Evolución del turismo en la Antártida: impactos y tendencias futuras. *Quercus*, 300: 52-60.
- PERTIERRA, L., LARA, F., TEJEDO, P., BENAYAS, J. & QUESADA, A. (enviado). Maritime Antarctic bryophyte and bryolichen communities' sensibility to human trampling and their response to disturbances. *Antarctic Science*.
- PETROVA, E. (2006). Historic Landscapes in Urban Regions: Recreation and Use Conflicts in Mikhalkovo, Moscow. In: SIEVANĚN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 277-278.
- PFEIFFER, S. & PETER, H.U. (2003). *Umsetzung des Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetzes (AUG), Teilvorhaben 3: Bestandsaufnahme und Managementpläne für zwei touristisch genutzte Gebiete der Antarktis*. Berlin, Umweltbundesamt. 247 pp.
- PFEIFFER, S. & PETER, H.U. (2004). Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands). *Polar Record*, 40: 1-9.
- PFLÜGER, Y. (2004). Value based decision making process for strategic visitor management in the Natura 200 area Lech River Valley, Tyrol. In: SIEVANĚN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 307-312.
- PHILLIPS, N. & NEWSOME, D. (2002). Understanding the impacts of recreation in Australian protected areas: Quantifying damage caused by horse riding in D'Entrecasteaux National Park, Western Australia. *Pacific Conservation Biology*, 7: 256-273.
- PICKERING, C.M. & BUCKLEY, R. (2003). Swarming to the summit: managing tourists at Mt Kosciuszko, Australia. *Mountain Research and Development*, 23: 230-233.
- PICKERING, C.M. & HILL, W. (2007a). Roadside weeds of the Snowy Mountains, Australia. *Mountain Research and Development*, 27: 359-367.
- PICKERING, C.M. & HILL, W. (2007b). Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management*, 85: 791-800.
- PICKERING CM, HILL W, NEWSOME D & LEUNG Y.-F. (2010). 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.
- PIGRAM, P. (1983). *Outdoor Recreation and Resource Management*. St. Martin's Press, New York. 262 pp.
- POLAND, J.S., RIDDLE, M.J. & ZEEB, B.A. (2003). Contaminants in the Arctic and the Antarctic: a comparison of sources, impacts, and remediation options. *Polar Record*, 39: 369-383.
- POTITO, A.P. & BEATTY, S.W. (2005). Impacts of recreation trails on exotic and ruderal species distribution in grassland areas along the Colorado Front Range. *Environmental Management*, 36: 230-236.
- PRATT, R. (1976). *The Ecological Impacts of Recreation in Natural Environments*. M.E.S. Thesis. Faculty of Environmental Studies. York University. Downsview, Ontario.
- PRICE, C. (1977). Public Preference and the Management of Recreational Congestion. *Regional Studies*, 13: 125-139.
- PRICE, M.F. (1983). Management planning in the Sunshine Area of Canada's Banff National Park. *Parks*, 7(4): 6-10.
- PRICE, M.F. (1985). Impacts of recreational activities on alpine vegetation in western north America. *Mountain Research and Development*, 5: 263-277.
- PRIEUR-RICHARD, A.H. & LAVOREL, S. (2000). Invasions: the perspective of diverse plant communities. *Austral Ecology*, 25(1): 1-7.
- PRISKIN, J. (2003). Physical impacts of four-wheel drive related tourism and recreation in a semi-arid, natural coastal environment. *Ocean and Coastal Management*, 46: 127-155.
- PROSSER, R. (1994). Societal Change and the Growth in Alternative Tourism. In: CATER, E. & LOWMAN, G. (eds.). *Ecotourism: A Sustainable Option?* Chichester: John Wiley & Son Ltd.

- PRYOR, M.E. (1962). Some environmental features of Hallett Station, Antarctica, with special reference to soil arthropods. *Pacific Insects*, 4: 681-728.
- RECK, G. & PROAÑO, R. (2007). *Los impactos del turismo en Isla Barrientos, Shetland Sur*. VI Simposio Argentino y III Latinoamericano sobre Investigaciones Antárticas. Dirección Nacional del Antártico. Instituto Antártico Argentino. 10 al 14 de Septiembre de 2007.
- REGEL, J. & PUTZ, K. (1997). Effect of human disturbance on body temperature and energy expenditure in penguins. *Polar Biology*, 18: 246-253.
- REICH, R.J. (1979). *Tourism in the Antarctic: its present impact and future development*. Thesis for the Diploma in Polar Studies, Scott Polar Research Institute. Cambridge University.
- RICH, A.C., DOBKIN, D.S. & NILES, L.J. (1994). Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, 8: 1109-1121.
- RICHARD, K.J., CONVEY, P. & BLOCK, W. (1994). The terrestrial arthropod fauna of the Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Polar Biology*, 14: 371-379.
- RICHARDSON, M. (2000). Regulating Tourism in the Antarctic: Issues of Environment and Jurisdiction. In: VIDAS, D. (ed.). *Implementing the Environmental Protection Regime for the Antarctic*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- RODRÍGUEZ, J. (2007). *Grado de impacto en el suelo y la vegetación en áreas de uso público del Parque Nacional de Tierra del Fuego (Argentina)*. Escola Politècnica Superior de la Universitat de Vic y CADIC. Proyecto Fin de Carrera.
- ROGGENBUCK, J.W., WILLIAMS, D.R. & WATSON, A.E. (1993). Defining acceptable conditions in wilderness. *Environmental Management*, 17: 187-197.
- ROS, M., GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., ANDRÉS-ABELLÁN, M. & DEL CERRO-BARJA, A. (2004). Short term effects of human trampling on vegetation and soil microbial activity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35: 1591-1603.
- ROSSWALL, T. & HEAL, O.W. (eds.) (1975). *Structure and Function of Tundra Ecosystems*. Swedish Natural Science Research Council. Stockholm. 450 pp.
- ROUNSEVELL, D.E. & GREENSLADE, P. (1988). Cuticle structure and habitat in the Nanorchestidae (Acari: Prostigmata). *Hydrobiologia*, 165: 209-212.
- ROUNSEVELL, D. & BINNS, D. (1991). Mass deaths of king penguins (*Aptenodytes patagonica*) at Lusitania Bay, Macquarie Island. *Aurora*, 10: 8-10.
- ROUPHAEL, A.B. & INGLIS, G.J. (1997). Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies. *Biological Conservation*, 82: 329-336.
- ROURA, R.M., DOS SANTOS, M., PÉREZ, C.M. & TIN, T. (2008). *Tourism and the human footprint at Deception Island, South Shetland Islands, Antarctica*. SCAR/IASC IPY Open Science Conference. Polar Research: Arctic and Antarctic Perspectives in the International Polar Year. St.Petersburg, Russia, July 8 - 11, 2008.
- RUBIALES, J.M., BODOQUE, J.M., BALLESTEROS, J.A. & DÍEZ-HERRERO, A. (2008). Response of *Pinus sylvestris* roots to sheet-erosion exposure: an anatomical approach. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 8: 223-231.
- RUSEK, J. (2002). Do we have Cryptopygus - representatives (Collembola: Isotomidae) in Europe? Proceedings of the Xth International Colloquium on Apterygota, České Budejovice 2000. Apterygota at the beginning of the third millennium. *Pedobiologia*, 44: 302-310.
- RUSSEL, C. & ENNS, M. (2002). *Grizzly Heart*. Island Press. Washington DC.
- SAMSUNDAR, J. (2011). *Análisis de la diversidad microbiana y su relación con las características físico-químicas en suelos del archipiélago Shetland del Sur (Antártida) con un diferente impacto antrópico*. Trabajo fin de master. Máster en Contaminación y Toxicología Ambientales. Facultat de Biologia. Universitat de València. 46 pp.
- SANECKI, G.M., WOOD, H., & GREEN, K. (1999). The behaviour of small mammals is affected by the presence of a linear disturbance in Kosciuszko National Park. In: WILLS, R.T., YATES, S. & HOBBS, R.J. (eds.). *Ecological Connections*. Ecological Society of Australia, Fremantle. pp. 106.
- SANECKI, G.M., GREEN, K. WOOD, H. & LINDENMAYER, D. (2008). The implications of snow-based recreation for small mammals in the subnivalian space in south-east Australia. *Biological Conservation* (manuscrito enviado para su revisión).

- SANZ, F.J. & TEJEDO, P. (2000). *Calculo de la capacidad de acogida del sendero de Barranco del Infierno. Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno*. Cabildo Insular de Tenerife y Ecotono.
- SCAR (SCIENTIFIC COMMITTEE ON ANTARCTIC RESEARCH) (1996). *Monitoring of Environmental Impacts from Science and Operations in Antarctica*. Scientific Committee of Antarctic Research, Scott Polar Research Institute, Cambridge.
- SCAR (2006a). *SCAR report on marine acoustics on the Southern Ocean*. Working Paper 41 for XXIX Antarctic Treaty Consultative Meeting, Edinburgh, 12-23 June 2006, 17 pp.
- SCAR (2006b). *Proposal to delist fur seals as specially protected species*. Working Paper 39 for XXIX Antarctic Treaty Consultative Meeting, Edinburgh, 12-23 June 2006, 13 pp.
- SCBD (UNEP/SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2001). *Global Biodiversity Outlook*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal.
- SCHREYER, R. (1976). Sociological and Political Factors in Carrying Capacity Decision Making. In: *Proceedings of the Third Resources Management Conference*. USDI National Park Service, Southwest Region. Fort Worth, Texas. pp. 228-258.
- SCHREYER, R. (1979). Principles of Recreational Carrying Capacity. In: *Proceedings, First Annual National Conference in Recreation Planning and Development*. American Society of Civil Engineers. New York. pp. 261-269.
- SCHREYER, R. & ROGGENBUCK, J.W. (1978). The Influence of Experience Expectations on Crowding Perceptions and Social-Psychological Carrying Capacities. *Leisure Sciences*, 1(4): 373-394.
- SCOTT, S. (2001). How Cautious is Precautious? Antarctic Tourism and the Precautionary Principle. *International and Comparative Law Quarterly*, 50: 963-971.
- SCOTT, J.J. & KIRKPATRICK, J.B. (1994). Effects of human trampling on the sub-Antarctic vegetation of Macquarie Island. *Polar Record*, 30: 207-220.
- SCULLY, T. & IAATO (2008). *IP19 Chairman's Report from the Miami Meeting (March 17-19, 2008) on Antarctic Tourism*. Antarctic Treaty Consultative Meeting, Kyiv, Ukraine.
- SERRANO, E. (2003). Natural landscape and geocological belts on ice free areas of the maritime Antarctica (South Shetland Island). *AGE Bulletin*, 35: 5-32.
- SECRETARÍA DEL TRATADO ANTÁRTICO (2011). *Directrices para Sitios que reciben visitas*. Disponible en: www.ats.aq/s/ats_other_siteguidelines.htm (consultado el 6/09/2011)
- SHELBY, B. (1980). Crowding Models for Backcountry Recreation. *Land Economics*, 56: 43-55.
- SHELBY, B. & NIELSEN, J.M. (1976). *River Contact Study Final Report, Part II and III*. Mimeographed Report to the National Park Service, Grand Canyon National Park, Arizona.
- SHELBY, B. & HEBERLEIN, T. (1980). *Social Carrying Capacity in Recreation Settings*. Unpublished Manuscript.
- SHELBY, B. & COLVIN, R. (1982). Encounter Measures in Carrying Capacity Research: Actual, reported and Diary Contacts. *Journal of Leisure Research*, 14(4): 350-360.
- SHELBY, B. & HEBERLEIN, T.A. (1984). A Conceptual Framework for Carrying Capacity Determination. *Leisure Sciences*, 6(4): 433-451.
- SHELBY, B. & HEBERLEIN, T.A. (1986). *Carrying Capacity in Recreation Settings*. Corvallis, OR: Oregon State University Press.
- SHELBY, B., VASKE, J.J. & HEBERLEIN, T.A. (1989). Comparative analysis of crowding in multiple locations: Results from fifteen years of research. *Leisure Sciences*, 11: 269-91.
- SHEPPARD, D. (2001). *Twenty-first century strategies for protected areas in East Asia*. George Wright Forum (18/2). pp. 40-55.
- SHEPPARD, D. (2006). The New Paradigm for Protected Areas: Implications for Managing Visitors in Protected Areas. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 33-45.
- SHOJI, Y. & YAMAKI, K. (2004). Visitor Perceptions of the Inscription on the World Heritage List: The Use of Stated Choice Methods. In: SIEVANÉN, T., ERKKONEN, J., JOKIMÄKI, J., SAARINEN, J., TUULENTIE, S. & VIRTANEN, E. (eds.). *Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland. pp. 313-318.

- SIDAWAY, R. (1995). Managing the impacts of recreation by agreeing the Limits of Acceptable Change. In: ASWORTH, G.J. & DIETVORST, A.G.J. (eds.). *Tourism and spatial transformations. Implications for policy and planning*. Edt. CAB International. Wallingford, U.K.
- SINGH, S. (1999). Assessing management effectiveness of wildlife protected areas in India. *Parks*, 9(2): 34-49.
- SIRAKAYA, E., JAMAL, T.B. & CHOI, H.S. (2001). Development indicators for destination sustainability. In: WEAVER, D. (ed.). *Encyclopaedia of Ecotourism*. CAB International. Wallingford, UK. pp. 411-432.
- SJOLING, S. & COWAN, D.A. (2000). Detecting human bacterial contamination in Antarctic soils. *Polar Biology*, 23: 644-650.
- SKOV-PETERSEN, H. (2006). Genesis of Trails in Nature: Monitoring of Visitors' Effect on Nature. In: SIEGRIST, D., CLÍVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third international Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 115-116.
- SLADEN, W.L. & LERESCHE, R.E. (1970). New and developing techniques in Antarctic ornithology. *Antarctic Ecology*, 1: 585-596.
- SMITH, A.J. & NEWSOME, D. (2002). An integrated approach to assessing, managing and monitoring campsite impacts in Warren National Park, Western Australia. *Journal of Sustainable Tourism*, 10: 343-359.
- SMITH, R.I.L. (1972). Vegetation of the South Orkney Islands with particular reference to Signy Island. *British Antarctic Survey Scientific Reports*, 68. 124 pp.
- SMITH, R.I.L. (1988) Destruction of Antarctic terrestrial ecosystems by a rapidly increasing fur seal population. *Biological Conservation*, 45: 55-72.
- SMITH, V.L. (ed.) (1994). Special Issue: Antarctic tourism. *Annals of Tourism Research*, 21(2): 221-455.
- SNAPE, I., MORRIS, C.E. & COLE, C.M. (2001). The use of permeable reactive barriers to control contaminant dispersal during site remediation in Antarctica. *Cold Regions Science and Technology*, 32: 157-174.
- SNYDER, J. (2007). *Tourism in the Polar Regions. The Sustainability Challenge*. Paris: United Nations Environmental Programme/The International Society.
- SOIL SURVEY STAFF (2006). *Keys to soil taxonomy, 10th Edition*. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Service. 332 pp.
- SØMME, L. (1981). Cold tolerance of Alpine, Arctic and Antarctic Collembola and mites. *Cryobiology*, 18: 212-220.
- SOUTHWELL, C. (2005). Response behaviour of seals and penguins to helicopter surveys over the pack ice off East Antarctica. *Antarctic Science*, 17: 328-334.
- SPEIGHT, M. (1973). *Outdoor Recreation and its Ecological Effects: a bibliography and review*. Discussion Papers in Conservation, N° 4. University College, London. 35 pp.
- SPLETTSTOESSER, J. (2000). IAATO's Stewardship of the Antarctic Environment: a History of Tour Operator's Concern for a Vulnerable Part of the World. *International Journal of Tourism Research*, 2: 47-55.
- SPLETTSTOESSER, J., LANDAU, D. & HEADLAND, R. (2004). Tourism in the Forbidden Lands: the Antarctica Experience. In: SINGH, T.V. (ed.). *New Horizons in Tourism. Strange Experiences and Stranger Practices*. Wallingford: CABI.
- STANKEY, G.H. (1973). *Visitor Perception of Wilderness Recreation Carrying Capacity*. USDA Forest Service Research Paper INT-142, Ogden, Utah.
- STANKEY, G.H. (1982). *Recreational Carrying Capacity Research Review*. Ontario Geography, N°. 19, 1982. Department of Geography, University of Western Ontario:57-72.
- STANKEY, G.H. & BADEN, J. (1977). *Rationing wilderness use: methods, problems and guidelines*. USDA Forest Service Research Paper INT-192. Intermountain Forest and Range Experimental Station. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Ogden, Utah.
- STANKEY, G.H. & MCCOOL, S.F. (1984). Carrying Capacity in Recreational Settings: Evolution, Appraisal and Application. *Leisure Sciences*, 6(4): 453-473.
- STANKEY, G.H. & SCHREYER, R. (1987). Wilderness visitor attitudes and behavior: a state-of-knowledge review. In: LUCAS, R.C. (comp.). *Proceedings-national wilderness research conference: issues, state-*

- of-knowledge, and future directions. 1985 July 23-26. Fort Collins, CO. General Technical Report INT-220. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. pp. 246-293.
- STANKEY, G.H. & MCCOOL, S.F. (1990). Managing for appropriate wilderness conditions: The carrying capacity issue. In: HENDEE, J.C., STANKEY, G.H. & LUCAS, R.C. (eds.). *Wilderness Management*. Golden, CO: North American Press. pp. 215-240.
- STANKEY, G.H., COLE, D.N., LUCA, R.C., PETERSEN, M.E. & FRISSELL, S. (1985). *The Limits of Acceptable Change (LAC) System for Wilderness Planning*. General Technical Report, INT-176. Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.
- STARK, J.S., RIDDLE, M.J. & SIMPSON, R.D. (2003). Human impacts in softsediment assemblages at Casey Station, East Antarctica: spatial variation, taxonomic resolution and data transformation. *Austral Ecology*, 28: 287-304.
- STARK, J.S., SNAPE, I., RIDDLE, M.J. & STARK, S.C. (2005). Constraints on spatial variability in soft-sediment communities affected by contamination from an Antarctic waste disposal site. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 276-290.
- STEINHOLTZ, R.T. & VACHOWSKI, B. (2001). *Wetland Trail Design and Construction*. Publication 0123-2833-MTDC. USDA Forest Service. Technology and Development program. Missoula, Minnesota.
- STEM, C., MARGOLUIS, R., SALAFSKY, N. & BROWN, M. (2005). Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Conservation Biology*, 19 (2): 295-309.
- STEPHENSON, P.J. (1993). The small mammal fauna of Réserve Spéciale d'Analamazaotra, Madagascar: the effects of human disturbance on endemic species diversity. *Biodiversity and Conservation*, 2(6): 603-615.
- STEWART, E.J., DRAPER, D. & JOHNSTON, M.E. (2005). A review of tourism research in the polar regions. *Arctic*, 58(4): 383-394.
- STOHLGREN, T.J. & PARSONS, D.J. (1986). Vegetation and soil recovery in wilderness campsites closed to visitor use. *Environmental Management*, 10: 375-380.
- STONEHOUSE, B. (1993). Shipborne tourism in Antarctica: Scott Polar Research Institute Studies 1992-1993. *Polar Record*, 28: 330-332.
- STONEHOUSE, B. (1994). Ecotourism in Antarctica. In: CATER, E. & LOWMAN, G. (eds.). *Ecotourism: A Sustainable Option?* New York: John Wiley & Sons Ltd. pp. 195-212.
- STONEHOUSE, B. & CROSBIE, K. (1995). Tourist Impacts and Management in the Antarctic Peninsula Area. In: HALL, C.M. & JOHNSTON, M. (eds.). *Polar Tourism*. New York: John Wiley.
- STRONG, J. (1967). Ecology of terrestrial arthropods at Palmer station, Antarctic Peninsula. *Antarctic Research Series*, 10: 357-371.
- SUMNER, E.L. (1936). *Special Report on a Wildlife Study of the High Sierra in Sequoia and Yosemite National Parks and Adjacent Territory*. Mimeographed Report to the National Parks Service, Washington, D.C.
- SUMNER, E.L. (1942). The biology of wilderness protection. *Sierra Club Bulletin*, 27(4): 14-22.
- SUN, D. & LIDDLE, M.J. (1993). A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. *Environmental Management*, 17: 497-510.
- SUN, D. & WALSH, D. (1998). Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. *Journal of Environmental Management*, 53: 323-338.
- SUTTER, G.W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers. Boca Ratón.
- SWITHINBANK, C. (1993). Non-government aircraft in the Antarctic 1992/93. *Polar Record*, 29(170): 244-245.
- TACHIBANA, H. (1969). Vegetation changes of a moor in Mt. Hakkoda caused by human treading. *Ecological Review*, 17: 177-188.
- TAHMM, H.P. & KRÄMER, A. (2006). Application of a Remote Controlled Ultralight Air Vehicle (UAV) for Park Management and Visitor Monitoring. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 496-497.

- TALBOT, L.M., TURTON, S.M. & GRAHAM, A.W. (2003). Trampling resistance of tropical rainforest soils and vegetation in the wet tropics of north east Australia. *Journal of Environmental Management*, 69: 63-69.
- TALORA, D.C., MAGRO, T.C. & SCHILLING, A.C. (2006). Trampling Impacts on Coastal Sand Dune Vegetation in Southeastern Brazil. In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, 13-17 September 2006. Rapperswil. pp. 117-122.
- TASMANIAN PARKS AND WILDLIFE SERVICE. (1994). *Walking Track Management Strategy for the Tasmanian Wilderness World Heritage Area (Volume I Main Report)*. Hobart, Department of Environment and Land Management.
- TAYLOR, A.R. & KNIGHT, R.L. (2003). Wildlife responses to recreation and associated Visitor perceptions. *Ecological Applications*, 13(4): 951-963.
- TEDROW, J.C.F. (1977). *Soils of the Polar Landscapes*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ, 638 pp.
- TEJEDO, P. & BENAYAS, J. (2006). Is Maritime Antarctic ready to the impacts of commercial tourism? In: SIEGRIST, D., CLIVAZ, C., HUNZIKER, M. & ITEN, S. (eds.). *MMV Third: Exploring the Nature of Management*. University of Applied Sciences, Rapperswil. pp. 489-495.
- TEJEDO, P., JUSTEL, A., RICO, E., BENAYAS, J. & QUESADA, A. (2005). Measuring Impacts on Soils by Human Activity in an Antarctic Special Protected Area. *Terra Antartica Reports*, 11: 57-62.
- TEJEDO, P., JUSTEL, A. & BENAYAS, J. (2007). Valoración de los Impactos Ambientales del Turismo Comercial Antártico. En: BOADA, M. & BENAYAS, J. (coord.). *Naturaleza y uso público: movilidad, impactos y propuestas*. Fundación Abertis. Barcelona. pp. 125-134.
- TEJEDO, P., JUSTEL, A., BENAYAS, RICO. E., CONVEY, P. & QUESADA, A. (2009). Soil trampling in an Antarctic Specially Protected Area: tools to assess levels of human impact. *Antarctic Science*, 21(3): 229-236.
- TEJEDO, P., PERTIERRA, L. BOADA, M. & BENAYAS, J. (2011). Equilibrios sobre el hielo: una breve (pero completa) revisión del conocimiento sobre el impacto humano en la Antártida. *Ecosistemas*, 20(1): 69-86.
- THOMAS, L. & MIDDLETON, J. (2003). *Guidelines for management planning of protected areas*. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- THOMAS, D.N., FOGG, G.E., CONVEY, P., FRITSEN, C.H., GILI, J.M, GRADINGER, R., LAYBOURN-PARRY, J., REID, K. & WALTON, D.W.H. (2008). *The Biology of Polar Regions (2nd Edition)*. Biology of Habitats Series. Oxford University Press. 416 pp.
- THURSTON, E. & READER, R.J. (2001). Impacts of experimentally applied mountain biking and hiking on vegetation and soil of a deciduous forest. *Environmental Management*, 27(3): 397-409.
- TILBROOK, P.J. (1967). Arthropod ecology in the maritime Antarctic. *Antarctic Research Series*, 10: 331-356.
- TIN, T., FLEMING, Z.L., HUGHES, K.A., AINLEY, D.G., CONVEY, P., MORENO, C.A., PFEIFFER, S., SCOTT, J. & SNAPE, I. (2009). Impacts of local human activities on the Antarctic environment. *Antarctic Science*, 21: 3-33.
- TRACEY, P. J. (2001). *Managing Antarctic Tourism*. PhD Thesis. Institute of Antarctic and Southern Ocean Studies. Hobart: University of Tasmania.
- TURNER, J., COLWELL, S.R., MARSHALL, G.J., LACHLAN-COPE, T.A. CARLETON, A.M., JONES, P.J. LAGUN, V., REID, P-H. & IAGOVKINA, S. (2005). Antarctic climate change during the last 50 years. *International Journal of Climatology*, 25: 279-294.
- TURTON, S.M. (2005). Managing environmental impacts of recreation and tourism in rainforests at the Wet Tropics of Queensland World Heritage Area. *Geographical Research*, 43: 140-151.
- TYSER, RW & WORLEY, CA. (1992). Alien Flora in Grasslands Adjacent to Road and Trail Corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology*, 6(2): 253-262.
- UK ANTARCTIC PLACE-NAMES COMMITTEE (2009). *South Shetland Islands: Greenwich, Robert and Nelson Islands. APC Misc 65 (9th Edition)*. Scale 1:100.000. Contour interval: 250 m. Ellipsoid: WGS 1984. Polar Stereographic. Central meridian: 59.5° W.
- UNITED KINGDOM (2004). *Tourism and Self-Regulation: A Commentary on IAATO*. Antarctic Treaty Meeting of Experts on Tourism and Nongovernmental Activities, Tromso, Norway.

- UNITED KINGDOM (2008). *Developing a Strategic Vision of Antarctic Tourism for the next Decade*. Antarctic Treaty Consultative Meeting, Kyiv, Ukraine.
- UNITED KINGDOM (2009). *WP10. Strategic Vision of Antarctic Tourism for the next Decade*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XXXII, Baltimore, USA.
- USDA FOREST SERVICE (1982). *ROS Users Guide*. USDA Forest Service. Washington, DC.
- USDA FOREST SERVICE (2004). *Trail Construction and Maintenance Handbook*. USDA Forest Service. Technology and Development Program. Missoula, Minnesota.
- USHER, M.B. & EDWARDS, M. (1986). The selection of conservation areas in Antarctica: an example using the arthropod fauna of Antarctic islands. *Environmental Conservation*, 13: 115-122.
- US NATIONAL PARK SERVICE (1983). *Trail Management Handbook*. United States Department of the Interior. NPS Denver Service Center.
- VALBONESI, A., BALLARINI, P., DI GIUSEPPE, G., MICELI, C., FELICI, A., ORTENZI, C. & LUPORINI, P. (1994). Speciation and adaptive biology of antarctic ciliated protozoa. In: BATTAGLIA, B., BISOL, P.M. & VAROTTO, V. (eds.). *Proceedings of the 2nd meeting on Antarctic Biology*. Edizioni Universitarie Patavine. Padova, Italy. pp. 111-120.
- VALENCIA, J. & R. DOWNIE (eds.) (2002). *Workshop on a Management Plan for Deception Island*. Instituto Antártico Chileno.
- VAN NGAN, P., GOMEZ, V., PASSOS, M.J.A.C.R., USSAMI, K.A., CAMPOS, D.Y.F. & ROCHA, A.J.D. (2007). Biomonitoring of the genotoxic potential (micronucleus and erythrocyte nuclear abnormalities assay) of the Admiralty Bay water surrounding the Brazilian Antarctic Research Station Comandante Ferraz, King George Island. *Polar Biology*, 30: 209-217.
- VAN POLANEN, T.D., GIESE, M.A., WOTHERSPOON, S. & HINDELL, M.A. (2007). The behavioural response of lactating Weddell seals (*Leptonychotes weddellii*) to over-snow vehicles: a case study. *Canadian Journal of Zoology*, 85: 488-496.
- VIÑALS, M.J. (2002). *Turismo en espacios naturales y rurales*. Servicio de Publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. 341 pp.
- VOGEL, C. (1982). *Trails Manual. 2nd Edition*. Equestrian Trails. Sylmar. California.
- WACE, N. (1990). Antarctica: a new tourist destination. *Applied Geography*, 10(4): 327-341.
- WAGAR, J.A. (1964). *The carrying capacity of wild lands for recreation*. Washington, DC.
- WALKER T.A. (1991). Tourism development and environmental limitations at Heron Island, Great Barrier Reef. *Journal of Environmental Management*, 33: 117-122.
- WALLACE, G.N. (1993). Wildlands and ecotourism in Latin America. *Journal of Forestry*, 91(2): 37-40.
- WALLACE, G.N. (1994). Visitor management: Lessons from Galapagos National Park. In: LINDBERG, K. & HAWKINS, D.E. (eds.). *Ecotourism: A Guide for Planners and Managers*. North Bennington, VT: Ecotourism Society. pp 55-81.
- WALLIN, T.R. & HARDEN, C.P. (1996). Estimating trail-related soil erosion in humid tropics: Jatun Sacha, Ecuador, and La Selva, Costa Rica. *Ambio*, 25(8): 517-522.
- WALTERS, C. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. MacMillan, New York, New York, USA.
- WARD, J. HUGHEY, K., & ULRICH, S. (2002). A framework for managing the biophysical effects of tourism on the natural environment in New Zealand. *Journal of Sustainable Tourism*, 10: 239-259.
- WARNKEN, J. & BUCKLEY, R. (2000). Monitoring diffuse impacts: Australian tourism developments. *Environmental Management*, 25: 453-461.
- WARNKEN, J. & BLUMENSTEIN, M. (2008). *Monitoring visitor use in Australian terrestrial and marine protected areas. Practical applications of technologies*. Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism. Queensland. 19 pp.
- WARREN, C.E. (1971). *Biology and Water Pollution Control*. Saunders. Philadelphia.
- WDPA (WORLD DATABASE ON PROTECTED AREAS) (2011). *Statistics*. Disponible en: www.wdpa.org (consultado el 09/06/2011)
- WEAVER, V. & ADAMS, R. (1996). *Horses as Vectors in the Dispersal of Weeds into Native Vegetation*. Proceedings of the 11th Australian Weeds Conference, 30 September 1996. School of Aquatic Sciences and Natural Resources, Melbourne, Victoria, pp. 383-397.

- WHINAM, J. & COMFORT, M. (1996). The impacts of commercial horse riding on subalpine environments at Cradle Mountain, Tasmania, Australia. *Journal of Environmental Management*, 47: 61-70.
- WHINAM, J. & CHILCOTT, N. (1999). Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 57: 205-220.
- WHINAM, J. & CHILCOTT, N. (2003). Impacts after four years of experimental trampling on alpine/subalpine environments in Western Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 67: 339-351.
- WHINAM, J., CANNEL, E.J., KIRKPATRICK, J.B., & COMFORT, M. (1994). Studies on the potential impact of recreational horseriding on some alpine environments of the central plateau, Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 40: 103-117.
- WHINAM, J., CHILCOTT, N., LING, R. & WYATT, P. (2003). A method for calculating environmental sensitivity to walker trampling in the Tasmanian Wilderness World Heritage Area. In: BUCKLEY, R., PICKERING, C. & WEAVER, D.B. (eds.). *Nature-Based Tourism, Environment and Land Management*. Oxford. pp. 151-165.
- WHINAM, J., CHILCOTT, N. & BERGSTROM, D.M. (2005). Subantarctic hitchhikers: expeditioners as vectors for the introduction of alien organisms. *Biological Conservation*, 121: 207-219.
- WHITTINGTON, J., ST. CLAIR, C.C. & MERCER, G. (2005). Spatial responses of wolves to roads and trails in Mountain Valleys. *Ecological Applications*, 15(2): 543-553.
- WIERSMA, Y.F. (2005). Environmental benchmarks vs. ecological benchmarks for assessment and monitoring in Canada: Is there a difference? *Environmental Monitoring and Assessment*, 100: 1-9.
- WILLARD, B.E. & MARR, J.W. (1970). Effects of human activities on alpine tundra ecosystems in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Biological Conservation*, 2: 257-265.
- WILLIAMS, P. (1994). Frameworks for assessing tourism's environmental impact. In: RITCHIE, B.J.R. & GOELDNER, C.R. (eds.). *Travel, Tourism, and Hospitality Research*. John Wiley & Sons, New York.
- WILLIAMS, J. & WEST, C.J. (2000). Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. *Austral Ecology*, 25: 425-444.
- WILSON, J.P., & SENEY, J.P. (1994). Erosional impact of hikers, horses, motorcycles, and off-road bicycles on mountain trails of Montana. *Mountain Research and Development*, 14: 77-88.
- WILSON, R.P., CULIK, B. & ADELUNG, D. (1991). People in Antarctica – how much do Adélie penguins *Pygoscelis adeliae* care? *Polar Biology*, 11: 363-370.
- WISE, K.A.J. (1971). The Collembola of Antarctica. *Pacific Insects Monograph*, 25: 57-74.
- WISE, K.A.J. & SPAIN, A.V. (1967). Entomological Investigations in Antarctica, 1963-64 season. *Pacific Insects*, 9: 271-293.
- WISE, T. (1973). *Polar Exploration*. Almark Publishing Co Ltd, London. 167 pp.
- WOEHLER, E.J. & CROXALL, J. (eds.) (1996). *The Status and Trends of Antarctic and Subantarctic Seabirds*. SCAR, Subcommittee on Bird Biology. Cambridge. England.
- WOEHLER, E.J. & CROXALL, J.P. (1997). The status and trends of Antarctic and sub-Antarctic seabirds. *Marine Ornithology*, 25: 43-66.
- WOEHLER, E.J., PENNEY, R.L., CREET, S.M. & BURTON, H.R. (1994). Impacts of human visitors on breeding success and long-term population trends in Adélie Penguins at Casey, Antarctica. *Polar Biology*, 14: 269-274.
- WOEHLER, E.J., RIDDLE, M.J. & RIBIC, C.A. (2003). Long-term population trends in southern giant petrels in East Antarctica. In: HUISKES, A.H.L., GIESKES, W.W.C., ROZEMA, J., SCHORNO, R.M.L., VAN DER VIES, S.M. & WOLFF, W.J. (eds.). *Antarctic biology in a global context*. Backhuys Publishers. Leiden. pp. 290-295.
- WOEHRSTEIN, T. (1998). *Mountainbike und Umwelt*. Verlag, Pirrot & Druck, Saarbrücken.
- WOEHRSTEIN, T. (2001). Comunicación personal sobre las traducciones de su obra Woehrstein, T. (1998).
- WOLTERS, T.M. (1991). *Tourism Carrying Capacity*. Paris. France: WTO/UNEP.
- WORBOYS, G. (2007) *Evaluation Subjects and Methods for Managing Protected Areas*. PhD Thesis. Griffith School of Environment. Griffith University.
- WORBOYS, G., DE LACY, T. & LOCKWOOD, M. (eds.) (2005). *Protected Area Management: Principles and Practice. 2nd Edition*. Cambridge University Press, Cambridge.

- WORLAND, M.R. & LUKEŠOVÁ, A. (2000). The effect of feeding on specific soil algae on the cold-hardiness of two Antarctic micro-arthropods (*Alaskozetes antarcticus* and *Cryptopygus antarcticus*). *Polar Biology*, 23(11): 766-774.
- WORM, B., BARBIER, E.B., BEAUMONT, N., DUFFY, J.E., FOLKE, C., HALPERN, B.S., JACKSON, J.B.C., LOTZE, H.K., MICHELI, F., PALUMBI, S.R., SALA, E., SELKOE, K.A., STACHOWICZ, J.J. & WATSON, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- YOCOZ, N.G. NICHOLS, J.D., & BOULINIER, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 446-453.
- YODA, A., & WATANABE, T. (2000). Erosion of mountain hiking trail over a seven-year period in Daisetsuzan National Park, Central Hokkaido, Japan. In: COLE, D. N., MCCOOL, S. F., BORRIE, W. T. & O'LOUGHLIN, J. (coord.). *Wilderness Science in a Time of Change Conference - Volume 5. Wilderness Ecosystems, Threats, and Management*, Ogden. pp. 172-180.
- ZABINSKI, C.A. & GANNON, J.E. (1997). Effects of recreational impacts on soil microbial communities. *Environmental Management*, 21(2): 233-238.
- ZABINSKI, C.A. & COLE, D. (2000). Understanding the factors that limit restoration success on a recreation-impacted subalpine site. In: COLE, D.N., MCCOOL, S.F., BORRIE, W.T. & O'LOUGHLIN, J. (coord.). *Wilderness science in a time of change conference, Vol. 5: Wilderness ecosystems, threats, and management*. 2000 May 23-27. Missoula, MT. Proceedings, Ogden. pp. 216-221.
- ZABINSKI, C.A., DELUCA, T.H, COLE, D.N. & MOYNAHAN, O.S. (2002). Restoration of highly impacted subalpine campsites in the Eagle Cap Wilderness, Oregon. *Restoration Ecology*, 10(2): 275-281.
- ZIEGLER, A.D., SHUTERLAND, R.A. & GIAMBELLUCA, T.W. (2001). Acceleration of Horton overland flow and erosion by footpaths in an upland agricultural watershed in northern Thailand. *Geomorphology*, 41: 249-262.

