

minería y biodiversidad

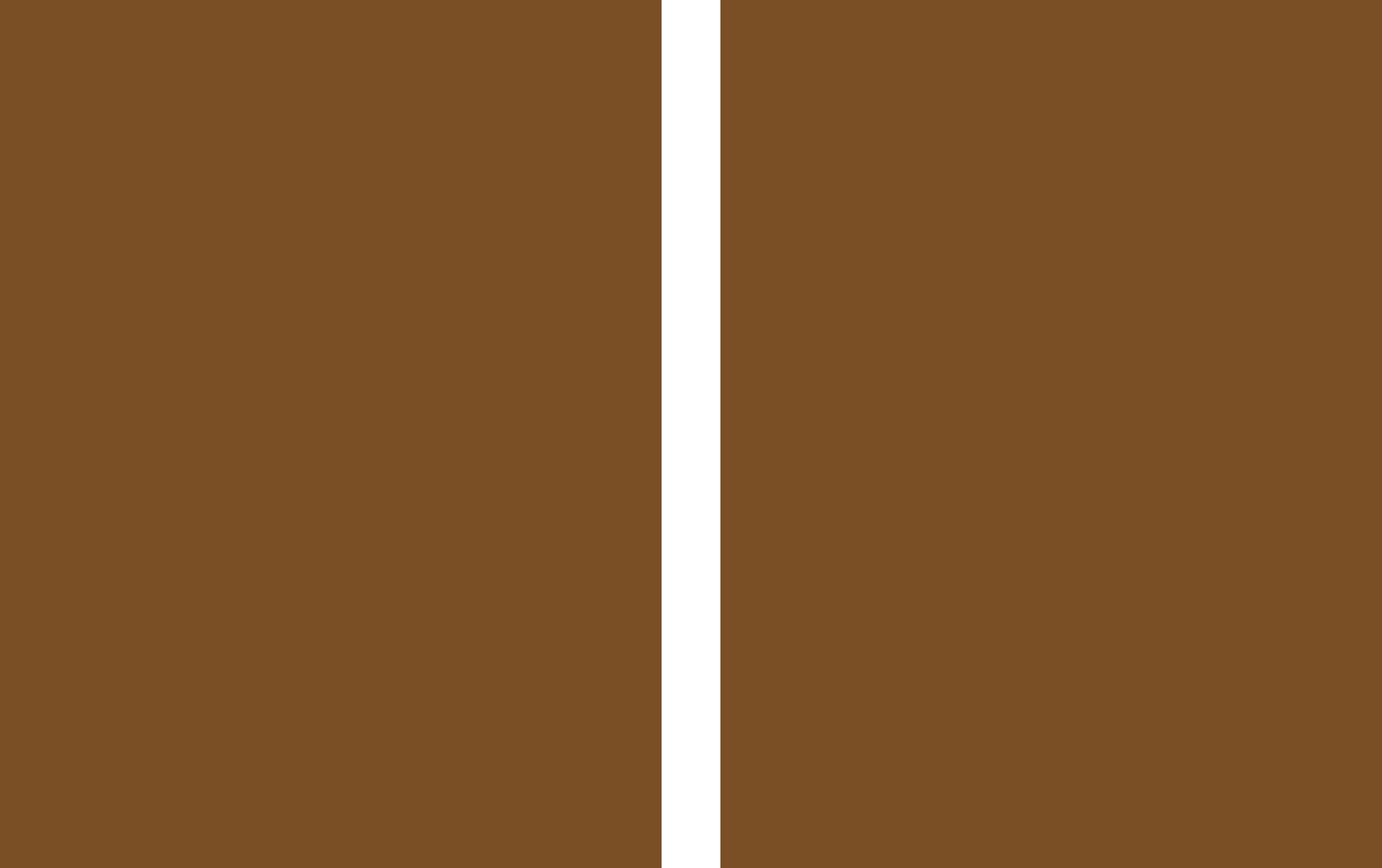


minería y biodiversidad
año 2006

minería y biodiversidad año 2006

año 2006





minería y biodiversidad



año 2006



■ **MINERÍA Y BIODIVERSIDAD**

Seminario Minería y Biodiversidad, Marbella 2005

Publicación de Sonami, Chile

www.sonami.cl

A. Camaño, J.C. Castilla y J.A. Simonetti, editores

■ Primera edición

Enero 2006

1.000 ejemplares

■ Inscripción

Registro ISBN: 956-8038-07-8

■ DISEÑO

Oficina de Diseño

Vicerrectoría de Comunicaciones y Asuntos Públicos

Pontificia Universidad Católica de Chile

■ IMPRESIÓN

Quebecor Word Chile

■ AUSPICIADORES DEL SEMINARIO

Minera Escondida, Collahuasi, Anglo American

■ índice

Comité Editorial	4
Presentación	5
Estudios	
■ Políticas públicas para conservación y uso sostenible de la biodiversidad Un aporte para la convivencia entre minería y conservación JAIME ROVIRA	7
■ Desafíos en la conservación de la biodiversidad: una breve mirada desde la academia JAVIER A. SIMONETTI	21
■ Biodiversidad: definición, ámbitos y servicios ecosistémicos JUAN CARLOS CASTILLA	29
■ Estudios de la biodiversidad asociada a una especie única de tunicado marino en la bahía de Antofagasta RICARDO GUÍÑEZ Y JUAN CARLOS CASTILLA	43
■ Establecimiento de umbrales de tolerancia al estrés hídrico en tamarugo PAULINE DE VIDTS, CARLOS PRADO Y ROBERTO CHÁVEZ	57
■ Uso de biosensores para la conservación de humedales altoandinos MANUEL CONTRERAS, MARINO CABRERA, TOMÁS RIOSECO Y FERNANDO NOVOA	69
■ Patrón de migración altitudinal y rango de hogar de guanacos en un ambiente andino del centro norte de Chile FERNANDO NOVOA, MANUEL CONTRERAS Y BENITO GONZÁLEZ	79
■ Rescate del belloto del norte ROBERTO DELPIANO Y FERNANDO VALENZUELA	93

■ comité editorial



Andrés Camaño es biólogo marino de la Universidad de Concepción. Posee un Diplomado en Ingeniería Ambiental de la misma casa de estudio y un Diplomado en Gestión Integral del Riesgo Operacional de la Universidad Técnica Federico Santa María. En 1990 se incorpora a Minera Escondida siendo su última posición el de Gerente de Asuntos Ambientales, cargo que desempeñó hasta septiembre del 2005. Sus intereses se centran en la gestión ambiental, biodiversidad y conservación biológica, así como el efecto de metales pesados en el medio ambiente. Su gestión está descrita en más de 17 publicaciones científicas, incluyendo la edición de libros. Actualmente es Gerente Corporativo de Medio Ambiente del Grupo Arauco.



Juan Carlos Castilla es doctor en Biología Marina graduado en University College of North Wales (Bangor), Reino Unido. Realizó su pregrado en la Pontificia Universidad Católica de Chile, su doctorado en el Reino Unido y posdoctorado en la Duke University, Estados Unidos. Es profesor titular en la Facultad de Ciencias Biológicas de la UC. Sus líneas de especialidad se relacionan con la ecología marina experimental en zonas intermareales y del submareal somero; el manejo, la conservación y uso sustentable de recursos litorales; y estudios sobre biodiversidad marina. Fundó la Estación Costera de Investigaciones Marinas de Las Cruces y fue su director por 12 años. Es miembro de academias de ciencias como la National Academy of Sciences (Estados Unidos), la Academia de Ciencias de los Países en Desarrollo (TWAS) y la Academia Chilena de Ciencias. Ha publicado más de 200 trabajos científicos y graduado y dirigido a más de 60 estudiantes de pregrado, magíster, doctorado y posdoctorado. Ha recibido numerosos distinciones y honores, como por ejemplo el Premio Patricio Sánchez Reyes, otorgado por la Sociedad de Ecología de Chile. Actualmente realiza investigaciones en el Centro de Estudios Avanzados en Ecología y Biodiversidad, FONDAF de la Pontificia Universidad Católica de Chile.



Javier A. Simonetti es biólogo. Realizó su pregrado en la Universidad de Chile y se graduó de Licenciado en Biología en 1979. Su postgrado lo cursó en la Universidad de Washington, donde recibió el grado de Ph.D. en 1986. Ese año se incorporó a la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, donde es profesor titular. Sus intereses se centran en la biodiversidad y la conservación biológica en Latinoamérica. En general, investiga los efectos de diferentes actividades de subsistencia y uso de recursos por poblaciones humanas sobre la estructura y dinámica de la diversidad biológica, en especial sus efectos sobre las interacciones biológicas. Actualmente analiza las consecuencias genéticas, poblacionales y comunitarias de la fragmentación de los bosques templados y tropicales. Su investigación está descrita en más de 140 publicaciones científicas, incluyendo la edición de libros. Ha dirigido a más de 20 tesis de postgrado de Latinoamérica. Actualmente es Director Ejecutivo del Programa Interdisciplinario de Estudios en Biodiversidad de la Universidad de Chile y Consejero Principal del Programa de la Wildlife Conservation Society en Chile.

■ presentación

A mediados de los años 90, la iniciativa multisectorial conocida como Minería, Minerales y Desarrollo Sostenible examinó el rol de la industria minera en dicho desarrollo y concluyó que ésta tiene un efecto vital, en conjunto con los gobiernos y la sociedad civil, en impulsar el crecimiento económico y social.

En el ejercicio de esta función, la minería debe ser cuidadosa en el uso que hace de la naturaleza y de los recursos naturales. Por ello, las operaciones mineras, cuya actividad está obligada a desarrollarse en los lugares donde yacen los recursos minerales, se encuentran en la necesidad de demostrar con frecuencia que se puede extraer dichos recursos con un impacto mínimo en la biodiversidad. Aún más, estamos convencidos de que con un buen manejo se puede hacer un aporte sustantivo a la misma.

Pero no se trata sólo de obtener buenos resultados. Se trata de compartir la experiencia y los conocimientos adquiridos

en este proceso con otros actores que, al igual que nosotros, están interesados en la protección del medio ambiente y la biodiversidad. Éste es el objetivo que pretende alcanzar esta publicación.

En julio de 2005 se llevó a efecto en Marbella un interesante Seminario de Minería y Biodiversidad organizado por la Sociedad Nacional de Minería y el auspicio de importantes empresas mineras que operan en el país, con una activa participación de representantes del gobierno, la academia, los empresarios y la sociedad civil. En tal ocasión, la empresas mineras demostraron que están trabajando entusiastamente en materia de protección de la biodiversidad. Varios casos de estudios exhibidos en esa oportunidad han sido incluidos en la presente publicación.

Esperamos que esta iniciativa contribuya a confirmar que la conservación de la biodiversidad integrada al desarrollo de la minería no sólo es posible, sino que constituye una creciente realidad en el país.



Alfredo Ovalle Rodríguez
PRESIDENTE
SOCIEDAD NACIONAL DE MINERÍA

políticas públicas para conservación y uso sostenible de la biodiversidad



| JAIME ROVIRA



■ Políticas públicas para conservación y uso sostenible de la biodiversidad

Un aporte para la convivencia entre minería y conservación

JAIME ROVIRA



Resumen

Aunque no existe una política nacional con el nombre de Política Nacional de Biodiversidad, se puede decir que existen lineamientos políticos explícitos en la Estrategia Nacional de Biodiversidad, resuelta por el Consejo Directivo de Ministros de la Comisión Nacional del Medio Ambiente. El énfasis está planteado en un aumento de la protección de ecosistemas, entendiendo por tal el desarrollo de formas de gestión que combinen preservación con formas compatibles de uso sustentable de la biodiversidad; una diversificación de tipos de áreas protegidas; entre quienes administran las áreas protegidas y quienes financian las mismas. La Conama está haciendo esfuerzos para mirar al territorio como un conjunto de ecosistemas que integra al ser humano y sus necesidades.

Abstract

So far Chile has not established a proper biodiversity policy. Nevertheless, the Steering Committee of Ministers, Comisión Nacional del Medio Ambiente, has provided explicit guides regarding a national strategy for biodiversity. Hence, the government has developed legal instruments where the emphasis is placed in an increase for the protection of ecosystems, within a framework of activities including a combination between preservation with sustainability in the use of resources. Also, these instruments include the diversification of the kind of protected areas and directions regarding who will administer them. Conama is implementing policies in order to view the Chilean territory as a comprehensive network of natural systems, but including the human being requirement and needs.

El tema de la naturaleza y sus componentes cruza diferentes políticas sectoriales y regulaciones. Basta con observar cualquier ámbito relacionado con la explotación de los recursos naturales y uno puede encontrar referencias a la forma de relacionarse con los componentes naturales o silvestres. Lo mismo ocurre con las regulaciones de esos mismos sectores. Si uno pasa revista a las políticas silvoagropecuarias del país encuentra menciones respecto a la forma de relacionarse con el bosque nativo o con la vida silvestre en general. Similarmente ocurre al revisar las políticas de pesca. Lo mismo pasa con sus regulaciones. Sin embargo, debe reconocerse la precariedad de las «menciones» sobre la biodiversidad. En general, salvo la Ley de Bases del Medio Ambiente (Ley 19.300), los demás cuerpos legales no mencionan la palabra biodiversidad y se refieren con insuficiente profundidad al tema. Una única política cuyo objeto sea la biodiversidad tampoco existe como tal. La evaluación ambiental realizada a Chile por una misión de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE), recientemente finalizada, así lo consigna y agrega la necesidad de que exista una ley específica sobre el tema; y que tenga un mucho mayor peso relativo el tema de la protección de la biodiversidad en la toma de decisiones de los ministerios, cuyo ámbito es la explotación de los recursos naturales. Un paso significativo para aumentar la importancia de la protección de la biodiversidad ha sido la estrategia nacional de biodiversidad y su plan de acción. Ha permitido avanzar en conceptos y prioridades como nunca antes en la administración pública. El tema ha sido llevado a discusión entre los ministros y de a poco comienza a ser tratado en las máximas instancias. Hay que reconocer, sin embargo, que aún está pendiente profundizar el tratamiento del tema en las diferentes políticas sectoriales. Basta con observar la escasez extrema de recursos públicos existentes en los diferentes ministerios relacionados con la explotación de recursos naturales: son muy

pequeñas las unidades destinadas a la protección de los recursos y su «peso» en las tomas de decisión del ministerio son muy limitadas; suelen ser unidades que a lo sumo tienen rango de departamento dentro de gigantescas instituciones de rango de división o servicio; y con muy pocos funcionarios responsables de la protección de un gigantesco patrimonio nacional. Al analizar las políticas públicas en biodiversidad chilena, debemos detenernos en más detalle en la estrategia nacional de biodiversidad que cumple hoy el rol de una política nacional en biodiversidad. Como veremos más adelante, de ella han derivado las formulaciones de varias políticas nacionales en aspectos específicos de la diversidad biológica. La creación de la Convención de Diversidad Biológica surge como un acuerdo de la llamada «Cumbre de Río», organizada por Naciones Unidas el año 1992. Los jefes de Estado de más de 100 países se reunieron, preocupados por el medio ambiente del planeta, y resolvieron establecer compromisos internacionales, al alero de las Naciones Unidas, para la lucha contra la desertificación de la tierra, la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica y para tomar acciones respecto al cambio climático. Chile suscribió la Convención el mismo año 1992 y el año 1994 el Congreso la ratificó. Ese mismo año se creó la Conama, que hace de Punto Focal Operativo de la Convención y se ha abocado a cumplir con una de las obligaciones del tratado internacional: contar con una Estrategia nacional de cumplimiento de los preceptos del acuerdo internacional y un plan de acción. Hubo dos intentos fallidos de contar con una estrategia nacional y plan de acción. Después de esfuerzos de muchos técnicos de servicios públicos no se lograba que los Ministros del Consejo Directivo de Conama aprobaran el texto. Los comentarios recibidos por quienes participaron en esos intentos plantean que las autoridades «se sintieron abrumados» por la cantidad de compromisos contenidos en los documentos. Lo cierto es que durante muchos de los primeros 10 años de la implementación de la Ley de Bases del Medio Ambiente lo relativo a la biodiversidad fue

considerado menos prioritario que otros temas del medio ambiente como la contaminación del aire, del agua y el manejo de los residuos. El año 2000, bajo la dirección ejecutiva de Rodrigo Egaña, Conama comenzó un nuevo proceso de elaboración de la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Aarón Cavieres y su equipo en Conama, con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente, decidieron desarrollar un proceso que construyera la estrategia desde las regiones. Es decir, partir con la elaboración de estrategias regionales de biodiversidad y posteriormente construir la de nivel nacional. Para ello, se encargaron, durante el año 2001, una serie de estudios descriptivos de la biodiversidad que sirvieron de base a los equipos regionales. Los estudios sistematizaron información sobre flora terrestre, fauna marina y dulceacuícola, expresada en mapas, para facilitar una discusión regional considerando el territorio. Desde fines del año 2001, en adelante, he participado en la conducción del proceso. Básicamente, se solicitó a las direcciones regionales de Conama desarrollar un proceso de discusión regional acerca de la situación de la diversidad biológica local y las prioridades de acción. Se les manifestó la necesidad de que uno de los resultados del proceso de definición de estrategias regionales debía ser la identificación de sitios prioritarios de poner bajo protección. Los criterios para su selección debían ser: presencia de especies amenazadas; baja representatividad del lugar en áreas protegidas existentes en el país; singularidad del área; naturalidad del sitio, entre otros. Debían identificarse las dificultades para poner los sitios bajo alguna categoría de protección y seleccionar los 5 sitios con mayores facilidades para poner bajo protección durante el gobierno de Ricardo Lagos. Finalmente, las estrategias regionales y los sitios (como parte de la misma) debían ser sancionados por la Corema, para posteriormente desarrollar un plan de acción para implementar la estrategia. Terminado el proceso en el año 2003, los sitios prioritarios para proteger, resueltos por las Coremas, fueron cerca de 200 y de ellos, 68 alcanzaron la categoría de «primera prioridad». La primera

**Sitios para las estrategias
regionales de biodiversidad
en Chile**



prioridad tenía que ver con la facilidad para ponerlos bajo protección durante la actual administración. Esos resultados fueron presentados públicamente por el Director Ejecutivo de la Conama de ese momento, Gianni López, que apoyó el proceso decididamente, logrando un convenio con el Ministerio de Vivienda y Urbanismo en el cual ese ministerio se compromete a incorporar todos los sitios en los instrumentos de planificación territorial dependientes de su cartera. Durante el año 2003 se procedió a un proceso de elaboración de la estrategia nacional de biodiversidad entre el nivel central de Conama y los equipos nacionales de los servicios públicos vinculados al tema. En diciembre del 2003 el Consejo Directivo de Conama aprueba la estrategia nacional de biodiversidad y las estrategias regionales de biodiversidad, en particular, la decisión de proteger los sitios priorizados por las Corema. Como parte de la decisión, se resolvió la formación de un Comité Operativo encargado de formular el plan de acción de la estrategia y que ese proceso fuera participativo de todos los actores sociales. Bajo la conducción de la Directora Ejecutiva Paulina Saball se formó un Comité Operativo y comienza el proceso de elaboración del Plan de Acción de la Estrategia Nacional de biodiversidad. Entre mayo y agosto del 2004 se elaboró un plan de acción de las instituciones públicas solamente y con medidas a realizar hasta marzo de 2006. Ese plan fue aprobado en agosto de 2004 por el Consejo Directivo de la Conama, que apoyó el proceso en marcha y mandó al Comité Operativo a concluir un plan de acción país. Es decir, desarrollar una participación ciudadana que permitiera concluir en un plan a más largo plazo y que contara con el apoyo de múltiples actores. El proceso en cuestión se realizó entre agosto de 2004 y marzo de 2005, con el apoyo de un facilitador externo a la administración pública: el Centro de Estudios para el Desarrollo (CED). Finalmente, después de muchas sesiones de trabajo con empresarios, académicos, ONG, dirigentes indígenas en regiones y a nivel central se confeccionó un texto sancionado en abril de 2005 por el Consejo Directivo

de la Conama. La estrategia nacional de biodiversidad contiene requerimientos nacionales y globales. Hay que considerar que la Convención de Biodiversidad exige a los países que los contenidos reflejen los conceptos existentes en la convención, sus directrices, objetivos y metas. Pero también interesaba e interesa que reflejara necesidades nacionales en el tema. Una serie de ideas de ámbito mundial hacen sentido también a la realidad nacional. Uno, que es muy fuerte: la necesidad de conciliar la protección de la biodiversidad con el desarrollo económico. La convención establece claramente que hay que conciliar ambas tareas. Y, en nuestro país, se trata de un desafío clave. Mientras se considere que la protección de la biodiversidad resulta un «lomo de toro» a la inversión, al crecimiento, al desarrollo, no se obtendrán los apoyos a la tarea de proteger. Toda la sociedad percibe la necesidad de desarrollarse, pero muchos tienden a creer que eso es incompatible con la protección del patrimonio natural. Existe una tendencia a separar al ser humano de los ecosistemas, como si el primero pudiera sobrevivir sin los segundos; como si la vida humana fuera posible sin las otras formas de vida. También subsiste en algunos la creencia que la protección de la naturaleza no admite intervención humana. Para resolver esos problemas, en la convención (llamémosla CBD) se promueve la responsabilidad compartida de proteger el patrimonio natural entre el sector productivo, el sector público, los académicos, las ONG y la comunidad. La estrategia nacional de biodiversidad aprobada en Chile (llamémosla ENB) afirma lo mismo. Y se expone en la necesidad de conciliar estrategias de desarrollo que incorporen estos temas a los diferentes niveles del país. Una mención especial se hace a la necesidad de incorporar a la comunidad local: asunto mencionado en la CBD y en la ENB. Pero, algo que se induce en la ENB, que no es mencionada en la CBD, pero que internacionalmente es cada vez más potente, resulta algo polémico: Promover la conservación como un buen negocio. Un buen negocio no sólo en la idea de que

proteger la biodiversidad tiene importancia para las generaciones futuras. Importa también que las actuales generaciones se sientan beneficiarias de la protección. Ya sea porque perciben los servicios que la biodiversidad presta y los valoran, o que no sólo los perciben sino que hacen uso de esos servicios (por ejemplo recreativos), o que simplemente ganan dinero por conservar. La ENB refleja varios de esos conceptos en su definición de objetivo general: «Conservar la biodiversidad del país, promoviendo su gestión sustentable, con el objeto de resguardar su capacidad vital y garantizar el acceso a los beneficios para el bienestar de las generaciones actuales y futuras». La ENB contiene 8 lineamientos estratégicos o líneas de acción. Pero de su lectura uno puede darse cuenta de que los tres primeros son los de mayor importancia:

Prioritarias

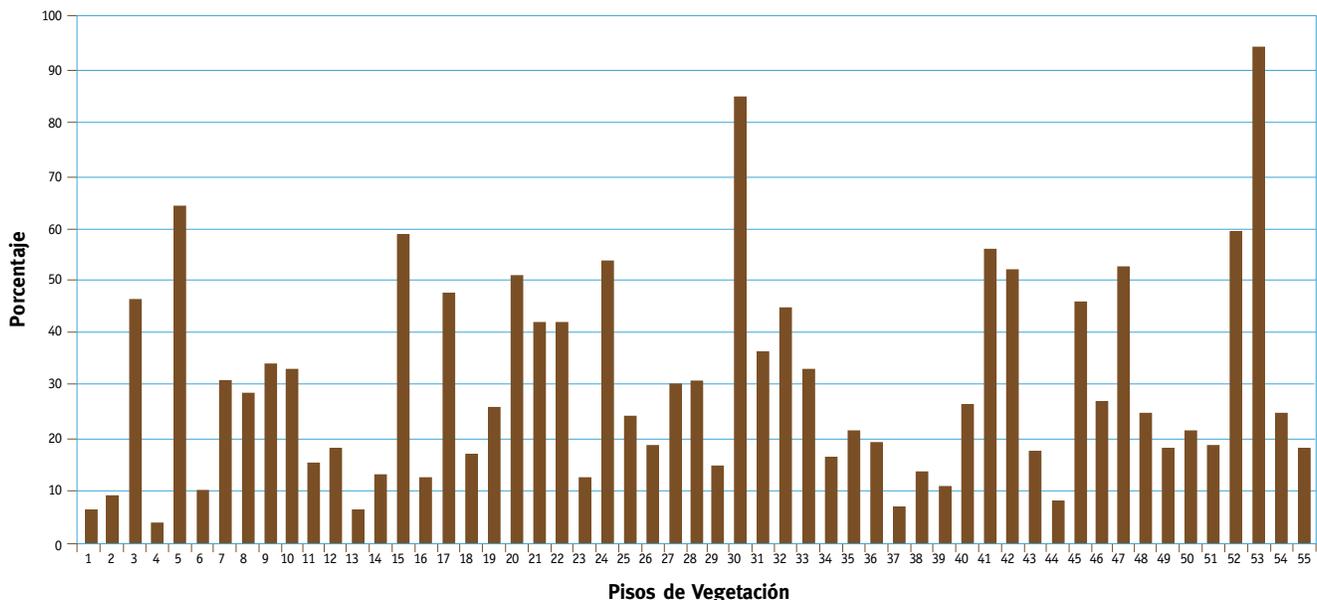
1. Conservación y restauración de los ecosistemas.
Es decir, en primer lugar, se prioriza la protección de espacios naturales a través de acciones de conservación y restauración. Se indican cerca de 20 temáticas que deben abordarse, relacionadas con el tema.
2. Preservación de especies y del patrimonio genético.
En segundo lugar, se plantea la necesidad de trabajar en la protección de las especies y el patrimonio genético. Para ello, la ENB indica una serie de temas que deben ser abordados.
3. Promoción de prácticas productivas sustentables.
Pero, junto con lo anterior, al igual que en la CBD, se le da gran importancia a la promoción de las prácticas productivas sostenibles, dando numerosos ejemplos. Una de las actividades que la ENB plantea como más relevante por su proyección y su sinergia con las acciones de protección de la biodiversidad es el turismo sustentable asociado a la naturaleza. Los otros cuatro lineamientos son funcionales a los tres primeros y de tipo transversal.

Transversales

- 4. Coordinación intersectorial. Este tema es considerado muy relevante para el éxito de la ENB por constatarse la débil coordinación, especialmente entre los servicios públicos. Pero también con otros actores. Hay privados con importantes iniciativas en materia de conservación de tierras; son interesantes algunas acciones que realizan empresas privadas a favor de la conservación y varias ONG’.
- 5. Establecimiento de mecanismos para la gestión de la biodiversidad. Se considera que hay que innovar en mecanismos para hacer gestión más efectiva en materias de conservación. Por ejemplo, se menciona en la ENB la necesidad de innovar en materia de categorías de protección. Necesitamos categorías de protección de espacios que permitan una administración por parte de actores no públicos o algunas áreas protegidas que incorporen actividades productivas y sistemas de gestión público-privada.

- 6. Promoción de la conciencia pública (educación y acceso a información). Es muy importante para tener éxito. Mientras no exista una comunidad interesada que presione a sus autoridades e instituciones difícilmente los tomadores

Figura 1
 Porcentaje de representación de los 55 pisos vegetacionales (ver Luebert y Pliscoff, 2004) en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado de Chile, SNAPE.



de decisión tomarán en cuenta el tema. Importa mucho que todos (comunidad, tomadores de decisión e intermediarios) estén bien informados.

7. Fortalecimiento y coordinación de investigación. Mucho se habla de la debilidad en el conocimiento de la información. Algunos señalan que hay conocimiento, pero es básico, faltando reconocer las funciones ecosistémicas de las especies y las formas para hacer gestión más eficaz. Se critica también la diseminación de los resultados de la investigación científica; la poca relación entre el mundo de la academia y los otros actores. La ENB apunta hacia varios de esos aspectos y la vía de resolverlos.
8. Consolidación de mecanismos de financiamiento. Por último, se hace hincapié en la necesidad de aumentar y hacer más estables los financiamientos en estas materias y se proponen algunas vías de abordarlo.

Si se quisiera reconocer los énfasis de la ENB, habría que mencionar dos, aunque el primero más marcado que el segundo. En primer lugar:

1. Proteger la biodiversidad, principalmente, a través del incremento de las áreas protegidas (proteger hábitats) con especial atención en:
 - Crear una red de áreas protegidas terrestres y acuáticas (conectar ambientes y personas). Esto es muy importante. Las áreas protegidas no pueden ser islas.
 - Promover nuevas áreas protegidas administradas por entes independientes del Estado (canalizar recursos). Hay actores interesados que se deben estimular: privados, indígenas, municipios, universidades, ONG. El Estado puede seguir administrando las que administra a través de Conaf o Sernapesca, pero hay la posibilidad de canalizar nuevos recursos.
 - Conciliar las actividades productivas de bajo impacto, con objetivos de conservación en áreas de alto valor bio-

lógico (flexibilizar categorías de AP en las nuevas áreas y «aprovechar» turismo sustentable). En las nuevas áreas que debemos poner bajo protección, para alcanzar a tener nuestros ecosistemas mejor representados en las áreas protegidas, podemos combinar protección con actividades económicas de bajo impacto. La ENB nombra a proyectos inmobiliarios de segunda vivienda o de turismo de la naturaleza. En ambos casos puede hacerse bien las cosas y alcanzar objetivos de conservación aceptables. Es importante consignar que muchos territorios que queremos poner bajo protección se encuentran en manos privadas, por lo que hay que conciliar intereses privados con los públicos, además de facilitarse la sostenibilidad de la conservación.

2. Proteger las especies más amenazadas. Las especies requieren un tratamiento especial en muchos casos. No basta con proteger espacios terrestres y marinos. A veces, especialmente en las especies que ya están con problemas (con una población reducida), se necesitan medidas que abarcan grandes territorios o espacios marinos, no bastando la protección de algunos sitios.

El plan de acción de la ENB contiene cerca de 300 acciones entre agosto de 2004 y marzo de 2006 y otras hasta el año 2015. En realidad, muchas de las acciones planteadas a mediano y largo plazo esperan ser definidas más detalladamente por los planes de acción de las políticas nacionales, cuya elaboración contempla el plan de la ENB. El plan de acción de la ENB considera 6 políticas nacionales específicas: una política nacional de áreas protegidas que integre y articule las políticas sectoriales, considerando los componentes terrestres y acuáticos, en ámbitos privados y públicos; una política nacional de protección de especies amenazadas, que integre y articule las políticas sectoriales en la materia (Reglamento); una política nacional de valoración y protección del paisaje y de los recursos escénicos; una política nacional de gestión ambiental del territorio; una

política nacional de protección de suelos; y una política nacional de educación ambiental para el desarrollo sustentable. Todas abarcan temas que requieren de definiciones políticas pendientes.

Otras de las acciones destacadas del plan son:

- Fortalecer la protección de la biodiversidad en la planificación territorial (mar y tierra). El plan detalla la inclusión del tema en los instrumentos de planificación territorial del Ministerio de Vivienda y Urbanismo, y en el ordenamiento del uso del borde costero por parte de la Subsecretaría de Marina y sus órganos colegiados (comisiones regionales y nacional respectivas).
- Incrementar las áreas silvestres protegidas, públicas y/o privadas, con ecosistemas no representados o subrepresentados. La ENB plantea la ambiciosa meta de poner bajo protección a lo menos el 10% de la superficie de los ecosistemas relevantes del país. Hoy tenemos el 20% del territorio bajo alguna categoría de protección, pero muchos ecosistemas no están adecuadamente representados.
- Implementar un sistema de áreas silvestres protegidas privadas terrestres y la Ley de Bosque Nativo. Ya existen más 1,5 millones de hectáreas en iniciativas de conservación privadas, que pudiera ser conveniente integrar a iniciativas públicas. La Ley de Bosque Nativo posibilitará la entrada en vigencia del Reglamento de Áreas Silvestres Protegidas Privadas y liberará recursos para subsidiar acciones de conservación por parte de privados.
- Iniciar la protección oficial de 46 territorios fiscales patrimoniales (1 millón hectáreas) para conservación, turismo, ciencia y espacio público. Como un aporte a la meta del 10%, el Ministerio de Bienes Nacionales considera destinar para conservación una parte importante del patrimonio fiscal. La idea es que se concesione a privados dispuestos a invertir en proyectos compatibles con la conservación.
- Poner bajo protección oficial el 50% de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad y el 100% bajo protección efectiva al 2010. Se trata de la forma de alcanzar la meta planteada por la ENB. Primero resguardar para conservación espacios de interés claramente delimitados, mediante un acto administrativo derivado de autoridad competente y con la clara intención de cumplir objetivos ambientales. En una segunda etapa, lograr que todos los lugares bajo protección cuenten con un Plan de Manejo y alguien que lo administre (protección efectiva). La primera etapa de la llamada «protección oficial» es determinada por el Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, al alero de la Ley de Bases del Medio Ambiente.

Otras de las acciones destacadas son:

- Habilitar y entregar al uso público 1.000 km del Sendero de Chile para contribuir a la valoración de los ecosistemas el 2005 y 8.000 km el 2010. Se trata de un proyecto del Estado chileno, que lleva 5 años en ejecución. Su objetivo es promover el acceso a la naturaleza a toda la ciudadanía del país con vistas a que valore la biodiversidad y tome conciencia de la necesidad de su protección. La meta del 2005 ya se cumplió y se avanza a cumplir la meta de conectar Visviri (extremo norte) al Cabo de Hornos con un sendero de caminata, bicicleta y cabalgata (aunque a ratos deba trasladarse en una embarcación).
- Desarrollar mecanismos de compensación del SEIA, dirigidos a la conservación de la biodiversidad. Muchos estudios de impacto ambiental deben cumplir la exigencia de compensar el daño que provocan. La idea es que esa compensación ayude a cumplir las metas del Plan de la ENB.
- Implementación de 3 áreas marinas y costeras protegidas, en las regiones III, X y XII el año 2005 y de una red al 2010.

Se trata de una acción ya comenzada. A agosto de 2005 ya tenemos 2 de las tres áreas marinas ya protegidas.

- Implementación de Reglamento de Clasificación de especies según su estado de conservación en 2005. Este año ha comenzado un proceso para clasificar las especies amenazadas de existencia del país. Hasta ahora se empleaban los contenidos de los Libros Rojos de Conaf, el reglamento de caza del SAG y el boletín 47 del Museo de Historia Natural. Se acordó por el Consejo Directivo de Conama un procedimiento que reemplazará paulatinamente lo existente.

Principales ideas fuerza y avances en materia de protección de ecosistemas y de especies amenazadas

Para cumplir de mejor forma lo planteado en la ENB, no sólo en lo referente a la protección directa de ecosistemas propiamente tal, sino también en la comprensión del concepto de ecosistemas y su integración en la gestión pública, se encargó un estudio a Federico Luebert y Patricio Pliscoff, investigadores de la Universidad de Chile. Al solicitar el estudio, teníamos en mente la meta constenida en la ENB: **«Proteger a lo menos el 10% de la superficie de cada uno de los ecosistemas relevantes al 2010»** y la pregunta que surge de inmediato es:

¿Cuáles ecosistemas consideraremos relevantes, cuál es su superficie y dónde se ubican?

Internacionalmente, a nivel terrestre, se estima que 10% de la superficie de un ecosistema es el umbral bajo el cual se considera que las especies propias de ese ecosistema tienen serias dificultades de sobrevivir. Nos interesó la propuesta de ambos investigadores. A nivel terrestre la vegetación es un factor limitante para la vida de los demás organismos, por tanto por qué no trabajar con «pisos vegetacionales».

El concepto de piso de vegetación es definido como un grupo de comunidades vegetales con una fisonomía y estructura similares, situadas bajo condiciones climáticamente homogéneas a una escala específica. El piso de vegetación se caracteriza por una formación vegetal con especies dominantes específicas y el piso bioclimático bajo el que tal formación se encuentra. Es decir, podíamos contar con unidades territorialmente acotadas y homogéneas en características y en base a dos variables que cuentan con información para llegar a una escala de importancia regional. La información georreferenciada sobre la vegetación la aportaría el Catastro de Vegetación Nativa, que ordena la información de vegetación de acuerdo con los criterios propuestos por Rodolfo Gajardo (el mismo que realizó un estudio a la Conama para sintetizar la información de flora para establecer las estrategias regionales de biodiversidad). Además de la información del catastro, los investigadores incorporaron abundante revisión bibliográfica sobre la distribución de especies de flora que integraron a los «polígonos» del catastro. La información está expresada a escala 1:250.000 para las regiones extremas del norte y del sur y a escala 1:50.000 para la zona central del país. Los pisos bioclimáticos (Fig. 2) fueron construidos en base a estudios de clima ya existentes que integran información pluviométrica y de temperaturas medias a escala 1:250.000 para todo el país. El cruce de pisos bioclimáticos con las formaciones vegetales (Fig. 2) del catastro de vegetación nativa y enriquecimientos tanto en la información de flora como de clima, resultó en pisos vegetacionales (Figs. 1 y 2). Luebert y Pliscoff, por encargo de Conama y de otras instituciones financieras (WWF y TNC) evaluaron la superficie remanente de pisos vegetacionales. El estudio arroja la superficie histórica de los pisos vegetacionales, al extrapolar la vegetación existente asociada a determinadas condiciones biogeográficas a otros espacios de igual condición, pero ocupada hoy por actividades antrópicas diversas (agricultura, asentamientos humanos, etc). Al reducir

de cada piso vegetacional los usos de suelo antrópicos se obtiene la superficie remanente. Hay que considerar que se usa la información de uso de suelo del Catastro de Vegetación nativa, que no reconoce áreas con actividad ganadera o de extracción de leña, amén de otras posibles distorsiones. El estudio mencionado analiza también la representatividad de los pisos vegetacionales en el Sistema nacional de áreas protegidas del Estado (SNASPE) que administra Conaf, principal subsistema de áreas protegidas terrestres existentes con 96 áreas protegidas y cerca de 19,5% del territorio nacional. Se puede observar que de 129 pisos reconocidos a nivel nacional, sólo cerca de un 20% se encuentra con más del 10% de su superficie representados. Y muchos pisos vegetacionales no tienen ninguna representación. A cambio de ello, muchos ecosistemas del extremo sur y norte se encuentran con más de 30% de su superficie en el SNASPE. El estudio también hizo una evaluación de los sitios priorizados en la ENB. Se trataba de determinar en qué medida las decisiones de las Corema ayudan a cumplir la meta de la ENB del 10%. Combinando las áreas protegidas ya existentes con los sitios señalados se avanza significativamente, aunque quedan pendientes algunos casos de pisos vegetacionales.

Agradecimientos

Se agradece la diagramación original y figuras a Federico Luebert y Patricio Pliscoff.

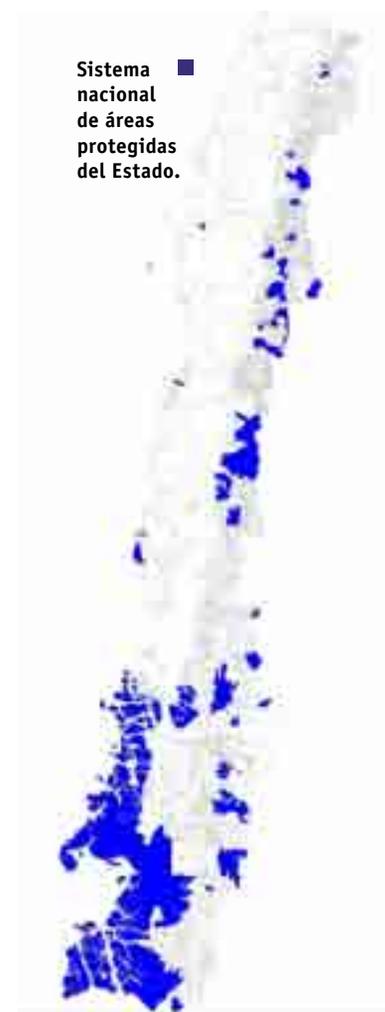
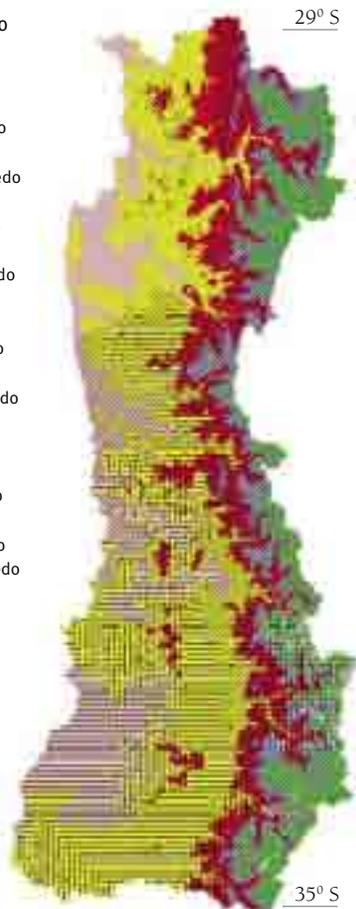


Figura 2
a. Pisos bioclimáticos, b. Formaciones vegetacionales y c. Pisos vegetacionales (Luebert y Plissock, 2004).

a) Pisos bioclimáticos
Macrobioclima mediterráneo

-  Termomediterráneo árido
-  Termomediterráneo semiárido
-  Termomediterráneo seco
-  Termomediterráneo subhúmedo
-  Mesomediterráneo árido
-  Mesomediterráneo semiárido
-  Mesomediterráneo seco
-  Mesomediterráneo subhúmedo
-  Mesomediterráneo húmedo
-  Supramediterráneo árido
-  Supramediterráneo semiárido
-  Supramediterráneo seco
-  Supramediterráneo subhúmedo
-  Supramediterráneo húmedo
-  Oromediterráneo semiárido
-  Oromediterráneo seco
-  Oromediterráneo subhúmedo
-  Oromediterráneo húmedo
-  Crioromediterráneo semiárido
-  Crioromediterráneo subhúmedo
-  Crioromediterráneo húmedo
-  Atérmico



b) Formaciones vegetacionales
Gajardo (1994)

-  Altas cumbres sin vegetación
-  Bosque caducifolio de la montaña
-  Bosque caducifolio de Santiago
-  Bosque esclerófilo andino
-  Bosque esclerófilo costero
-  Bosque esclerófilo Maulino
-  Bosque esclerófilo montañoso
-  Bosque espinoso abierto
-  Desierto costero de Huasco
-  Desierto florido de las serranías
-  Estepa altoandina boscosa
-  Estepa altoandina de Coquimbo
-  Estepa altoandina de Santiago
-  Estepa arbusiva de la precordillera
-  Matorral andino esclerófilo
-  Matorral espinoso de la cordillera costa
-  Matorral espinoso de las serranías
-  Matorral espinoso del secano interior
-  Matorral espinoso del secano costero
-  Matorral estepárico arborescente
-  Matorral estepárico boscoso
-  Matorral estepárico costero
-  Matorral estepárico del interior



c) Pisos vegetacionales
(Ver fig. 1)



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ley de Bases del Medio Ambiente. 1994. (DL 19.300). 44 pp.

Conama, Consejo Directivo. 2003. «Estrategia para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad», 18 pp.

Luebert F. y Pliscoff P. 2004. «Clasificación de pisos de vegetación y análisis de representatividad de áreas propuestas de protección en Chile».

Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) y CEPAL. 2005. «Evaluaciones del desempeño ambiental. Chile», 246 pp.

desafíos en la conservación de la biodiversidad: una breve mirada desde la academia



| JAVIER A. SIMONETTI



■ Desafíos en la conservación de la biodiversidad: una breve mirada desde la academia

JAVIER A. SIMONETTI



Resumen

Esta nota revisa los desafíos que conllevan el uso y conservación de la biodiversidad para el mundo académico nacional. Estos retos incluyen: a) la generación de información sobre composición, estructura y funcionamiento de la biodiversidad, b) la traducción de este conocimiento hacia la institucionalidad nacional y c) la formación de recursos humanos capaces de generar y emplear este conocimiento en la toma de decisiones respecto del uso sustentable de la biodiversidad como proveedor de bienes y servicios a la sociedad nacional.

Abstract

Challenges to the academic world emerging from the use and conservation of biodiversity are briefly reviewed. These include a) the provision of information about the composition, structure and functioning of biodiversity, b) the institutionalization of such knowledge and, c) building capacity to educate professionals able to create and use this knowledge in the decision-making process regarding the sustainable use of biodiversity as a source of good and services for the Chilean society.

La biodiversidad como patrimonio

La diversidad biológica constituye un patrimonio de la sociedad. Efectivamente, la biodiversidad provee bienes o servicios que inciden directa y positivamente en la calidad de vida de las poblaciones humanas (Alcamo et al. 2003). La biodiversidad chilena no es la excepción, como lo demuestra el aporte de la diversidad marina hacia amplios aspectos del desarrollo nacional, incluyendo desde la cultura hasta la economía (Figueroa 2005). No obstante, la diversidad biológica en Chile enfrenta dos claras paradojas: es un patrimonio desconocido y descuidado (Simonetti 1998). Es un patrimonio desconocido

en cuanto se desconoce su verdadera magnitud y características. Es además un patrimonio descuidado por cuanto una fracción sustantiva de las especies y de los ecosistemas presentes en Chile está amenazada. Su desaparición o alteración de los procesos ecosistémicos conlleva una reducción de nuestro patrimonio y con ello, de la capacidad de satisfacer diferentes necesidades de la sociedad nacional (Simonetti 1998). Por lo tanto, conocer y conservar la biodiversidad es una cuestión de relevancia tanto biológica como social (Alcamo et al. 2003).

Sin embargo, la falta de información impide «entender los sistemas ecológicos naturales lo suficientemente bien para mantener su diversidad frente a una población humana en expansión que ha fragmentado, simplificado, homogeneizado y destruido muchos ecosistemas al punto que las tasas contemporáneas de extinción serían 1.000 a 10.000 veces mayor que la tasa normal de extinción en ausencia de influencias humanas» (Meffe & Carroll 1994: 6). Desde esta perspectiva, invertir en conocer la composición, estructura y funcionamiento de la biodiversidad puede considerarse una necesidad estratégica pues hace más robusta la toma de decisiones respecto su uso y conservación, al reducir la incerteza respecto las consecuencias de las decisiones tomadas (e.g., Ludwig & Hilborn 1993). En esta nota reviso algunos de los desafíos que conlleva la conservación del patrimonio representado por la diversidad biológica de Chile, mirándolos desde el sector académico.

Un mandato académico

En Chile, la generación de información sobre biodiversidad ha estado mayoritariamente centrada en entidades académicas, como el Museo Nacional de Historia Natural y diferentes universidades (véase Simonetti et al. 1995 para una revisión). Por ejemplo, en términos globales, el mandato que recibe la Universidad de Chile al momento de su instalación continúa

plenamente vigente e interpretable en términos del conocimiento de la biodiversidad. En palabras de Andrés Bello: «la utilidad práctica, los resultados positivos, las mejoras sociales, es lo que principalmente espera el gobierno de la universidad», añadiendo que «para guiar acertadamente la práctica, es necesario que el entendimiento se eleve a los puntos culminantes de la ciencia» (Bello 1843). En otras palabras, la toma de decisiones sobre el uso de la biodiversidad, de forma de satisfacer las aspiraciones de desarrollo social, debería estar basada en información que represente conocimiento avanzado de la misma. En este sentido, la acción de uso y conservación de la biodiversidad y la investigación que le sustentan deben realizarse en forma simultánea (e.g., Ehrlich 1994). Ello permite «... proveer las bases para un manejo inteligente e informado de ecosistemas significativamente alterados» (Meffe & Carrol 1994).

Información disponible y desafíos pendientes

Existen a lo menos tres desafíos que enfrentar respecto a la conservación de la biodiversidad: a) conocerla adecuadamente. Esto es, disponer de información sobre su composición, estructura y funcionamiento en todos los niveles de organización biológica, desde genes a ecosistemas (Noss, 1990); b) trasladar este conocimiento en términos prácticos hacia la institucionalidad nacional, de forma que la toma de decisiones esté adecuadamente informada (Simonetti 2002), y c) contar con los recursos humanos para generar y emplear adecuadamente este conocimiento (cf. Ludwig et al. 2001).

En cuanto a conocer su biodiversidad, al menos en términos de especies y ecosistemas, Chile posee una larga tradición (Simonetti et al. 1995, Fuentes et al. 1996). Sin embargo, el conocimiento disponible sobre especies es heterogéneo e incompleto. Es heterogéneo, por cuanto hay grupos que están mejor conocidos que otros, y es incompleto, por cuanto no se dispone de un catastro completo de ningún grupo de organismos. En general, los vertebrados y las plantas superiores

se encuentran mejor conocidos que los invertebrados. Ello se refleja en que las tasas de descripción de nuevas especies son altas en grupos de invertebrados como los insectos, mientras que son sustancialmente más bajas en vertebrados como aves y mamíferos (Simonetti et al. 1995, Simonetti 1998). Ello es paradójico en sí mismo, por cuanto los vertebrados representan la fracción minoritaria de la biodiversidad nacional y mundial. De hecho, mientras que los mamíferos no alcanzan a representar el 1% de la biota conocida, los insectos por sí solos comprenden aproximadamente un 55% de las todas especies conocidas (Wilson 1992). Al disponer comparativamente mayor cantidad de información y ser organismos conspicuos, las decisiones sobre actividades que potencialmente afecten la biodiversidad se basan en unos pocos grupos que representan una fracción menor de la misma, hecho usualmente ignorado en el proceso de toma de decisiones. Ello es relevante por cuanto los diferentes grupos de organismos no responden necesariamente de igual forma a las variaciones ambientales, incluyendo aquellas provocadas por actividades de explotación de recursos naturales (Lawton et al. 1998).

La información sobre la composición de especies es necesaria para entender el funcionamiento de los ecosistemas, por cuanto la tasa a la cual ocurren diferentes interacciones y procesos ecosistémicos estarían determinados, al menos parcialmente, por la cantidad y composición de especies (Kinzig et al. 2002). Por lo tanto, si se ignoran grupos taxonómicos y se desconocen sus respuestas a las variaciones ambientales, aumenta la incerteza sobre las consecuencias que podría tener una determinada acción sobre la mantención de la biodiversidad en general y su capacidad para proveer bienes y servicios a la sociedad.

En Chile, el conocimiento sobre funcionamiento ecosistémico, y sus respuestas a diferentes formas de explotación o impacto por actividades antrópicas han sido escasamente estudiados (e.g., Boeckx et al. 2005), pese a que alteraciones en el funcionamiento ecosistémico precisamente afectan la calidad y



cantidad de los servicios ambientales de los cuales depende la sociedad contemporánea (Alcamo et al. 2003). Además, para entender el funcionamiento ecosistémico es necesario conocer la naturaleza de las poblaciones que constituyen las diferentes especies. Evaluar la diversidad genética de las diferentes poblaciones que conforman una especie a lo largo de su ámbito de distribución es necesario para comprender cabalmente su participación en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos y en la posibilidad de usarlos y conservarlos adecuadamente. Por ejemplo, si las poblaciones de una especie son entidades genéticamente diferenciadas, es mandatorio establecer planes de manejo independientes para cada entidad reconocida y no emplear un modelo único para toda la especie (e.g., Reeb et al. 2000, Luck et al. 2003).

El conocimiento heterogéneo e incompleto de nuestra biodiversidad no debe ser motivo para evitar su uso y manejo en pos de satisfacer diferentes necesidades humanas (Ehrlich 1994). Sin embargo, de usarse se deben extremar las cautelas y emplear diferentes modelos de toma de decisiones respecto del uso y conservación de especies en condiciones donde prima la incerteza. Existiendo herramientas de apoyo a la toma de decisiones que consideran explícitamente la existencia de información incompleta, como en el caso de la biodiversidad chilena, esos modelos deberían emplearse rutinariamente (e.g., Ferson & Burgman 2000). Considerando la necesidad de reducir esta incerteza, y la necesidad de asegurar la provisión de bienes (espirituales y materiales) y servicios a la sociedad, parece obligatorio continuar evaluando la biodiversidad na-

cional de forma de comprender cabalmente su composición, estructura y funcionamiento.

Otro desafío asociado a la información sobre la biodiversidad nacional es su institucionalización. Para satisfacer el requerimiento de A. Bello, respecto a «guiar acertadamente la práctica», el conocimiento científico disponible debe ser plenamente considerado en el ejercicio de la toma de decisiones, incluyendo su incorporación en la elaboración de normas que regulen el uso de la biodiversidad. Independiente de lo incompleto del conocimiento sobre la biodiversidad nacional, Chile dispone de información pertinente para el manejo de recursos pesqueros y forestales (Castilla 2000, Lara et al. 2003). Sin embargo, la adopción de la misma ha sido efectiva solamente en el ámbito del uso y conservación de especies del intermareal, donde incluso se emplea como fundamento para la elaboración de la Ley de Pesca (Castilla 2000). En otros ámbitos ello no ha sido posible, debido a consideraciones que escapan a la cantidad y calidad de la información disponible (Simonetti 2002). La reticencia de diferentes sectores sociales a considerar la información científico-técnica disponible debilita el proceso de toma de decisiones, afectando las posibilidades de realizar manejo sustentable de las especies y de los bienes y servicios que proveen (cf. Ludwig & Hilborn 1993).

Del mismo modo, Chile debe necesariamente asegurar la formación de recursos humanos en taxonomía y sistemática. Estos profesionales generan el conocimiento basal sobre la diversidad biológica, la composición de especies y sus relaciones de parentesco. Pese a su importancia capital, el número de taxónomos chilenos están en declinación, debido al escaso número de taxónomos jóvenes que se forman e incorporan al trabajo científico. El número de nuevos taxónomos no compensan las jubilaciones y retiros de los taxónomos más experimentados, reduciendo severamente la capacidad de país por completar el inventario de su biodiversidad (Simonetti 1997). Del mismo modo, el conocimiento sobre la

biodiversidad, sea en cuanto su composición, estructura o funcionamiento debe ser analizada en términos de su uso y conservación en el marco de las realidades sociopolíticas nacional e internacional. Ello demanda profesionales que sean capaces de traspasar los límites de sus propias disciplinas de forma de entender los racionales que subyacen el operar en disciplinas diferentes a las propias y que inciden en las decisiones sobre uso y conservación de biodiversidad. Es decir, que sean capaces de comprender, entender y participar en la toma de decisiones en escenarios complejos (Ludwig et al. 2001). En Chile, la formación de recursos humanos en el manejo de recursos naturales es creciente, pero la formación de profesionales competentes en la conservación de biodiversidad es escasa, pese a que se dispone de la capacidad académica para hacerlo (Rodríguez et al. 2005). Es decir, Chile tiene un déficit de profesionales capaces de generar e incorporar la información necesaria para elaborar planes y políticas sobre el uso y conservación de la biodiversidad. Las aproximaciones ortodoxas, monodisciplinarias, con presunciones de preeminencias de unas disciplinas sobre otras, han demostrado su incapacidad para lograr un desarrollo donde se valore, use y conserve la biodiversidad. Ejemplo de ello es que el 100% de los peces de agua dulce se encuentren amenazados de extinción o que sobre el 80% de los ecosistemas terrestres esté severamente amenazado en Chile debido a prácticas de uso de recursos naturales inadecuadas (véase Simonetti 2002 para una revisión). Profesionales capaces de contribuir desde su disciplina a la toma de decisiones en marcos interdisciplinarios son requeridos con urgencia (Ludwig et al. 2001). Preparar estos recursos humanos es determinante para contribuir al desarrollo nacional, y representa un sustancial desafío para las universidades, pues de ello depende que estas efectivamente contribuyan al desarrollo nacional basado en el uso y conservación de su biodiversidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcamo J. y 59 co-autores.** 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment Island Press, Washington D.C.
- Bello A.** 1843. Discurso en la instalación de la Universidad de Chile, en compilación anónima 1993. La Universidad de Chile 1842. 1992: cuatro textos de su historia (Andrés Bello, Diego Barros Arana, Juvenal Hernández, Jaime Lavados Montes). Editorial Universitaria, Santiago: 11-19.
- Boeckx P., Paulino L., Oyarzún C., van Cleemput O. y Godoy R.** 2005. Soil delta N-15 patterns in old-growth forests of southern Chile as integrator for N-cycling. *Isotopes in Environmental & Health Studies*, 41: 249-259.
- Castilla J.C.** 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 3-21.
- Ehrlich P.R.** 2004. Foreword: Biodiversity and ecosystem function: need we know more? En Schulze, E.D. & H.A. Monney (eds.) *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, Berlin: VII-XI.
- Ferson S. y Burgman M.** (eds.). 2000. *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, New York.
- Figueroa E.** (ed.) 2005. *Biodiversidad marina: valoración, usos y perspectivas ¿hacia dónde va Chile?* Editorial Universitaria, Santiago.
- Fuentes E., Prado C., Artigas J., Lara A., Armesto J., Hoffmann A. y Cavieres A.** 1996. Ecosistemas y paisajes de Chile: una invitación a elaborar un sistema de clasificación jerárquico basado en factores limitantes, en Muñoz M., Núñez H. & Yáñez J. (eds.) *Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile*. Conaf, Santiago: 179-193
- Kinzig A.P., Pacala S.W. y Tilman D.** 2002. *The functional consequences of biodiversity*. Princeton University Press, Princeton.
- Lara A., Soto D., Armesto J., Donoso P., Wernli C., Nahuelhual L. y Squeo F.** (eds.). 2003. *Componentes científicos claves para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos*. Universidad Austral de Chile & Iniciativa Científica Milenio, Valdivia.
- Lawton J.H. y 11 co-autores.** 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modifications in tropical forests. *Nature* 391: 72-76.
- Luck G.W., Daily G.C. y Ehrlich P.R.** 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 331-335.
- Ludwig D. y Hilborn R.** 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science* 260: 17-18.
- Ludwig D., Mangel M. y Haddad B.** 2001. Ecology, conservation, and public policy. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 481-517.
- Meffe G.K. y Carroll C.R.** 1994. *Principles of conservation biology*. Sinauer, Sunderland.
- Noss R.F.** 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Reeb C.A., Arcangeli L. y Blocjk B.A.** 2000. Structure and migration corridors in Pacific populations of the swordfish *Xiphius gladius*, as inferred through analyses of mitochondrial DNA. *Marine Biology* 136: 1123-1131.
- Rodríguez J.P., Simonetti J.A., Premoli A. y Marini M.A.** 2005. Conservation in Austral and Neotropical America: building scientific capacity equal to the challenges. *Conservation Biology* 19: 969-972.
- Simonetti J.A.** 1997. Biodiversity and a taxonomy of Chilean taxonomists. *Biodiversity and Conservation* 6: 633-637.
- Simonetti J.A.** 1998. El patrimonio biológico nacional: bienes desconocidos y descuidados, en Salazar, M.A. & Videgain P. (eds.) *De patrias, territorios, identidades y naturaleza*. Dirección de Bibliotecas, Archivos y Museos, Santiago: 17-30.
- Simonetti J.A.** 2002. Diversidad biológica, en Gligo, N. (ed.) *Estado del medio ambiente en Chile 2002*. LOM Ediciones, Santiago: 161-195.
- Simonetti J.A., Arroyo M.T.K., Spotorno A.E. y Lozada E.** (eds.) 1995. *Diversidad biológica de Chile*. CONICYT, Santiago.
- Wilson E.O.** 1992. *The diversity of life*. Allen Lane, Penguin Press, New York.

biodiversidad: definición, ambitos y servicios ecosistémicos



| JUAN CARLOS CASTILLA



■ Biodiversidad: definición, ámbitos y servicios ecosistémicos

JUAN CARLOS CASTILLA



Resumen

En el trabajo se definen cuatro conceptos claves para los análisis de conservación de la biodiversidad: bienestar humano, ecosistema, servicios, biodiversidad. Lo anterior en relación con el libro: «**Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment**», Millennium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003). En base a esto, se discute la necesidad de abordar las problemáticas de la biodiversidad en forma más global y basadas en los servicios que prestan al ser humano los ecosistemas y el bienestar humano. Se presenta una tabla con los tipos de especies que se usan en los programas de la conservación de la biodiversidad y se hace énfasis en los numerosos enfoques de biodiversidad exclusivistas sobre especies carismáticas. Adicionalmente, a modo de ejemplo, se analiza un trabajo realizado en la bahía de Antofagasta, Chile, con un tunicado, único en el país, *Pyura praeputialis*, que siendo una especie no-carismática ilustra un enfoque más global de conservación de la biodiversidad, basado en análisis de los servicios ecosistémicos como una herramienta de estudio.

Abstract

Based in the book «**Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment**», Millennium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003) the paper includes the definition of four key concepts: Human Well-Being, Ecosystems, Services, Biodiversity. The need for more global approaches, based on Ecosystem Services, in biodiversity studies is emphasized. A table is included where the different kinds of species used for conservation of the biodiversity are illustrated; emphasis is placed on the concept that in general these approaches have considered only/mainly charismatic species. Additionally, as an example, the role of a non-charismatic species, the tunicate *Pyura praeputialis*, found exclusively inside the Bay of Antofagasta, Chile, studied for

a long period of time, is presented. The example illustrates the use of Ecosystems Services as a tool for analyses in biodiversity.

Cuatro definiciones claves

• Biodiversidad

La biodiversidad, concepto acuñado y lanzado como de uso general por Lovejoy (1980), Wilson (1992) y Harper y Hawksworth (1994), ha recibido muy diferentes definiciones (para una revisión, ver Swingland, 2001). En general, ellas presentan mayor o menor grado de representación de los componentes de la naturaleza, desde los niveles genéticos y moleculares, pasando por los individuos (números, representatividad numérica), grandes sub-conjuntos taxonómicos (plantas, animales, micro-organismos), sistemas (poblaciones, metapoblaciones, comunidades, ecosistemas, biomas). No obstante, la Convención de la Biodiversidad (CB) incluye la definición de biodiversidad que está siendo usada más recurrentemente en los ambientes académicos y no académicos: «**La variabilidad entre los organismos vivos proveniente de todas las fuentes, incluyendo, *inter alia*, terrestre, marino y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que ellos son parte; esto incluye la diversidad dentro de las especies, entre las especies y los ecosistemas**» (Convención de la Biodiversidad, Naciones Unidas, 1992, Artículo 2). En esta definición, se observa que el concepto de biodiversidad es muchísimo más amplio y complejo que la percepción cotidiana respecto de asimilar la biodiversidad exclusivamente (o principalmente) con la denominada «diversidad específica», «diversidad de especies» o «riqueza de especies»; esto es, el número de especies diferentes presentes en

un ambiente determinado. Adicionalmente, la definición de biodiversidad de la CB contiene un elemento central respecto de los ambientes, ya que centra el foco en la biodiversidad existente **dentro** de las especies, entre las especies y también a nivel de los **ecosistemas**. Así, entre las diferentes posibilidades de enfoque sistémico de la naturaleza, destaca aquel de los **ecosistemas**.

- **Ecosistemas**

Son complejos dinámicos de comunidades de plantas, animales y microorganismos (organismos) y el ambiente abiótico, que interactúan como una unidad funcional. Los ecosistemas varían enormemente en tamaño. Por ejemplo, una charca temporal en la cavidad de un árbol y un océano pueden ambos ser ecosistemas. Los límites no son fijos y deben ser definidos para cada caso en particular. A diferencia de los biomas, en que existen más acuerdos en la delimitación de los subconjuntos, vía representaciones climáticas y especies mayores dominantes (en especial de conjuntos vegetales), los ecosistemas están sujetos a un mayor grado de discusión e interpretación respecto de sus límites y sus características. En realidad, no basta con decir: «sistemas biológicos que interactúan como una unidad funcional». El desafío para circunscribirlos recae precisamente en ello, en demostrar cuál es la unidad funcional. A pesar de que existen diferentes puntos de vista (que incluso llevan a posiciones filosóficas sobre el funcionamiento, conservación y preservación de los ecosistemas naturales) en este trabajo el concepto de que **los seres humanos son una parte integral de los ecosistemas del bioma terrestre** es esencial.

Otra definición, relacionada con ecosistemas y bienestar humano es: flujos de materiales, energía e información desde capitales naturales, los que combinados con productos manufacturados y los servicios provenientes del capital humano producen o se transforman en bienestar humano.



- **Servicios ecosistémicos**

Los ecosistemas proveen servicios a los seres humanos, que están relacionados con sus bienestares. Así, los servicios ecosistémicos pueden ser definidos como los beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas. Estos servicios incluyen: (a) **Servicios de provisiones**, como alimento y agua, (b) **Servicios de regulación**, tales como regulaciones de inundaciones, degradación del suelo, sequías y enfermedades, (c) **Servicios de soporte**, tales como la formación del suelo y el ciclo de nutrientes, (d) **Servicios culturales**, como son los de recreación, espirituales, estéticos, de investigación, religiosos y otros beneficios no materiales (Daily, 1997, Alcamo et al., 2003).

- **Bienestar humano**

Este concepto está íntimamente relacionado con los servicios ecosistémicos de «elección, salud, buenas relaciones sociales y seguridad». **El bienestar humano está en el extremo opuesto del continuo desde la pobreza, la que ha sido definida como «una falta pronunciada de bienestar humano»**. Los elementos del bienestar hu-

mano, tal como son experimentados y percibidos por las personas, son situación-dependientes y reflejan la geografía local, la cultura, las circunstancias ecológicas y de oportunidades.

El libro MEA (Alcamo et al. 2003) es un esfuerzo de síntesis y proyección sobre la problemática de los ecosistemas, sus servicios para la humanidad y el bienestar del ser humano. Este libro tiene un capítulo de definiciones e interrelaciones de estos problemas, y capítulos sobre la problemática de los servicios ecosistémicos, bienestar humano, medidas prácticas, los problemas de las escalas temporales y espaciales, valorizaciones, aproximaciones analíticas, estrategias de intervención y forzantes. Las cuatro definiciones entregadas arriba están mayoritariamente extraídas de dicho libro y representan una posición central de Naciones Unidas respecto de dichos conceptos y las bases conceptuales a partir de las cuales la cooperación internacional en temas como sostenibilidad de la biodiversidad, desarrollo sostenible y el bienestar humano comienzan a ser reenocados en este nuevo milenio. En este enfoque, la primera decisión jerárquica es que las acciones de abordaje sobre conservación, biodiversidad, mantención de las dinámicas de los ecosistemas, resguardo de los recursos y su usos sostenibles en el tiempo deben estar enmarcadas en contextos culturales (sentido amplio) y tener como meta central focos y valorizaciones relacionados con el **bienestar humano**.

Ámbitos, aproximaciones y decisiones a futuro

La **aproximación ecosistémica** es el nexo que une el ambiente (especies incluídas) y el bienestar humano. Por aproximación ecosistémica se entiende la estrategia de manejo integrado de la tierra, aguas y recursos que promueve la conservación y uso sostenible de una forma equitativa. Así, de la aplicación de este concepto debería desprenderse necesariamente

un balance entre los tres objetivos de la Convención de la Biodiversidad: **conservación, uso sostenible y distribución justa y equitativa** de los beneficios que se produzcan de la utilización de los recursos naturales (genéticos) contenidos en los ecosistemas.

Existen varios otros tipos de aproximaciones y ámbitos que son utilizados muy recurrentemente en acciones de conservación de la biodiversidad. Uno de los dominantes se refiere al uso de distintas categorías/grupos/conjuntos de especies. La Tabla 1 (en pág. 38) ilustra esta aproximación, en que se incluyen 6 categorías diferentes, definidas por una o más características de las especies. Por ejemplo, las especies caracterizadas en la Tabla 1 como «carismáticas» son frecuentemente focos de atención (y alta inversión) en conservación, ya sea porque se encuentren en estados de conservación deteriorados o simplemente por ser carismáticas para los seres humanos, o representar servicios (o ser parte de servicios) de tipo cultural: estéticos, recreacionales, espirituales u otros no materiales (ej. en el mar: ballenas, pingüinos, delfines, nutrias, tiburones; en tierra: leones, tigres, pumas, osos pandas, elefantes, rinocerontes, zorros, lobos, guanacos; araucarias, robles, etc.). Por el contrario, cuando los servicios de las especies (o de ellas insertas en comunidades o ecosistemas) se perciben por el ser humano como contrarios o contraproducentes en relación con la mantención de sistemas ecológicos nativos, y por ende de preservación o conservación locales o regionales, por ejemplo el de especies invasoras; entonces, una de las reacciones de conservación de la biodiversidad es a impedir/controlar/eliminar dichas especies (ej. no permitir importaciones transbarreras geográficas naturales). Estos dos ejemplos caracterizan acciones de conservación de la biodiversidad extremadamente sesgadas a dos tipos o categorías de especies (ver las otras mencionadas en la Tabla 1), que están preferentemente enfocadas a nivel específico y poblacional. Por ejemplo, se trata de mantener poblaciones a un buen ni-

vel de abundancia y de diversidad genética. Dichas especies están insertas en comunidades y ecosistemas naturales y específicos, pero debe destacarse que no necesariamente con dichas acciones de conservaciones especie-específicas se protege el ecosistema como un todo y su diversidad. Por lo tanto, aparece como más lógico que si se desea salvaguardar la «biodiversidad» en forma global (o aun sólo en relación con el número de especies), que quizás la aproximación debería ser más bien ecosistémica o funcional (Kinzing et al., 2002), que meramente especie-específica. Esto no es fácil de realizar, pero deber ser conceptualizado y abordado. Por otra parte, la aproximación más pragmática para acercarse a lo anterior es enfocar el problema de conservación de la biodiversidad no a través de los servicios ecosistémicos al hombre, sino que a través de resguardar los hábitat más representativos del planeta, o una proporción determinada de ellos. Varias organizaciones internacionales y nacionales y aun planes chilenos, apuntan en dicha dirección. El 10% a 20% de dichas representaciones aparecen como los porcentajes más recurridos en planes de conservación y las escalas temporales para alcanzarlos van usualmente entre los 5-20 años. Esta es una aproximación perfectamente válida, pero se debe tener en cuenta sus limitaciones: (a) Son aproximaciones exclusivamente hábitat-dirigidas y **se supone/assume** que en los hábitat seleccionados existe una buena representación de los ecosistemas funcionales principales y **se supone/assume** que dentro de ellos existe una buena o adecuada representación de la biodiversidad local/regional para cada hábitat. Lo anterior se mide o determina muy raramente y más aún: en general es más importante o trascendente conservar segmentos de biodiversidad para resguardar especies raras o poco frecuentes, que concentrarse en especies abundantes. (b) **Se tiende a asumir** que en ausencia de intervención humana (conservación por impedimento de actividad humana total o parcial) se maximizará la biodiversidad; en general se asumen situaciones ecológicas en escalas temporales cortas más bien estáticas y sin estados comunitarios/ecosistémicos alternativos.

La reducción de intervención humana y el consecuente incremento de la biodiversidad es una máxima. En la mayoría de los casos en los parques nacionales (por ejemplo en Chile) no existen determinaciones de la biodiversidad pre y durante la implementación de la medida de conservación y en general los resultados se miden (cuando se miden) por medio del estado de conservación de las especies carismáticas, dominantes en los ecosistemas (ej. número o biomasa de araucarias, robles, etc.), y no por el estado de la biodiversidad y del ecosistema existente al interior del parque o reserva versus el exterior. Así, como resultado de la intervención en un área natural (parque, reserva, otro) lo más normal es que no se tengan antecedentes históricos sobre el estado de la biodiversidad; cuando en general la justificación inicial para la implementación del parque o reserva es la de conservar la biodiversidad. Por lo tanto, desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad no se avanza mucho, sobre todo porque lo más común es que no se comprenda que **el estado de la biodiversidad de un ecosistema es altamente dinámico y cambiante en la escala temporal.**

Una visión más moderna, para la futura conservación de la biodiversidad, es la planteada recientemente por el Millenium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003), en que lo importante es estudiar y comprender los servicios de un ecosistema y de allí buscar los mecanismos para conservarlos, **en beneficio del bienestar humano.** La biodiversidad está embebida en los servicios y por lo tanto aunque no se la pueda salvaguardar completamente, se conservará aquella biodiversidad ligada funcionalmente a mantener los servicios que nos brindan los ecosistemas a las generaciones presentes y futura. Esto plantea desafíos científicos y prácticos concretos. De no enfrentarlos a la brevedad, desaprovecharíamos la posibilidad de comenzar a tener visiones de la biodiversidad de dimensiones más humanas y realistas. Los fondos económicos para estas acciones son limitados y en el futuro deberíamos analizar los servicios ecosistémicos y racionalizar la canalización de fondos privados y del Estado. Continuar con los esquemas actuales es posible,



Fotografía 1
Especímenes relativamente aislados del tunicado *Pyura praeputialis* en un roquerío intermareal en la bahía de Antofagasta, Chile. Altura aproximada de los individuos: 25 cm.



Fotografía 2
Mantos compactos del tunicado *Pyura praeputialis* en un roquerío intermareal en la bahía de Antofagasta, Chile (roquerío al norte de Playa Amarilla).



Fotografía 3
Mantos intermareales compactos y extensos del tunicado *Pyura praeputialis*, bahía de Antofagasta, Chile (roquerío Los Murallones), con extractores.



Fotografía 4
Piures recién cortados por mariscadores de orilla (Antofagasta, Chile), para ser usados como carnada o como alimento.

y quizás debería ser un camino complementario a los análisis de servicios ecosistémicos. Pero es necesario avanzar y no estancarse, sobre todo con estrategias de conservación de la biodiversidad que están en estos momentos basadas principalmente en la conservación prioritaria, y en oportunidades exclusivas, de especies o grupos carismáticos, que pueden o no tener importancia funcional en los servicios ecosistémicos, y productos de las cuales, por lo demás, los resultados no aparecen como auspiciosos. Sin embargo, un paso novedoso en esta dirección es la aproximación reciente de la Wildlife Conservation Society (WCS), que ha iniciado una nueva era de la conservación con una estrategia denominada «science-based conservation», en lugar de la antigua denominada «conservation-oriented science» (WCS, Annual Report, 2004). Iniciativas como ésta podrían facilitar enfoques científicos para la preservación de la biodiversidad quizás con mayores acercamientos y enfoques naturales hacia los ecosistemas y sus servicios.

Existe un largo camino por recorrer en relación con análisis de los servicios ecosistémicos y las investigaciones tanto básicas como aquellas que realmente permitan en el corto plazo tomar acciones y decisiones prácticas. En todo caso, si se hace con la visión propuesta por Alcamo et al. 2003 se estará avanzando con objetivos específicos y coordinados respecto de un bien mayor: **el bienestar humano en su integridad.**

Análisis de biodiversidad: comunitaria-ecosistémica y de servicios para una especie marina no carismática

Las especies no carismáticas resultan ser menos atractivas para la sociedad (no necesariamente para el científico) y de menor atracción de fondos de investigación, que aquellas con más visibilidad social y carismática (ver Tabla 1, pág. 38). Para el científico (ecólogo), generalmente lo más importante es el modelo biológico que encierra la especie, comunidad o ecosistema

a analizar, más que su valor carismático. Es posible que en el mar existan pocas especies menos carismáticas que una ascidia, piure o tunicado; y es también posible que un número muy significativo de veraneantes o habitantes de la ciudad de Antofagasta ni siquiera sepan que a lo largo de la costa de la bahía de Antofagasta (inter y submareal), y **sólo allí** en toda la costa de Chile, se presenta una especie de piure, *Pyura praeputialis*, que es única en el país (ver Tabla 1, especie única e invasora) y cuya población más cercana se encuentra en las costas de Australia (Castilla et al., 2002 a), a miles de kilómetros de distancia. Esta especie (extraída regularmente por pescadores de orilla, buzos y veraneantes, como carnada y alimento) tiene varias características biológicas y ecológicas que la hacen un modelo biológico extremadamente interesante de estudiar: (a) Es única en Chile (fotografías 1, 2, 3, 4); (b) su distribución geográfica está extremadamente restringida a la bahía de Antofagasta; (c) las poblaciones más cercanas de la misma especie se encuentran en Australia, a miles de kilómetros y muy posiblemente es una especie que invadió la bahía de Antofagasta desde poblaciones en Australia; (d) es muy abundante en número y biomasa, y competidor dominante por el espacio primario; (e) es un recurso extraíble, comestible y de uso tradicional en la zona; (f) es una especie que genera hábitat por sí misma y aloja una rica biodiversidad y permite el asentamiento, alojamiento y refugio de otras especies de invertebrados y algas marinas (Guiñez y Castilla, 2006), algunas de ellas de importancia comercial, como locos, lapas, pulpos: **Es un ingeniero ecosistémico autógeno** (Jones et al., 1994), del mismo modo que, por ejemplo, lo son los corales o praderas de algas marinas submareales); (g) se ha realizado extensa investigación científica en esta especie, de modo que no falta información (¡tampoco sobra!) para la toma de decisiones en términos de conservación por sí misma, de la biodiversidad, de la comunidad y del ecosistema local de la bahía (Castilla & Guiñez, 2000; Pacheco & Castilla, 2000; Alvarado et. al., 2001; Castilla & Camaño, 2001; Guiñez & Castilla, 2001; Cerda & Castilla, 2001; Astorga et. al., 2002;

Castilla et. al., 2002 b; Camaño & Castilla, 2003; Castilla et. al., 2004a, b; Castilla et. al., 2004; Castilla et. al., 2005, Guíñez, et. al., 2005) .

En otras palabras, desde el punto de vista de un ecólogo marino *P. praeputialis* es una especie ecológicamente muy atractiva (también carismática), e interesante como modelo de estudio, aunque ello no se perciba del mismo modo por la sociedad. Más aun, es una especie en que no se puede argumentar que no existe investigación biológica básica y ecológica aplicada (ver referencias arriba) para la toma de decisiones o consejo para los diferentes usuarios del borde costero de la bahía. Esto último, en sí mismo, no es común.

En términos de la biodiversidad intermareal (franja intermareal media) la comunidad de piures de Antofagasta permite la existencia de 116 especies (taxa) de invertebrados y macroalgas (Castilla et al., 2004a); mientras que las comunidades del mismo nivel intermareal y aledañas (fuera) a la bahía sólo contienen 66 de dichas especies (45,5%), las restantes se encuentran localmente, pero en otros hábitats y algunas de ellas restringidas casi exclusivamente a zonas submareales someras o más profundas.

La Tabla 2 (en pág. 38) muestra un ejercicio realizado para destacar los servicios ecosistémicos de estas camadas/mantos/ de piures en la bahía de Antofagasta. La biodiversidad que ellos acumulan y generan, como ingenieros ecosistémicos, es sólo uno de los servicios naturales que prestan al sistema de la bahía. Otros importantes son: (a) representan un lugar de reclutamiento y asentamiento de especies de invertebrados de importancia comercial; (b) proveen servicios de recreación (culturales) para los visitantes de la costa de la ciudad de Antofagasta; (c) proveen servicios de provisión de alimento para pescadores y fauna asociada a dichos sistemas de mantos de piures; (e) facilitan un incremento de la biodiversidad local en la bahía, que la convierte en un «hot-spot» o sitio-caliente desde el punto de vista de la biodiversidad regional.

Así, el estudio y preservación de este sistema de tunicados en la bahía de Antofagasta no esta única y preponderantemente ligado a la conservación de la biodiversidad alojada en ellos, sino que va mucho mas allá y se justifica principalmente por los servicios de provisión, soporte, regulación y culturales (Alcamo et al., 2003). La biodiversidad está embebida en todos estos servicios, pero seguramente no todos los taxa de invertebrados y algas, aparte del piure en sí, que se incluyen en estos mantos son igualmente importantes desde el punto de vista del funcionamiento del ecosistema. Lo que podemos predecir con exactitud es que sin el soporte del ingeniero ecosistémico el sistema no funcionaría y, por lo tanto, su preservación y cuidado es esencial para mantener los diferentes servicios. Podría darse el caso que desde el punto de vista del bienestar humano y para un ecosistema determinado se priorice o pondere un servicio ecosistémico sobre otro y que para que éste permanezca funcionando sea necesaria sólo una parte de la comunidad. Al identificar él o los servicios ecosistémicos es posible determinar con mayor precisión la o las soluciones para que los servicios se mantengan; el solo conocimiento de la biodiversidad (especies, genética, etc.) muchas veces es absolutamente insuficiente para tomar decisiones ambientales. En estos casos, las decisiones son guiadas por parámetros insuficientes y basados en conceptos mal definidos y estudios ecosistémicos no acabados, tras los cuales se escuda: **¡conservar la biodiversidad!** Como un salvavidas o concepto que lo dice todo y no dice nada. Un punto diferente es si desde un inicio en una acción de conservación ambiental determinada se declara que lo que quiere proteger es la diversidad de una especie en particular, carismática o no. Pero de ello no puede colegirse que eso representa la Biodiversidad como un todo. Más aun, existen ejemplos en la literatura en que la protección de especies de invertebrados depredadores claves (loco; Power et al., 1996, Castilla 1999) en reservas sin intervención humana de sistemas intermareales rocosos de Chile central lleva a una disminución de la biodiversidad local y no a un incremento de la misma (Castilla, 1999).

Tabla 1

Diversos tipos de especies que son utilizadas en programas de conservación de la biodiversidad (con ejemplos chilenos, para varios ambientes, pero principalmente marinos)

Especies carismáticas (Flagship)

Ballenas, delfines, nutrias de mar, pingüinos, corales; flamencos, cisnes de cuello negro, cóndor, araucaria, roble

Especies únicas, nativas, endémicas, en peligro de conservación

Loco (se le encuentra sólo en Chile y Perú), nutria de mar; picaflores de Juan Fernández (se le encuentra sólo en J. Fernández), araucaria, especies del bosque nativo

Especies ecológicamente claves en ecosistemas

Tiburones, nutrias de mar, estrellas de mar, locos; zorros, lobos, aves rapaces

Especies ingenieros ecosistémicos o generadoras de hábitat

Corales, mitílidos, piures, macroalgas; castores, especies arbóreas de los «bosques naturales»

Especies invasoras, exóticas, importadas, no nativas, plagas

Codium fragile var tomentosoides (especie que esta invadiendo los cultivos de *Gracillaria* sp. en Chile), salmones, piure; más de 700 especies de vegetales que ya han invadido sistemas terrestres en Chile, pino insignis, eucaliptus

Especies importantes por su valor comercial y como alimento (Servicios de provisión de alimento)

En el mar: 30-40 especies de peces, 60-70 especies de mariscos y algas; salmones

Nota: Debe notarse que en el mundo existen sobre 1.750.000 especies descritas y que en realidad se desconoce la biodiversidad total en el planeta, que incluso podría superar en un orden de magnitud o más a aquellas descritas. Por lo tanto, en general cuando se conserva la biodiversidad de especies particulares, como las aquí nombradas (u otras carismáticas, únicas o en peligro de extinción) en realidad no se esta conservando la «biodiversidad global», sino que elementos particulares de ella.

Tabla 2

Servicios Ecosistémicos (comunitarios) (Alcama et. al., 2003) para una especie no-carismática: el piure de Antofagasta, *Pyura praeputialis*

De provisión

Alimento. Recurso tradicional para pescadores de orilla, buzos, visitantes y veraneantes.

De regulación

Genera hábitat (ingeniero ecosistémico); importante en el funcionamiento, estructura y dinámica de la comunidad intermareal; presa para invertebrados marinos.

De soporte

Mantiene alta diversidad en la bahía de Antofagasta y sirve como sitio de asentamiento y residencia de especies importantes para la pesquería artesanal (locos, lapas, pulpos, etc.)

De cultura

Especie única e irreplicable en Chile. Valor recreacional (pesca, carnada), estético y de investigación.

Nota: La conservación de esta especie en la bahía de Antofagasta no es importante solamente por la especie en sí misma, que es única en Chile (a pesar de ser no carismática, ver texto y Tabla 1), sino por los servicios ecosistémicos (comunitarios) que presta en la naturaleza.

Conclusiones

Como conclusión central de este trabajo, se propone que puesto que el concepto de la biodiversidad es mucho más amplio, complejo y dinámico que lo que se acostumbra a entender, se debe poner cuidado cuando se le aproxima y se deciden acciones de conservación de la biodiversidad. El resguardo de hábitats es una aproximación posible, del mismo modo que lo es la conservación de especies carismáticas para la sociedad (depredadores, competidores, nativas, claves, raras, etc.). Sin embargo, lo anterior es sólo una primera aproximación a la conservación de la biodiversidad, de la cual ni siquiera conocemos su extensión en el planeta (esto no es así para grupos detalladamente estudiados, como por ejemplo mamíferos y aves). La proposición más moderna para enfocar la problemática de la biodiversidad en el planeta indica que muy posiblemente los ecosistemas son las unidades de estudio más factibles de analizar funcionalmente y que el objeto último de la conservación de la biodiversidad debería ser el bienestar humano (Alcamo et al., 2003). Para lo anterior se deben estudiar los forzantes directos e indirectos que afectan los cuatro tipos de servicios ecosistémicos que están relacionados con dicho bienestar. El conocimiento del funcionamiento elemental de los diferentes ecosistemas se transforma así en un elemento clave para la conservación de la biodiversidad.

Ciertamente, la biodiversidad es muchísimo más que el solo conteo de especies diferentes en un ecosistema y sin dudas va mucho más allá de la conservación de un porcentaje ínfimo de biodiversidad representada por las especies carismáticas mayores, que ciertamente nos proveen servicios ecosistémicos culturales. Recientemente, Castilla (2005) ha generado un artículo relacionado con este tema enfocando la problemática de la **valorización de la biodiversidad**. El artículo está basado en los mismos principios y conceptos definidos aquí y también en su línea gruesa sigue los caminos trazados por el estudio

de Alcamo et al. (2003) y puede ser considerado como complementario al presente.

Finalmente, nuevas aproximaciones a la conservación de la biodiversidad, como las de WCS (2004) y en particular alianzas entre el mundo privado (como las compañías mineras en Chile), las agrupaciones sin fines de lucro no gubernamentales, universidades y los sectores del gobierno, son la máxima esperanza de que seremos capaces de resolver los complejos problemas relacionadas con la conservación de la biodiversidad en Chile y en el mundo. Existe un arduo camino por delante.

Agradecimientos

El autor agradece sinceramente el apoyo entregado por Minera Escondida Limitada en los pasados 13 años para la realización de estudios ambientales en la bahía de Antofagasta (ecológicos, ambientales, oceanográficos), a través de convenios sucesivos con la Pontificia Universidad Católica de Chile. El estudio sostenido en comunidades de *P. praeputialis* se inició en el año 1992 gracias a una Beca Presidencial en Ciencias y al apoyo de la Pew Foundation (Pew Fellowship in Marine Conservation). Mis alumnos de pre y postgrado y ayudantes han sido importantísimos en todos estos estudios y sus nombres aparecen en las co-autorías de los trabajos publicados, que se han realizado en la bahía de Antofagasta en estos años. Mi participación en el grupo de estudios sobre servicios ecosistémicos del libro **Ecosystems and Human Well-Being**, Alcamo et al., (2003) me permitió elaborar y discutir las ideas presentadas en este trabajo, que son personales y no comprometen a los colegas con los que redactamos el capítulo 2 de dicho libro. Finalmente, agradezco al Centro de Estudios Avanzados en Ecología y Biodiversidad (FONDAP 1501- 0001), Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcama J.** et al. (eds.) (2003). *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment / Millennium Ecosystem Assessment*; contributing authors, E.M. Bennet et al. Island Press. http://marine.wri.org/pubs_description.cfm?PubID=3927
- Alvarado J.L., Pinto R., Marquet P., Pacheco C., Guíñez R. y Castilla J.C.** 2001. Patch recolonization by the tunicate *Pyura praeputialis* (Heller) in the rocky intertidal at the Bay of Antofagasta, Chile: evidence for self-facilitation. *Marine Ecology Progress Series* 224: 93-101.
- Astorga M., Guíñez R., Ortiz J.C. y Castilla J.C.** 2002. Variación fenotípica y genética en el tunicado *Pyura praeputialis* (Heller, 1878) en el área norte de la bahía de Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75: 515-526.
- Camaño A. y Castilla J. C.** 2003. Monitoring marine species diversity. In: Integrating Mining and Biodiversity Conservation: Case studies from around the world. IUCN - ICMM. Pp. 32-33
- Castilla J.C.** 1999. «Coastal Marine Communities: Trends and Perspectives from Human-Exclusion Experiments», *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 14; 280-283.
- Castilla J.C. y Guíñez R.** 2000. Disjoint geographical distribution of intertidal and nearshore benthic invertebrates in the southern Hemisphere. *Revista Chilena de Historia Natural* 73:586-603.
- Castilla J.C. y Camaño A.** 2001. El piure de Antofagasta, *Pyura praeputialis* (Heller, 1878): un competidor dominante e ingeniero de ecosistemas. In: «Sustentabilidad de la Biodiversidad» K. Alveal & T. Antezana (Eds). Universidad de Concepción, Chile: 707-717. 175.
- Castilla J.C., Collins A.G., Meyer C.P., Guíñez R. y Dr. Lindberg.** 2002a. Recent introduction of the dominant tunicate, *Pyura praeputialis* (Urochordata, Pyuridae) to Antofagasta, Chile. *Molecular Ecology* 11: 1579-1584.
- Castilla J.C., Lagos N., Guíñez R. y Largier J.** 2002b. Embayments and nearshore retention of plankton: The Antofagasta Bay and other examples. In: The Oceanography and Ecology of the Nearshore and Bays in Chile. International Symposium on Linkages and Dynamics of Coastal systems: Open Coasts and Embayments. Castilla J.C. and Largier J. (Eds.). Ediciones Universidad Católica de Chile, Chile. Pp. 179-203.
- Castilla J.C., Lagos N. y Cerda M.** 2004a. Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyura praeputialis* on an intertidal rocky shore. *Marine Ecology Progress Series* 268: 119-130.
- Castilla J.C., Guíñez R., Caro A. y Ortiz V.** 2004b. Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate *Pyura praeputialis* in the Bay of Antofagasta, Chile. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. PNAS 101: 8517-8524.
- Castilla J.C., Uribe M., Bahamonde N., Clarke M., Desqueyroux-Faúndez R., Kong I., Moyano H., Rozbaczylo N., Santelices B., Valdovinos C. y Zavala P.** 2005. Down under the southeastern Pacific: marine non-indigenous species in Chile. *Biological Invasions* 7: 213-232.
- Castilla J.C.** (2005). Un ensayo sobre ecosistemas, servicios, biodiversidad y bienestar humano, en el ámbito marino: Aproximaciones hacia valorizaciones económicas. Seminario «Valorización, Uso y Perspectivas de la Diversidad Marina: ¿Hacia dónde va Chile?», Figueroa E. (ed.) Universidad de Chile, pp.571-581.
- Cerda M. y Castilla J.C.** 2001. Diversidad y biomasa de macroinvertebrados intermareales del tunicado *Pyura praeputialis* (Heller, 1878) en la bahía de Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74:841-853.
- Daily G.C.** 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington D.C.
- Guíñez R. y Castilla J.C.** 2001. An allometric tridimensional model of self-thinning for a gregarious tunicate. *Ecology* 82: 2331-2341.
- Guíñez R. y Castilla J.C.** 2006. «Estudios de la biodiversidad asociada a una especie de tunicado marino en la bahía de Antofagasta». En *Minería y biodiversidad*. Publicación Sonami, Chile. A. Camaño, J.C. Castilla y J.A. Simonetti (eds.) pp. 43-45.
- Guíñez R.G., Petraitis P.S. y Castilla J.C.** 2005. Layering the effective density of mussels and mass-density boundary curves. *OIKOS* 110: 186-190.
- Harper J.L. y Hawksworth D.L.** 1994. Biodiversity: Measurements and estimations. *Philos. Trans. Roy. Soc. London, Ser. B* 345:5-12.
- Jones C.G., Lawton J.H. y Shachak M.** 1994. Organisms as ecosystems engineers, *Oikos*, Vol. 69; 373-386.

- Kinzig A.P., Pacala S.W. y Tilman D.** 2002. *The functional Consequences of Biodiversity*. Princeton University Press.
- Lovejoy T.E.** 1980. The Global 2000 Report to the President (G.O. Barney, ed.), Vol 2, The Technical Report, pp. 327-332. Penguin, New York.
- Pacheco C.J. y Castilla J.C.** 2000. Ecología trófica de los ostreros *Haematopus palliatus pitanay* (Murphy, 1925) y *Haematopus ater* (Vieillot et Oudart, 1825) en mantos del tunicado *Pyura praeputialis* (Heller, 1878) en la bahía de Antofagasta. *Revista Chilena de Historia Natural* 73:533-541.
- Power M.E., Tilman D., Estes J.A., Menge B., Bond W.J., Scott-Mills L., Daily G., Castilla J.C., Lubchenco J. y Paine R.T.** 1996. Challenges in the quest for keystones, *Bioscience*, Vol. 46; 609-620.
- Swingland I.R.** 2001. Biodiversity, Definition of. En *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol 1, pp.377-391. Editor In Chief S. Levin. Academic Press, San Diego, EE.UU.
- Wildlife Conservation Society.** 2004. Annual Report. President's Letter, pgs. 6-7.
- Wilson E.O.** 1992. *The Diversity of life*. W.W. Norton & Co. New York.

estudios de la biodiversidad asociada a una especie única de tunicado marino en la bahía de Antofagasta



RICARDO GUÍNEZ Y JUAN CARLOS CASTILLA



Estudios de la biodiversidad asociada a una especie única de tunicado marino en la bahía de Antofagasta

RICARDO GUÍNEZ¹
JUAN CARLOS CASTILLA^{1, 2}



Resumen

En este trabajo se analiza datos de la biodiversidad de especies del intermareal rocoso medio en siete localidades que abarcan un gradiente lineal de 200 km en torno a Antofagasta. Tres de estos sitios están ubicados al interior de la bahía de Antofagasta, Chile, y están dominados por matrices del tunicado *Pyura praeputialis* (Heller, 1878). El resto de las localidades representan situaciones en que el piure no es dominante y se encuentra ausente. Los resultados permiten demostrar que la presencia del piure de Antofagasta permite incrementar la diversidad (riqueza de especies) tanto a nivel local, como a nivel regional y se destaca su rol como especie ingeniera ecosistémica.

Abstract

The paper analyses information about marine biodiversity of the mid-rocky intertidal in seven localities, along a gradient of approximately 200 km, center around the Bay of Antofagasta. Three of the sites are located inside the Bay of Antofagasta where the intertidal fringe is dominated by matrices of the tunicate *Pyura praeputialis* (Heller, 1878). The rest of the sites, outside the Bay, represent localities where the tunicate is not a dominant species or is absent. The results show that the presence of this tunicate in the intertidal enhances the biodiversity (species richness), both at the local and regional level, and highlights its role as an ecosystem bioengineer.

Antecedentes generales

En el diseño del estudio de impacto ambiental de línea base que realizó MEL en 1989, antes de la instalación de la planta de filtro de concentrado de cobre y la construcción del mue-

lle de embarque en la localidad de Punta Coloso, ubicada al interior de la bahía de Antofagasta (Arcos 1998) (Fig. 1), se consideró a las poblaciones del «piure de Antofagasta», *Pyura praeputialis*, como una «situación ecológica única» merecedora de máxima atención y resguardo. En consecuencia, los monitoreos ecológicos inter y submareales de Largo Plazo de MEL, que se han realizado en los roqueríos en torno a Punta Coloso entre 1990 y el presente han tenido a las poblaciones de *Pyura praeputialis* como uno de los focos ecológicos predominantes (Castilla 1998).

El «piure de Antofagasta», *Pyura praeputialis*, es un tunicado intermareal con forma de barril, sésil y solitario, cuya presencia en Chile está confinada exclusivamente a la bahía de Antofagasta y localidades aledañas entre la localidad de Punta Lagartos, 23° 21'S, 70° 36'W por el norte (con poblaciones extremadamente ralas del orden de < 0.1 piure/m²), y Caleta Bolfin, 23° 51'2"S, 70° 30'8"W por el sur; esto es con una distribución geográfica muy reducida de aproximadamente 70 km (Clarke *et al.* 1999; Castilla & Guíñez 2000; Castilla *et al.* 2000; Castilla & Camaño 2001). De acuerdo a nuestra evidencia, usando datos de genética molecular, la población de la bahía de Antofagasta no es un relicto Gondwánico como fue originalmente propuesto por Kott (1952), sino que corresponde a un colonizador reciente en la bahía de Antofagasta que probablemente habría arribado desde Australia hace unos cientos de años (Castilla & Guíñez 2000; Castilla *et al.* 2002). La población de *Pyura praeputialis* de Antofagasta se encuentra en el intermareal rocoso medio y se extiende hacia el submareal somero hasta aproximadamente los 10 m de profundidad (Castilla 1998; Castilla & Camaño 2001). En

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta. Casilla 170, Antofagasta, Chile. rguinez@uantof.cl

² Centro de Estudios Avanzados en Ecología & Biodiversidad, Pontificia Universidad Católica de Chile. Casilla 114-D, Santiago, Chile. jcastill@bio.puc.cl

el intermareal los piures conforman agrupaciones o matrices extensas y compactas, sobre plataformas rocosas de decenas de metros de ancho, con abundancias que llegan a superar los $1800 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ y con biomásas secas de hasta $20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ (Castilla *et al.* 2000; Guiñez & Castilla 2001); y representan hábitats secundarios para decenas de otras especies, lo que es esperable para una especie ingeniera ecosistémica (Jones *et al.* 1994). En efecto, un ingeniero ecosistémico es aquella especie cuyos individuos directa o indirectamente modulan la disponibilidad de recursos de tal modo que éstos (los recursos) pueden ser usados por otras especies (distintas de ellos mismos). En este caso, para una situación sin piure, el recurso disponible corresponde al recurso espacio primario representado por el hábitat rocoso. Sin embargo, cuando el piure coloniza el espacio disponible y crea un nuevo tipo de hábitat secundario representado por las superficies externas de los individuos y los intersticios inter-individuales al interior de las matrices de piures, es esperable entonces el arribo de especies que usen dichos hábitats o microhábitats. Por esto es que se espera que una especie ingeniero ecosistémico debiera traer asociado un incremento de la biodiversidad ligado con la modificación secundaria de los hábitats (Castilla & Camaño 2001). Estos «ingenieros» pueden ser *autogénicos* o *alogénicos*. Los primeros modifican el ambiente a través de sus propias estructuras físicas, por ejemplo a través de sus propios cuerpos, como lo sería el caso del piure de Antofagasta o los arrecifes de coral (Castilla & Camaño 2001). Los segundos modifican el ambiente a través de transformar materiales vivos o no vivos desde un estado físico a otro, por vía mecánica u otra (e.g. los conejos que cavan madrigueras, los castores que construyen diques).

Por otra parte, la bahía de Antofagasta se localiza inmediatamente al sur de la península de Mejillones y se caracteriza por una boca semiabierta de orientación sur de aproximadamente 35 km de ancho, entre Punta Tetás por el norte y Punta Coloso por el sur, manteniendo un patrón de circulación ciclónica en



Figura 1
 Área de estudio en torno a Antofagasta. El área de distribución del Piure *Pyura praeputialis* se muestra con la línea de costa en trazo grueso dentro de la bahía de Antofagasta. Las localidades muestreadas adyacentes a la bahía con hábitat sin piures están marcadas con círculos blancos, y aquellos dentro de la bahía en hábitat con piures están señalados con círculos negros.

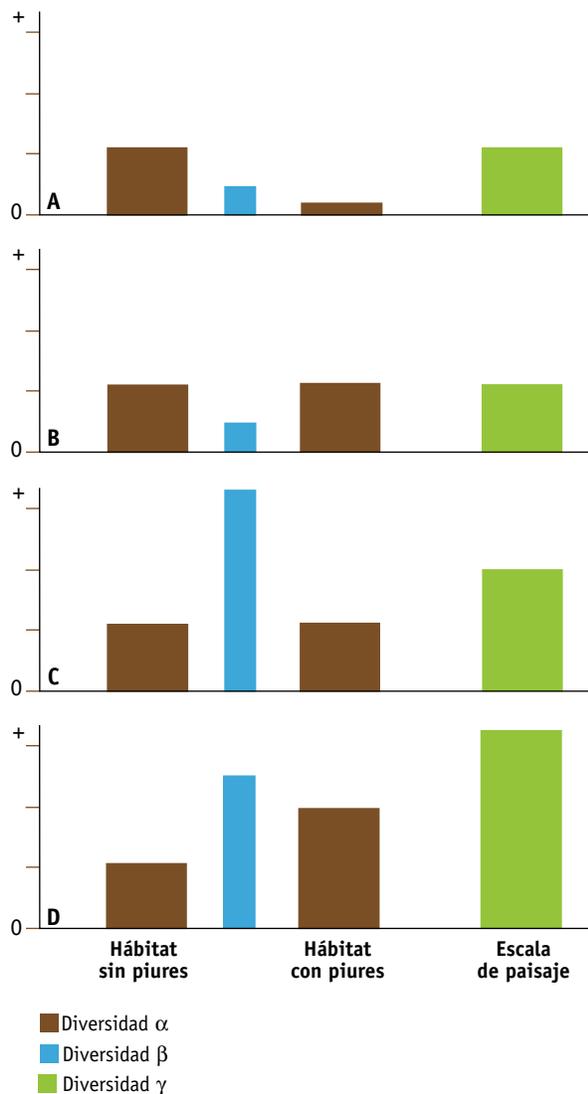


su interior (Fig.1). La bahía tiene una superficie aproximada de 200 km² y su boca presenta sobre 500 m de profundidad y es adyacente con la Fosa de Atacama, una de las más profundas del mundo (Fig. 1). La bahía se encuentra entre dos centros activos de surgencia del norte de Chile, zona que se reconoce como una de las más productivas del mundo (Fonseca & Farias 1987; Strub *et al.* 1998; Escribano & McLaren 1999; Hormazábal *et al.* 2001). En su línea de costa, se encuentra la ciudad de Antofagasta (23° 36'S; 70° 24'W), caracterizada por su actividad asociada principalmente a la minería, que cuenta con el puerto de Antofagasta en adición al muelle de embarque Minera Escondida Ltda. (MEL) de Punta Coloso.

Problema

Minera Escondida ha establecido como una línea medioambiental de frontera conocer a fondo y preservar los ambientes terrestres y marinos en torno a sus instalaciones, tanto en la cordillera de los Andes, como en la bahía de Antofagasta, asumiendo el desafío de caracterizar y preservar la biodiver-

sidad. Sin embargo, para tener una evaluación crítica de esta biodiversidad es necesario tener como referencia y control la biodiversidad a nivel regional, que en el caso del ambiente marino corresponde a un sector más amplio que la bahía propiamente tal. Por lo anterior, uno de los propósitos de este trabajo es describir y analizar la biodiversidad de especies de macroinvertebrados y algas en el intermareal rocoso medio a escala de varias decenas de kilómetros, incluyendo sitios aledaños a las instalaciones de MEL en Punta Coloso (Curva Lenguado y El Way), además de una serie de otras 5 localidades, alrededor de la bahía de Antofagasta, que en total abarcan una distancia de 200 km de línea de costa. Estas localidades se disponen en un gradiente geográfico desde Caleta El Cobre (24° 17'S, 70° 31'W) al norte de Taltal, hasta Punta La Lobería (23° 03'S, 70° 33'W, en el extremo norte de la Península de Mejillones). El otro propósito en este trabajo, consiste en poner a prueba la hipótesis de si la presencia del piure *Pyura praeputialis* afecta la diversidad biológica en relación a situaciones sin piure, como para considerar si su efecto es asignable al de un ingeniero ecosistémico (Fig. 2).



Al menos cuatro escenarios son posibles de definir (Fig. 2):

Escenario A. La Fig. 2A representa la situación para un impacto negativo de la presencia de piure sobre la riqueza (=número) de especies a escala local o **diversidad α** , pero con efecto neutro sobre la diversidad entre localidades o **diversidad β** (=diferencia entre localidades, barra celeste) y la diversidad regional total o **diversidad γ** (verde «escala de paisaje»). Esto podría representar el escenario de una especie competitiva dominante que desplaza localmente a especies de jerarquías competitivas inferiores. La diversidad β tendría valores bajos (alta similitud de especie), esperables para altas similitudes de la composición de especies a escala local y regional.

Escenario B. La Fig. 2B representa la situación para un escenario en que el piure tiene efectos neutros, y por tanto, no es una especie ingeniero ecosistémico (nuestra hipótesis nula). En este caso, las especies que se asociarían al piure serían las mismas del acervo regional de la biodiversidad, lo que explica que la diversidad α o la riqueza de especies con piures sea la misma que en situaciones sin piures, y que no ocurren efectos significativos sobre la diversidad β y γ .

Escenarios C y D. Las Figs. 2C y 2D representan dos escenarios esperables si el piure fuera un ingeniero ecosistémico. En el caso de la Fig. 2C pudiera haber una misma riqueza de especies o diversidad α (e incluso menor) a escala local asociada a piures en relación con la situación sin piure, pero con una composición de especies distintas asociada al piure en relación con la situación sin piure: diferente composición de especies entre ambos hábitats. Esto tiene como consecuencia que se produzca un incremento significativo de la diversidad total γ , a escala de

Figura 2
Los cuatro escenarios hipotéticos para la biodiversidad α (local), β (entre hábitats) y γ (total), en los hábitats sin piures (fuera de la bahía de Antofagasta) y hábitats con piures (al interior de la bahía), y a la escala de paisaje (ver explicaciones en el texto).

paisaje, y también de la diversidad β entre hábitat, pues las especies son distintas en ambos hábitats (con/sin piures).

Por otra parte, en el caso de la Fig. 2D se tiene la situación en la que no sólo incrementa la diversidad α o riqueza de especies a escala local asociada con la presencia de piures, con relación al hábitat sin piures, sino que también las especies asociadas al piure serían nuevas y distintas, lo que incrementa también tanto la diversidad β entre hábitats con/sin piures como la diversidad a escala regional o diversidad γ .

Metodología

En los estudios realizados con el financiamiento MEL se ha obtenido información taxonómica de las especies del intermareal rocoso, a partir de los propios estudios de impacto en el área de la actual Reserva MEL-Punta Coloso, como de áreas contiguas tales como Curva Lenguado y El Way/Llacolén, y más alejadas como, entre otras, Caleta El Cobre y Punta Jorgillo por el sur, y El Edén, El Lagarto y La Lobería por el Norte (Fig. 1). Descripciones generales y publicaciones sobre la diversidad biológica de las comunidades litorales del área han sido previamente publicadas (Castilla 1996, 1997, 1998; Castilla *et al.* 2000; Castilla & Camaño 2001; Cerda & Castilla 2002; Castilla *et al.* 2004b). En este trabajo usaremos la base de datos obtenida, consolidada y analizada por Castilla *et al.* (2004b) usando la información de sólo siete de tales localidades (Fig. 1). Las localidades con sitios muestreados sin piures y ubicadas fuera de la bahía de Antofagasta fueron: Caleta El Cobre, Jorgillo chico, El Lagarto y La Lobería, y dominadas con piures fueron: Curva Lenguado, El Way y El Edén (Fig. 1). Todos los muestreos se realizaron sobre plataformas rocosas horizontales del intermareal medio por lo menos 1 m sobre el límite superior de altura de marea de la macroalga *Lessonia nigrescens* o 1 m bajo el límite inferior de la matriz de *Pyura praeputialis*. Un sitio fue denominado como

«sin piures» cuando no había en el sitio *Pyura praeputialis* (ni el chorito dominante *Perumytilus purpuratus*); en cambio, fue denominado como «con piures» cuando *Pyura praeputialis* fue dominante en el intermareal medio con un 100% de cobertura (Cerda & Castilla 2002; Castilla *et al.* 2004b). En todas las localidades se recolectó en muestras replicadas todos los macroinvertebrados (> 5 mm) y macroalgas encontrados o removidos manualmente o con la ayuda de cuchillos. En las localidades sin piure, el muestreo se realizó basado en seis cuadrantes de 50 x 50 cm (0,25 m²) dispuestos aleatoriamente en cada una de las localidades. En cambio, en las localidades con piures se usó cuatro réplicas por localidad en áreas de 35 x 35 cm (0,1225 m²) tomadas usando un cubo de fierro de 35 x 35 x 35 cm que se martilló sobre matrices con 100% cobertura de piure. Todos los individuos recolectados fueron almacenados, analizados e identificados taxonómicamente hasta el nivel de especie (para mayores detalles ver Cerda & Castilla 2002; Castilla *et al.* 2004b). El número de individuos de las distintas especies para ambos tipos de muestras fue corregido a una misma unidad de área de 1,4 m² (Gotelli & Cowell 2001; Castilla *et al.* 2004b).

La riqueza de especies se estimó como el número de especies determinadas, de acuerdo al siguiente protocolo: 1) diversidad local o diversidad β , combinando todas las réplicas para cada localidad, 2) diversidad o riqueza asociada a cada hábitat, combinando todas las réplicas para cada uno de los dos tipos de hábitat (con/sin piures), y 3) diversidad total o γ , combinando todas las réplicas de todas las localidades: la escala del paisaje. Adicionalmente, la riqueza de especies se corrigió por las diferencias de área y de tamaño muestral usando el método de rarefacción (Gotelli & Cowell 2001; Castilla *et al.* 2004b). La comparación de la riqueza entre sitios adyacentes se estimó mediante el índice de diversidad β (Whittaker 1972) como $(S/m)-1$, donde S es el número de especies para ambas muestras combinadas, y m es el promedio de la riqueza

Tabla 1

Listado de especies de macroinvertebrados y macroalgas segregados por hábitat y grupo funcional (móviles, capaces de moverse de posición espacial; sésiles, adheridos a sustrato primario o secundario; y vágiles, de baja movilidad pero no adheridos). Tabla tomada y modificada de Castilla et al. 2004b.

Especies sólo encontradas en matrices de *Pyura Praeputialis*

INVERTEBRADOS MÓVILES

Nemertea: Anopla (*Lineus atrocaeruleus*, *Nemertea* A y B, no identificados).

Mollusca: Polyplacophora (*Acanthopleura echinata*, *Enoplochiton niger*, *Chaetopleura peruviana*).

Mollusca: Gastropoda (*Caecum chilense*, *Scurria scurra*, *Scurria zebrina*, *Concholepas concholepas*, *Crepidula dilatata*, *Eatoniella nigra*, *Fissurella cumingi*, *Fissurella limbata*, *Fissurella maxima*, *Liotia cancellata*, *Mitrella unifasciata*, *Prisogaster niger*, *Tegula atra*, *Thais haemostoma*, *Trimusculus peruvianus*).

Annelida: Polychaeta (*Cirratulus* sp., *Cirrifornia* sp., *Dalhousiella* sp., *Halosydna* sp., *Hemipodus* sp., *Hydroides chilensis*, *Lumbrineris* sp., *Marphysa* sp., *Naineris* sp., *Nereis callaona*, *Perinereis falklandica*, *Pherusa* sp., *Unidentified Syllidae* A, *Typosyllis magdalena*, *Typosyllis* sp.).

Arthropoda: Crustacea: Decapoda (*Betaeus emarginatus*, *Acanthonyx petiveri*, *Pilumnoides perlatus*, *Gaudichaudia gaudichaudi*, *Pagurus edwardsii*, *Pagurus villosus*, *Paraxanthus barbiger*, *Petrolisthes granulatus*, *Petrolisthes violaceus*, *Pisoides edwardsi*, *Synalpheus spinifrons*, *Amphipoda Hyale rubra*, *Elasmopus chilensis*, *Jassa* sp., *Aora typica*). Arthropoda: Crustacea: Isopoda (*Jaeropsis* sp.).

Arthropoda: Crustacea: Tanaidacea. (*Tanaidacea* A, no identificado).

Echinodermata: Asteroidea (*Patiria chilensis*).

Echinodermata: Holothuroidea (*Patallus mollis*).

Echinodermata: Ophiuroidea (*Ophiactis kroyeri*).

INVERTEBRADOS SÉSILES

Porifera: (*Porifera* A, no identificado).

Cnidaria: Anthozoa (*Anthothoe chilensis*).

Mollusca: Bivalvia (*Chama pellucida*).

Annelida: Polychaeta (*Spirorbidae*, no identificado, *Phragmatopoma moerchi*).

Arthropoda: Crustacea: Cirripedia (*Verruca laevigata*, *Balanus laevis*).

Chordata: Ascidiacea (*Molgula ficus*).

INVERTEBRADOS VÁGILES

Mollusca: Gastropoda (*Iselica chilensis*).

Mollusca: Bivalvia (*Carditella tegulata*, *Entodesma cuneata*, *Lasaea petitiiana*, *Mysella* sp., *Nucula interflucta*, *Protothaca thaca*).

MACROALGAS SÉSILES

Chlorophyta: (*Bryopsis peruviana*, *Chaetomorpha linum*, *Enteromorpha compressa*).

Rhodophyta: (*Ceramium rubrum*).

Phaeophyta: (*Colpomenia phaeodactyla*, *Dyctiota dichotoma*, *Petalonia fascia*)

ESPECIES SÓLO ENCONTRADAS EN SUSTRATO ROCOSO

INVERTEBRADOS MÓVILES

Nemertea: Anopla (*Nemertea* C, no identificado).

Mollusca: Polyplacophora (*Enoplochiton niger*).

Mollusca: Gastropoda (*Collisela orbigny*, *Collisela plana*, *Nodilittorina araucana*, *Nodilittorina peruviana*, *Scurria bohmita*, *Scurria viridula*). Echinodermata: Asteroidea (*Stichaster striatus*).

INVERTEBRADOS SÉSILES

Porifera: (*Porifera* B, no identificado).

Arthropoda: Crustacea: Cirripedia (*Austramegabalanus psittacus*, *Balanus flosculus*, *Jehlius cirratus*, *Notochthamalus scabrosus*).

Chordata: Ascidiacea (*Ascidia colonial*, no identificado, *Pyura chilensis*).

INVERTEBRADOS VÁGILES

Mollusca: Bivalvia (*Nucula pisum*)

MACROALGAS SÉSILES

Chlorophyta: (*Cladophora* sp., *Ulva* sp.).

Rhodophyta: (*Gymnogongrus furcellatus*, *Hypnea spicifera*, *Rhodhymenia skottsbergii*, *Rhodoglossum denticulatum*).

Phaeophyta: (*Glossophora kunthii*, *Giffordia mitchelliae*, *Ralfsia pacifica*, *Lessonia nigrescens*).

Cyanophyta: (*Nostoc* sp., *Lyngbia confervoides*).

ESPECIES ENCONTRADAS EN AMBOS HÁBITATS

INVERTEBRADOS MÓVILES

Mollusca: Polyplacophora (*Chiton granosus*).

Mollusca: Gastropoda (*Calyptrea trochiformis*, *Scurria parasitica*, *Scurria variabilis*, *Scurria ceciliana*, *Fissurella crassa*, *Scurria araucana*, *Siphonaria lessoni*).

Annelida: Polychaeta (*Pseudonereis gallapagensis*, *Nereis grubei*).

Arthropoda: Crustacea: Decapada (*Acanthocyclus gayi*, *Allopetrolisthes angulosus*, *Hyale media*, *Hyale grandicornis*).

Arthropoda: Crustacea: Isopoda (*Dynamenella* sp.).

Echinodermata: Asteroidea (*Heliaster helianthus*).

Echinodermata: Echinoidea (*Tetrapygus niger*).

INVERTEBRADOS SÉSILES

Cnidaria: Anthozoa (*Anthozoa*, no identificado, *Phymactis clematis*).

Bryozoa: Gymnolaemata (*Bugula flabellata*).

Mollusca: Bivalvia (*Brachidontes granulata*, *Perumytilus purpuratus*, *Semimytilus algosus*).

Insecta: (*Larva de Chironomidae*, no identificado).

MACROALGAS SÉSILES

Chlorophyta: (*Chaetomorpha aerea*, *Ulva rigida*).

Rhodophyta: (*Centroceras clauvulatum*, *Chondrus canaliculatus*, *Corallina officinalis*, *Gelidium chilensis*, *Hildenbrandia lecanellieri*, *Lithothamnion* sp., *Polysiphonia* sp., *Porphyra columbina*).

Phaeophyta: (*Endarachne binghamiae*, *Colpomenia sinuosa*, *Halopteris hordacea*).

za para los dos sitios comparados. Por lo tanto, la diversidad β varía entre uno (completa disimilaridad) y cero (completa similaridad).

Resultados

Sobre el total de las localidades muestreadas, se logró determinar un total de 145 especies de macroinvertebrados y macroalgas (Tabla 1). De ellas, 29 especies se observaron exclusivamente asociadas a hábitats sin piures; 79 se encontraron sólo asociadas al hábitat con piures y 37 fueron comunes a ambos hábitats (Tabla 2). Los macroinvertebrados son los que más contribuyen al incremento de la riqueza de especies exclusivamente asociada a los hábitats con piures, siendo en todos los casos especies que naturalmente habitan en el submareal o en intermareal somero (bajo el límite inferior del piural) (Castilla *et al.* 2004b).

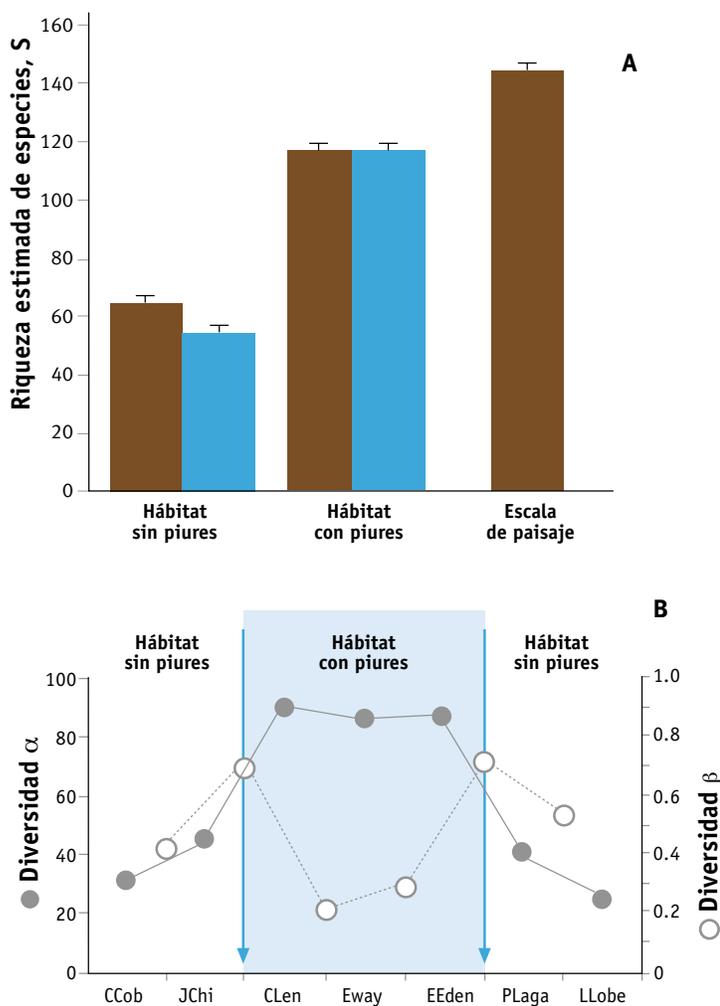
El hábitat con piure incrementa la riqueza de especies al doble de la observada en el hábitat sin piures y en la escala regional de paisaje la riqueza de especie incrementa a 145 especies totales (Fig. 3A).

En el gradiente geográfico norte-sur, que va desde Caleta El Cobre hasta La Lobería, se observa que inicialmente la diversidad α a escala local, incrementa desde un valor de 30 (El Cobre) hasta una máximo asintótico de 90 especies (Curva Lenguado, El Way y El Edén) y decrece nuevamente a partir de El Lagarto y hasta La Lobería (Fig. 3B). Los mayores valores de la diversidad α ocurren en los hábitats con piure ubicados al interior de la bahía de Antofagasta (Fig. 3B). Por otra parte, las variaciones de la diversidad β sugieren una mayor similitud afuera de la bahía dentro de hábitat sin piures y también dentro de la bahía entre hábitat con piures (Fig. 3B). Los incrementos de la diversidad β en los bordes de la bahía están relacionados con el cambio en la composición de especies entre los hábitats con y sin piures (Fig. 3B).

Tabla 2

Riqueza de especies (%) para macroinvertebrados y macroalgas por grupo funcional y total asociados a sólo hábitat sin piure o sólo hábitat con piure o comunes a ambos hábitat, en el intermareal medio en un rango de aproximadamente 200 km de extensión en torno a la bahía de Antofagasta, Chile.

Grupo funcional	Hábitat sin piures	Hábitat con piures	Especies comunes	Total de especies
Invertebrados				
Móviles	11,0%	68,3%	20,7%	82 (100%)
Sésiles	30,4%	39,1%	30,4%	23 (100%)
Vágiles	12,5%	87,5%	00,0%	8 (100%)
Algas				
Sésiles	37,5%	21,9%	40,6%	32 (100%)
TOTAL	20,0%	54,5%	25,5%	145 (100%)



Discusión

Los resultados mostrados permiten concluir que el piure de Antofagasta debe ser considerado un ingeniero ecosistémico ya que su impacto duplica a la diversidad local con relación al hábitat sin piure y en términos regionales permite incrementar a 145 las especies del intermareal rocoso, principalmente debido a que el hábitat secundario creado por su matriz es colonizado por especies que provienen del bio-acervo regional de especies que naturalmente están restringidas al submareal o al intermareal bajo. Lo anterior es coherente con proposiciones previas en que se ha destacado el rol ecológico de *Pyura praeputialis* como un importante ingeniero de ecosistemas (Castilla 1998; Castilla & Camaño 2001; Cerda & Castilla 2002; Castilla *et al.* 2004b). Esto también reconfirma el planteamiento hecho en los estudios de los sectores costero adyacentes a la Reserva MEL-Punta Coloso, por la compañía, en los que se le ha asignado a esta especie de tunicado el rol de especie indicadora de calidad ambiental (Castilla 1998). El piure de Antofagasta *Pyura praeputialis* representa una situación ecológica única de especie colonizadora altamente competitiva y que como ingeniero ecosistémico es capaz de estructurar una rica comunidad de especies asociadas, que no tiene replicado en otros sectores costeros a lo largo de Chile (Castilla 1998; Guíñez & Castilla 2001; Castilla *et al.* 2004a).

Figura 3

Riqueza de especies e índices de diversidad obtenidos en el estudio. A) Riqueza de especies (barras café) y estimada por el método de rarefacción (barras celestes) en ambos hábitats sin piures y con piures, y a la escala de paisaje. B) Diversidad α para cada una de las siete localidades estudiadas y diversidad β estimada entre localidades contiguas en el gradiente geográfico. Las localidades se ordenaron de sur a norte (CCob = Caleta El Cobre; JChi = Jorgillo chico; CLen = Curva Lenguado; EWay = El Way; EEden = El Edén; Plaga = Punta Lagarto y LLobe = La Lobería)-

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de Andrés Camaño, Juan Pablo Tomicic, Tatiana Rodríguez, Marcela Clarke, Nelson Lagos, Mauricio Cerda, Alejandro Delgado y Verónica Ortiz, entre muchos otros que han colaborado en el incremento significativo del conocimiento de la biodiversidad marina en la bahía de Antofagasta. Se agradece el financiamiento de MEL, Proyecto MEL-PUC, Proyecto FONDAP-FONDECYT 1501-0001, CASEB Programa 6. Ricardo Guíñez agradece a los proyectos FONDECYT 1020484, 1050848 y MEL-UA.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arcos D.** 1998. *Minería del cobre, ecología y ambiente costero*. Editorial Anibal Pinto, Talcahuano, Chile.
- Castilla J.C.** 1996. «La Futura Red Chilena de Parques y Reservas Marinas y los conceptos de conservación, preservación y manejo en la legislación nacional». En: *Revista Chilena de Historia Natural*, 69, 253-270.
- Castilla J.C.** 1997. «Conservación y repoblamiento en el litoral del norte de Chile: el caso de Minera Escondida en Punta Coloso, Antofagasta, Chile». En: *Estudios Oceanológicos, Chile*, 16, 51-66.
- Castilla J.C.** 1998. «Las comunidades intermareales de la bahía de Antofagasta: Estudios de línea base y el programa ambiental de Minera Escondida Limitada en Punta Coloso». En: *Minería del cobre, ecología y ambiente costero: El caso de Minera Escondida Ltda* (ed. Arcos D), pp. 191-214. Editorial Anibal Pinto, Concepción.
- Castilla J.C. y Camaño A.** 2001. «El Piure de Antofagasta, *Pyura praeputialis* (Heller, 1878): un competidor dominante e ingeniero de ecosistemas». En: *Sustentabilidad de la Biodiversidad* (eds. Alveal K & Antezana A), pp. 719-729. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- Castilla J.C., Collins A.G., Meyer C.P., Guíñez R. y Lindberg D.R.** 2002. «Recent introduction of the dominant tunicate, *Pyura praeputialis* (Urochordata, Pyuridae) to Antofagasta, Chile». En: *Molecular Ecology*, 11, 1579-1584.
- Castilla J.C. y Guíñez R.** 2000. «Disjoint geographical distribution of intertidal and nearshore benthic invertebrates in the Southern Hemisphere». En: *Revista Chilena de Historia Natural*, 73, 585-603.
- Castilla J.C., Guíñez R., Alvarado J.L., Pacheco C. y Varas M.** 2000. «Distribution, population structure, population biomass and morphological characteristics of the tunicate *Pyura stolonifera* in the bay of Antofagasta, Chile». En: *Marine Ecology-Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, 21, 161-174.
- Castilla J.C., Guíñez R., Caro A.U. y Ortiz V.** 2004a. «Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate *Pyura praeputialis* in the Bay of Antofagasta, Chile». En: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 8517-8524.

- Castilla J.C., Lagos N.A. y Cerda M.** 2004b. «Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyura praeputialis* on a mid-intertidal rocky shore». En: *Marine Ecology Progress Series*, 268, 119-130.
- Cerda M. y Castilla J.C.** 2002. «Diversidad biológica y biomasa de macro-invertebrados en matrices intermareales de *Pyura praeputialis* (Heller, 1878) en la bahía de Antofagasta, Chile». En: *Revista Chilena de Historia Natural*, 74, 841-853.
- Clarke M., Ortiz V. y Castilla J.C.** 1999. «Does early development of the Chilean tunicate *Pyura praeputialis* (Heller, 1878) explain the restricted distribution of the species?». En: *Bulletin of Marine Science*, 65, 745-754.
- Escribano R. y McLaren I.** 1999. «Production of *Calanus chilensis* in the upwelling systems area of Antofagasta, northern Chile». En: *Marine Ecology Progress Series*, 177, 147-156
- Fonseca R. y Fariás M.** 1987. Estudio del proceso de surgencia en la costa chilena utilizando percepción remota. *Investigación Pesquera (Chile)*, 34, 33-46.
- Gotelli N. y Cowell R.** 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Guiñez R. y Castilla J.C.** 2001. «An allometric tridimensional model of self-thinning for a gregarious tunicate». En: *Ecology*, 82, 2331-2341.
- Hormazábal S., Shaffer G., Letelier J. y Ulloa O.** 2001. «Local and remote forcing of sea surface temperature in the coastal upwelling system off Chile». En: *Journal of Geophysical Research*, 106, 16657-16671.
- Jones C.G., Lawton J.H. y Shachak M.** 1994. «Organisms as ecosystem engineers». En: *Oikos*, 69, 373-386
- Kott P.** (1952) «Ascidiens of Australia. I. Stolidobranchiata and Phelebobranchiata». *Australian Journal Marine and Freshwater Research*, 3, 206-333.
- Strub T., Mesías J., Montecinos V., Rutlland J. y Salinas S.** 1998. Coastal ocean circulation off Western South America. *The Sea*, 11, 273-313.
- Whittaker R.H.** 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.



establecimiento de umbrales de tolerancia al stress hídrico en tamarugo



PAULINE DE VIDTS, CARLOS PRADO Y ROBERTO CHÁVEZ



■ Establecimiento de umbrales de tolerancia al estrés hídrico en tamarugo (*Prosopis tamarugo* Phil.)

PAULINE DE VIDTS¹
CARLOS PRADO²
ROBERTO CHÁVEZ²



Resumen

El salar de Llamara, emplazado al Sur de la I Región de Tarapacá, se caracteriza por la presencia de una comunidad vegetal de tamarugo-retama (*Prosopis tamarugo* - *Caesalpinia aphylla*) y por la utilización del acuífero como fuente de agua para faenas mineras. De las dos especies dominantes del salar, el tamarugo representa un taxon de especial relevancia por su restringida distribución geográfica. Si bien la especie ha sido estudiada, a la fecha no se cuenta con investigaciones que permitan establecer el efecto de distintos niveles de la napa en la planta, y derivado de ello, cuáles son los umbrales de tolerancia que puede soportar la especie para asegurar su reproducción y sobrevivencia. A fin de llenar ese vacío, SQM, en conjunto con dos centros universitarios del país, se encuentra desarrollando un programa de investigación que permitirá disponer de una mejor base de conocimiento para la toma de decisiones sobre el uso múltiple de los recursos hídricos en el salar de Llamara. Es materia del presente trabajo exponer los alcances y metodología de la investigación en curso.

Abstract

The Llamara Salar located in the desert of northern Chile is characterized by two main aspects: a) the presence of a conspicuous tamarugo-retama plant community (*Prosopis tamarugo* - *Caesalpinia aphylla*) and b) the use of underground water for mining activities. Ecologically, tamarugo is known for a restricted geographical distribution and its ability to absorb water from resources found deep below soil surface. Although water absorption mechanisms are well known, water thresholds by which survival is compromised are still poorly understood. In order to fulfill this gap SQM, in association with two Chilean universities, has designed a research program aimed to correlate plant growth, vital traits and different levels of underground water. This paper summarizes the rationale, methods and expected results of the project.



Figura 1
Ubicación de la formación de tamarugos en el Salar de Llamara.

¹ SQM S.A. El Trovador 428, Las Condes. Santiago, Chile.
pdevidts@sqm.com

² PRAMAR AMBIENTAL CONSULTORES. Augusto Leguía Norte 143, of. B,
Las Condes. Santiago, Chile. cprado@pramar.cl, rchavez@pramar.cl



Figura 2
Formación de tamarugo-retama (*Prosopis tamarugo* - *Caesalpinia aphylla*) en el Salar de Llamara, I Región.

Antecedentes generales

El acuífero del Salar de Llamara emplazado en la Primera Región sustenta una comunidad de tamarugo (*Prosopis tamarugo*) y retama (*Caesalpinia aphylla*) y, al mismo tiempo, representa una fuente de aprovechamiento de agua para faenas mineras. A fin de comprender los mecanismos que sustentan el uso múltiple del recurso hídrico en dicho salar, SQM, en conjunto con la Universidad de Chile y la Pontificia Universidad Católica de Chile, está desarrollando un programa de investigación orientado a conocer la tolerancia del tamarugo a distintos regímenes hídricos. Dicho programa se encuentra en su primer año de implementación, razón por la cual a continuación sólo se exponen los alcances y métodos de la investigación en desarrollo.

Problema

El Salar de Llamara se encuentra en la depresión intermedia (750 - 800 msnm) al extremo sur de la I Región de Tarapacá (Fig. 1). Biogeográficamente corresponde a la subregión ecológica del Desierto Absoluto y, no obstante su extrema aridez, posee la particularidad de exhibir una comunidad vegetal representada por un matorral arborescente ralo (0-10% de cobertura), conformado por individuos aislados y parches de tamarugo-retama (Fig. 2). Según mediciones efectuadas en Marzo de 2005, la comunidad tamarugo-retama presente en el Salar de Llamara ocupa una superficie aproximada de 7.422 ha (Fig. 3).

Investigaciones científicas llevadas a cabo durante la década de los 70, referidas a la utilización del agua por el tamarugo, han demostrado la importancia de la profunda estructura radicular de la especie y de la presencia de una napa subterránea en los sectores donde crece. Sin perjuicio de lo anterior, a la fecha no se cuenta con investigaciones que permitan establecer el efecto de distintos niveles de la napa en la planta

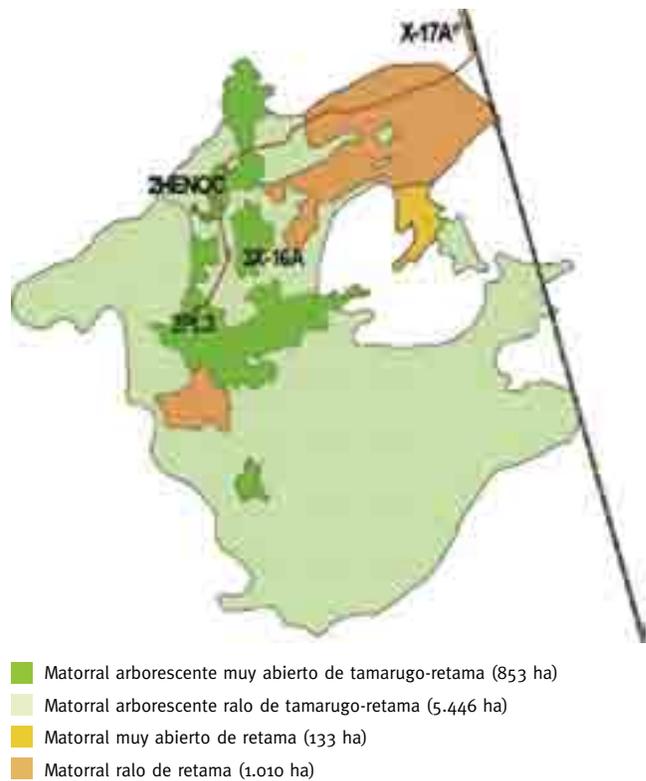


Figura 3
Distribución y abundancia de Formación de tamarugo-retama en Salar de Llamara.

y derivado de ello, cuales son los umbrales de tolerancia de la especie para asegurar su reproducción y sobrevivencia. El programa de investigación emprendido por SQM está orientado a llenar ese vacío y, de esa manera, proveer una mejor base de conocimiento para la toma de decisiones sobre el uso múltiple de los recursos hídricos.

Metodología

1 Diseño muestral

La investigación se está llevando a cabo mediante una red de unidades muestrales permanentes. A fin de homogeneizar la muestra y minimizar las fuentes de error, se consideró como universo muestral todos los ejemplares de tamarugo localizados dentro del área de influencia de pozos de extracción de agua para la minería y que se desarrollen en una misma curva de isoprofundidad de nivel actual de la napa. Sobre la base de una inspección en terreno, se identificaron ejemplares de tamarugo ubicados en torno a la curva de isoprofundidad actual de la napa de 4 metros, a lo largo de toda el área de influencia de los citados pozos.

El diseño muestral corresponde a un muestreo estratificado simple, con cuatro estratos y tres repeticiones (Fig. 4). Los estratos están dados por los distintos niveles de depresión de la napa. La unidad muestral corresponde a un individuo de tamarugo. La notación de la unidad muestral está dada por la expresión:

X_{ij}

Donde:

X_{ij} = variable X medida en el *j*-ésimo árbol del *i*-ésimo estrato

i correspondiente a los estratos, con *i* = 1 (nivel de depresión adicional de entre 1,6 y 2,0 m), 2 (nivel de depresión adicional de entre 1,2 y 1,6 m), 3 (nivel de depresión adicional de entre 0,8 y 1,2 m) y 4 (nivel de depresión adicional de entre 0,4 y 0,8 m);

j, correspondiente a los individuos de tamarugo, con *j* = 1, 2, 3 ejemplares de tamarugo

Los niveles de depresión adicional de los distintos estratos y el número de individuos por estrato, se definieron sobre la base de los siguientes criterios: a) simulación de curvas de isoprofundidad de la napa con una extracción de 120 l/s; b) superposición de curvas de isoprofundidad con una

rodalización efectuada en fotos aéreas 1:30.000, y c) presencia de ejemplares de tamarugo en terreno.

Para establecer la ubicación definitiva de las unidades muestrales, se realizó un trabajo de terreno previo en el que se marcaron tamarugos ubicados entre curvas de isoprofundidad actual con menos de 1 metro de diferencia, a lo largo de todo el radio de influencia de los pozos. La ubicación espacial de los ejemplares de tamarugo y la disposición de los estratos de depresión adicional de la napa se indican en la Tabla 3.1, a continuación.

Tabla 1
Ubicación de los ejemplares de tamarugo que componen la muestra

Estrato	Nº terreno	Coordenada	
		Este	Norte
1	2	434.625	7.659.176
	17	434.435	7.659.218
	19	434.550	7.659.251
2	1	434.624	7.659.239
	6	434.711	7.658.833
	11	434.692	7.658.695
3	24	434.879	7.658.098
	26	434.731	7.657.726
	28	434.502	7.657.488
4	34	434.542	7.657.058
	41	434.698	7.656.485
	44	434.981	7.655.417

Cada ejemplar de tamarugo fue demarcado en terreno con una placa de aluminio adosada a una estaca de fierro clavada en el suelo en un lugar visible. Lo anterior, a fin de facilitar su ubicación e identificación. A objeto de evaluar los niveles de la napa, se construyeron 7 pozos de observación. La ubicación de los pozos por estrato se indica en la Tabla 2 a continuación:

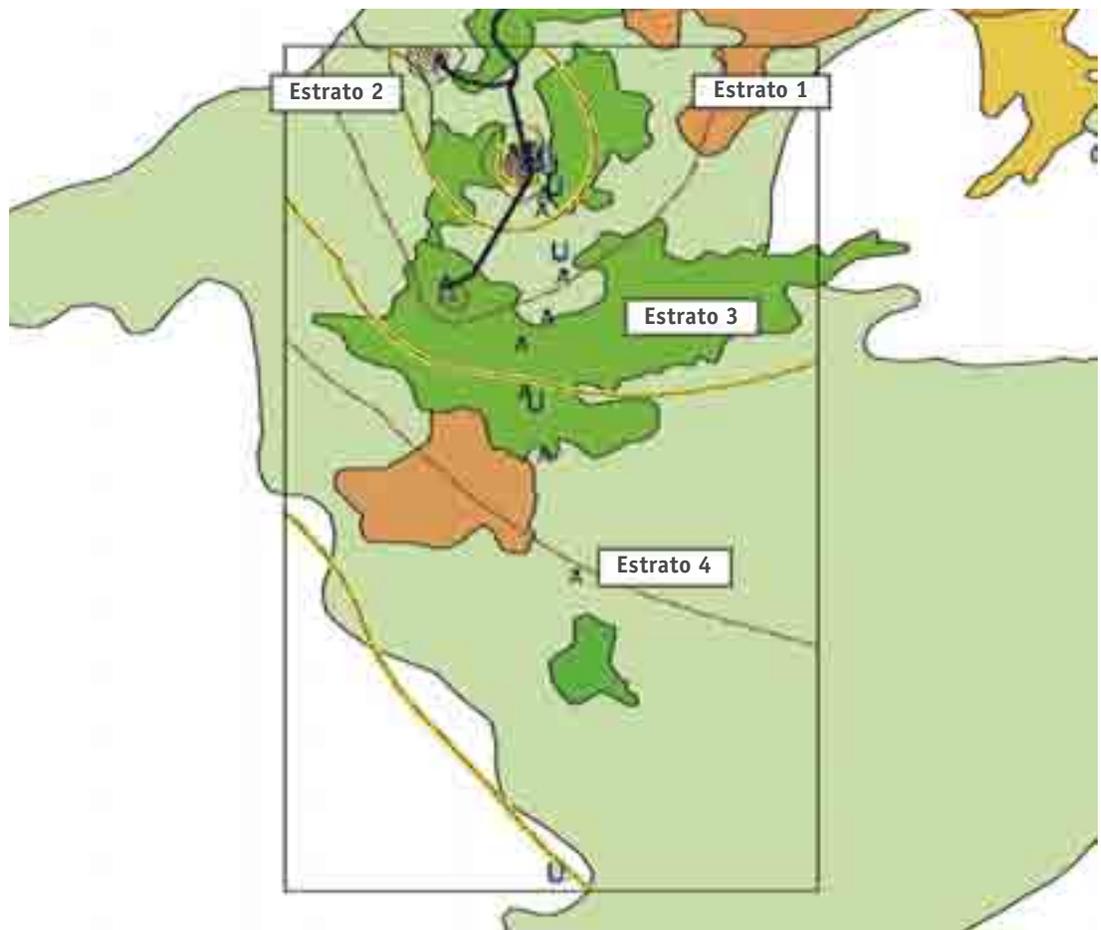


Figura 4
Muestreo estratificado simple, con cuatro estratos y tres repeticiones. Los estratos corresponden a distintos niveles de depresión de la napa. La unidad muestral corresponde a un individuo de tamarugo.



Tabla 2
Ubicación de pozos de observación

Estrato	Pozo	Coordenada	
		Este	Norte
1	PO - 6	434.607	7.659.100
	PO - 7	434.617	7.659.220
2	PO - 3	434.785	7.658.890
	PO - 5	434.749	7.659.070
3	PO - 4	434.831	7.658.310
4	PO - 1	434.626	7.656.960
Fuera del área del monitoreo	PO - 2	434.805	7.652.730

Con el propósito de estimar diferencias estadísticamente significativas entre el estado de los tamarugos ubicados en los distintos estratos, para un mismo nivel de profundidad de napa inicial, se efectuará un análisis de varianza. De verificarse eventuales diferencias entre los estratos, se realizará posteriormente un análisis de comparación de medias, utilizando el método de Scheffé o Tukey. Esto permitirá agrupar tamarugos pertenecientes a estratos afines o disímiles, y establecer para qué niveles de napa se producen efectos significativos. El muestreo planteado permitirá, además, establecer la evolución en el tiempo para cada variable de medición, permitiendo el cálculo de tasas de incremento o decremento entre estratos u otra información que resulte de interés. Finalmente se podrá establecer una correlación entre el estado de los tamarugos potencialmente afectados y los niveles de depresión medidos en los puntos de monitoreo de profundidad de napa (pozos de observación).

2 Variables a monitorear

Se contempla evaluar los siguientes siete grupos de variables: a) Variables estructurales y de sanidad; b) Variables fisiológicas; c) Análisis foliar; d) Contenido de humedad en sector superficial del suelo; e) Niveles de la napa; f) Volúmenes de agua y caudales medios de explotación en pozos para uso minero; g) Calidad del agua. El detalle de cada medición se expone a continuación.

2.1 Medición de variables estructurales y de sanidad

Se evaluarán variables estructurales y de sanidad a fin de establecer efectos sobre el crecimiento y vitalidad de los individuos. Estas variables serán medidas en cada unidad muestral permanente según el diseño muestral propuesto. Los resultados de estas mediciones permitirán establecer la situación actual de los ejemplares existentes en terreno, y sobre esta base, realizar comparaciones con la situación «con proyecto». Las variables a medir serán las siguientes:

- a. **Estructura.** Para cada individuo seleccionado en la muestra se medirá la altura total (en metros), la altura de copa (en metros) y el diámetro de copa (en cm) en los ejes N-S y E-W.
- b. **Estado sanitario.** Para cada individuo seleccionado en la muestra se medirá el estado sanitario a través de una escala cualitativa.

Las mediciones se efectuarán antes de la puesta en marcha de los pozos para uso minero y proseguirán durante la operación de los pozos. La periodicidad será bimensual los dos primeros años. Pasado este período, se evaluará la frecuencia de monitoreo a seguir.

2.2 Medición de variables fisiológicas

Para cada individuos seleccionado en la muestra, se evaluarán variables fisiológicas que permitan establecer si las plantas están sometidas a estrés hídrico.

- a. **Potencial hídrico de la planta.** Con el propósito de establecer la magnitud con que el agua celular o tisular está fijada en la planta, se realizarán mediciones de potencial hídrico sobre muestras tomadas a cada ejemplar de tamarugo de la red de parcelas permanentes. Estas mediciones se efectuarán a través del Método de Bomba de Scholander, que permite medir el potencial hídrico en terreno.

- b. **Flujo savial.** Para cada ejemplar de tamarugo se medirá el flujo de agua que se mueve a través de los vasos xilemáticos, lo cual tiene relación con la absorción hídrica y disponibilidad de agua a nivel de las raíces. En forma paralela, se realizarán mediciones de área foliar sobre muestras de ramas con volumen conocido. Sobre esta base se calculará el índice de área foliar como indicador de vigor de la planta.

Las mediciones se efectuarán antes de la puesta en marcha de los pozos para uso minero y proseguirán durante la operación de los pozos. La periodicidad será bimensual los dos primeros años. Pasado este período, se evaluará la frecuencia de monitoreo a seguir.

2.3 Análisis foliar

Se realizarán análisis foliares en ejemplares ubicados en cada estrato de depresión de la napa. Para tales efectos, se efectuará un muestreo compuesto por hojas de la temporada. En cada muestra se determinará el contenido de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, cobre, zinc, y manganeso totales, con la finalidad de detectar cambios en el estado nutricional de los tamarugos. Durante el primer año se realizarán dos mediciones, una a la salida del receso del crecimiento vegetativo y otra antes de ingresar a dicho receso. Posteriormente, en base a los resultados obtenidos, se analizará la necesidad de efectuar nuevas mediciones.

2.4 Medición de contenido de humedad en sector superficial del suelo

Anatómicamente, el sistema radicular del tamarugo está conformado por una densa masa radicular escasamente lignificada, de tipo superficial, que profundiza entre 40 y 80 cm en el nivel del suelo (sistema radicular fasciculado) y uno a varios pivotes que crecen a los 100 a 120 cm de profundidad (Sudzuki, 1985). Según las características del sustrato, estos pivotes pueden profundizar sin ramificarse a más de 8 m. Cabe señalar que existe evidencia de tamarugos vivos y en muy buen estado de conservación (sector sur de la Pampa del Tamarugal), con profundidades de la napa subterránea superiores a 20, lo que indica que la raíz pivotante puede alcanzar profundidades de ese orden en individuos adultos. La raíz pivotante es la principal estructura anatómica a partir de la cual se produce la absorción hídrica desde la parte no saturada del suelo, cerca de la napa freática, también llamada franja capilar.

Observaciones de campo indican que el estrato del suelo donde se localiza el sistema radicular fasciculado (aproximadamente 60 cm de profundidad) posee potenciales hídricos muy negativos (debido a la altísima salinidad del suelo y agua en esta zona) y contenidos de humedad superiores a los de estratos inmediatamente contiguos. El mayor contenido de humedad en esta parte del perfil está asociada a la exudación de agua desde la planta hacia el suelo; flujo que se produce por diferencias de potencial hídrico entre el sistema radicular fasciculado y el suelo durante el período en el cual los estomas permanecen cerrados. Para que este fenómeno se produzca, la planta debe estar adecuadamente provisionada de agua. Lo anterior requiere que exista continuidad hidráulica entre la raíz pivotante y la franja capilar, la cual, a su vez, debe estar en contacto con la napa freática.

Desde el punto de vista de la relación suelo-agua-planta el fenómeno anteriormente descrito sugiere lo siguiente. Un descenso en el nivel de la napa provocará también un descenso de la franja capilar. Derivado de lo anterior, la raíz pivotante de la planta puede perder contacto con la zona húmeda (franja capilar), lo cual se traducirá en una reducción de la absorción hídrica por el pivote. Esta menor absorción de agua puede llegar a un punto en el cual el flujo de agua hacia la planta se haga nulo (condición de napa muy deprimida y pérdida total de contacto entre la franja capilar y las raicillas del pivote). Bajo estas condiciones, es presumible que la fuente de aprovisionamiento de agua de la planta sea la zona superficial del suelo, donde cuenta con el sistema radicular fasciculado y donde la humedad del suelo es mayor. Si la discontinuidad hidráulica a nivel del pivote se mantiene por un período prolongado de tiempo, la zona superficial del suelo empezará a perder agua sin posibilidad de recarga por exudación radicular superficial. En este contexto, la disminución del contenido de humedad en la zona superficial del suelo (± 60 cm) es un buen indicador de que la planta no está absorbiendo agua por el pivote. Si a esta medición se agrega la evaluación conjunta del nivel de la napa y las variables fisiológicas es posible establecer cuándo se está produciendo un escenario crítico para cada individuo muestreado, a saber: napa deprimida, contenido de humedad de la zona superficial del suelo en valores muy bajos sin presentar signos de recuperación y potencial hídrico con tasa de transpiración sostenidamente bajos. En forma adicional al escenario anteriormente descrito, este esquema permitirá investigar otras combinatorias de valores y, sobre esta base, definir niveles de amenaza para distintas depresiones de la napa.

Sobre la base del razonamiento anteriormente expuesto, se propone como medida adicional al monitoreo del nivel

de la napa y de las variables fisiológicas, la evaluación del contenido de humedad del suelo en la zona del sistema radicular fasciculado. En forma complementaria, se medirá la conductividad eléctrica de esta misma zona.

Las mediciones se efectuarán antes de la puesta en marcha de los pozos para uso minero y proseguirán durante la operación de los pozos. La periodicidad será mensual los dos primeros años. Pasado este período, se evaluará la frecuencia de monitoreo a seguir.

2.5 Medición de los niveles de la napa

Se medirá la profundidad de la napa a través de la red permanente de pozos de observación. En cada pozo se medirá la profundidad de la napa referenciada respecto del nivel del suelo. Por consiguiente, se incluirá medidas tanto del nivel dinámico (pozos de explotación), como del nivel estático (pozos observación o pozos de extracción no explotados). Para ello se utilizarán pozómetros de circuito, graduados al milímetro.

Las mediciones se efectuarán antes de la puesta en marcha de los pozos para uso minero y proseguirán durante la operación de los pozos.

2.6 Medición de los volúmenes de agua y caudales medios de explotación

En cada uno de los pozos de bombeo para uso minero se medirán los volúmenes de agua extraídos y se estimará el caudal medio de explotación. Las mediciones se efectuarán durante la operación de los pozos. La periodicidad será mensual durante toda la vida útil de la extracción.

2.7 Medición de la calidad del agua

En cada uno de los pozos de bombeo y en 3 pozos de observación se medirán pH, conductividad eléctrica, dureza

total y sólidos disueltos totales. Adicionalmente, se medirán elementos mayores, a saber: calcio, magnesio, sodio y potasio (cationes); cloruros, sulfato, nitrato Y bicarbonato (aniones). Como metal específico se medirá arsénico y boro. Los pozos de bombeo y pozos de observación propuestos constituyen una buena red de observación, toda vez que en este acuífero no se prevé construir instalaciones mineras ni hay considerado ningún tipo de faena.

Las mediciones se efectuarán con una frecuencia de muestreo semestral (dos muestras por año por pozo) por los dos primeros años. Luego se evaluará con qué frecuencia se recomienda seguir.

uso de biosensores para la conservación de humedales altoandinos



MANUEL CONTRERAS, MARINO CABRERA, TOMÁS RIOSECO Y FERNANDO NOVOA



■ Uso de biosensores para la conservación de humedales altoandinos

MANUEL CONTRERAS^{1,2}

MARINO CABRERA³

TOMÁS RIOSECO³

FERNANDO NOVOA^{1,2}



Resumen

En respuesta a la heterogeneidad espacial, los humedales altoandinos tienen una elevada riqueza de especies y, además, constituyen áreas de concentración de la biodiversidad en la región altiplanica. La estrecha relación que se genera entre las comunidades y el medio físico determinan la existencia de dinámicas únicas en cada ecosistema, sobre la base de la sustentabilidad temporal que le imprimen los afloramientos de aguas subterráneas. La disminución en la disponibilidad de los recursos hídricos puede llevar a los humedales a un nuevo estado funcional, probablemente asociado con una reducción en la producción y diversidad biológica. El efecto sobre los ecosistemas puede ser mitigado adecuadamente, si se dispone de un sistema de alerta temprana, que permita identificar cambios en el comportamiento de los ecosistemas fuera de los patrones naturales. Los parámetros ecofisiológicos medidos en la vegetación del bofedal constituyen un buen indicador del comportamiento de los ecosistemas riparianos. La relación que existe entre la vegetación y la disponibilidad de agua permiten utilizarla como una variable de estado («biosensor»), capaz de reflejar la salud de los humedales. Estos indicadores pueden utilizarse no solamente para el diagnóstico de los humedales, sino también para su manejo. Los biosensores pueden aumentar la efectividad de las medidas de mitigación, mediante la optimización del diseño de los sistemas de irrigación y a través de un control de tipo endógeno.

Abstract

The high Andean humid soils have a high richness of species, as an answer to the space heterogeneity; they constitute biodiversity concentration areas in the Andean highland region. The close relationship generated between the communities and the physical

environment determines the unique dynamic existence in each ecosystem, on the basis of temporal sustainability given by the emerging of underground water. The decreasing of hydraulic resources availability may lead the humid soil to a new functional state, probably associated to a new reduction in the production and biological diversity of the systems. The effects on the ecosystems can be mitigated appropriately if there is an early alarm system available that allows identifying changes in the behaviour of the ecosystems other than the natural patterns.

The eco-physiological parameters measured in the bush vegetation constitute a good indicator of the riparian ecosystems behaviour. The existing relationship between the vegetation and water availability allows using it as a state variable («biosensor»), which is able to reflect the health of the humid soil. These indicators can be used not only for the humid soil diagnosis but for its management as well. The biosensors can increase the affectivity of the mitigation measures, by means of the optimisation of the irrigation systems designs and an endogen type control.

Introducción

Los humedales han sido considerados de gran importancia biológica a nivel global. No obstante la *Evaluación del Estado de Conservación de las Regiones Terrestres de América Latina y el Caribe* señala que su estado de conservación es vulnerable (Dinerstein et al, 1995). Las amenazas ponen en riesgo a los humedales, puesto que son ecosistemas altamente vulnerables y frágiles, particularmente frente a las presiones del desarrollo basadas en prácticas no sostenibles y al cambio climático (Grupo de Contacto sobre Humedales Altoandinos & UICN Sur, 2005). Las amenazas más relevantes que llevan a la degradación de los humedales son: la extracción de agua para usos agrícolas y mineros, la fragmentación de los sis-

¹ Centro de Ecología Aplicada Ltda. Suecia 3304, Ñuñoa, Santiago. mcontreras@cea.cl

² Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Casilla 653, Santiago, Chile.

³ Instituto de Biología (Botánica), Facultad Ciencias Básicas y Matemáticas, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

temas acuáticos, los intensos procesos de urbanización, las quemadas, la contaminación y la construcción de grandes obras de infraestructura, además del alto crecimiento de la población humana (Abramovitz, 1996; Rangel, 2000, Canevari et al, 2001 Hofstede et al, 2003; Grupo de Contacto sobre Humedales Altoandinos & UICN Sur, 2005).

El entendimiento de la estructura y funcionamiento de los humedales, en relación a los factores naturales y/o antrópicos que modifican su comportamiento, es una poderosa herramienta para su conservación, a través de un manejo de tipo adaptativo.

Los humedales altoandinos están ubicados preferentemente en cuencas endorreicas, donde la evaporación del agua es la principal pérdida del sistema. Este proceso genera gradientes espaciales, desde los puntos de afloramiento de aguas subterráneas («surgencias») hacia los sectores de menor altitud («lagunas de evaporación»), dando como resultado humedales con una extensión areal reducida, debido a la limitación en la disponibilidad de los recursos hídricos superficiales y a los gradientes de salinidad. Desde un punto de vista ecológico, estos sistemas tienen una elevada riqueza de especies, en respuesta a la heterogeneidad espacial, constituyendo áreas de concentración de la biodiversidad en la región altiplánica («Hot spot»). La estrecha relación que se genera entre las comunidades biológicas y el medio físico determinan la existencia de dinámicas únicas en cada ecosistema, sobre la base de la sustentabilidad temporal que le imprimen los afloramientos de aguas subterráneas. De lo anterior se desprende que las perturbaciones exógenas, como los eventos climáticos estocásticos, serían las principales fuerzas reguladoras de los humedales presentes en los salares a gran escala. Las interacciones biológicas («factores endógenos») regularían la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos durante períodos breves de tiempo. Este mecanismo resultaría en una baja capacidad de respuesta de los ecosistemas a

las perturbaciones, en términos de la estabilidad temporal de las estructuras disipativas. En consecuencia, las especies han desarrollado diversas estrategias como procesos migratorios (ej. flamencos), estadios de resistencia por medio de huevos, esporas o procesos de diapausa (ej. diatomeas, invertebrados acuáticos).

Una disminución natural en la disponibilidad de los recursos hídricos superficiales provocará una compresión de los ecosistemas (superficie y estructura), para expandirse posteriormente cuando éstos aumenten. El efecto sinérgico que se genera entre eventos de tipo natural y la explotación de aguas subterráneas puede llevar a los humedales a un nuevo estado funcional, probablemente asociado con una reducción en la producción biológica de los sistemas, lo que conlleva cambios en la composición de especies, efecto que puede ser amortiguado por la redundancia presente en sus estructuras internas. El efecto sinérgico sobre los ecosistemas puede ser mitigado adecuadamente, si se dispone de un sistema de alerta temprana, que permita identificar cambios en el comportamiento de los ecosistemas fuera de los patrones naturales. Lo anterior establece la necesidad de disponer de variables de estado ecosistémicas («biosensores»), capaces de detectar dichas alteraciones en forma temprana.

En este trabajo se propone utilizar parámetros ecofisiológicos de la vegetación ripariana como biosensores del estado hídrico de los ecosistemas, sobre la base de que: i) la vegetación ripariana es muy sensible a variaciones en la cantidad y calidad de los recursos hídricos subsuperficiales; ii) la vegetación ripariana se ubica en las condiciones de borde, constituyendo una variable de estado; y iii) la vegetación ripariana constituye la principal fuente de carbono para la fauna local.

Materiales y métodos

El área de estudio se encuentra en el Salar de Coposa (20°

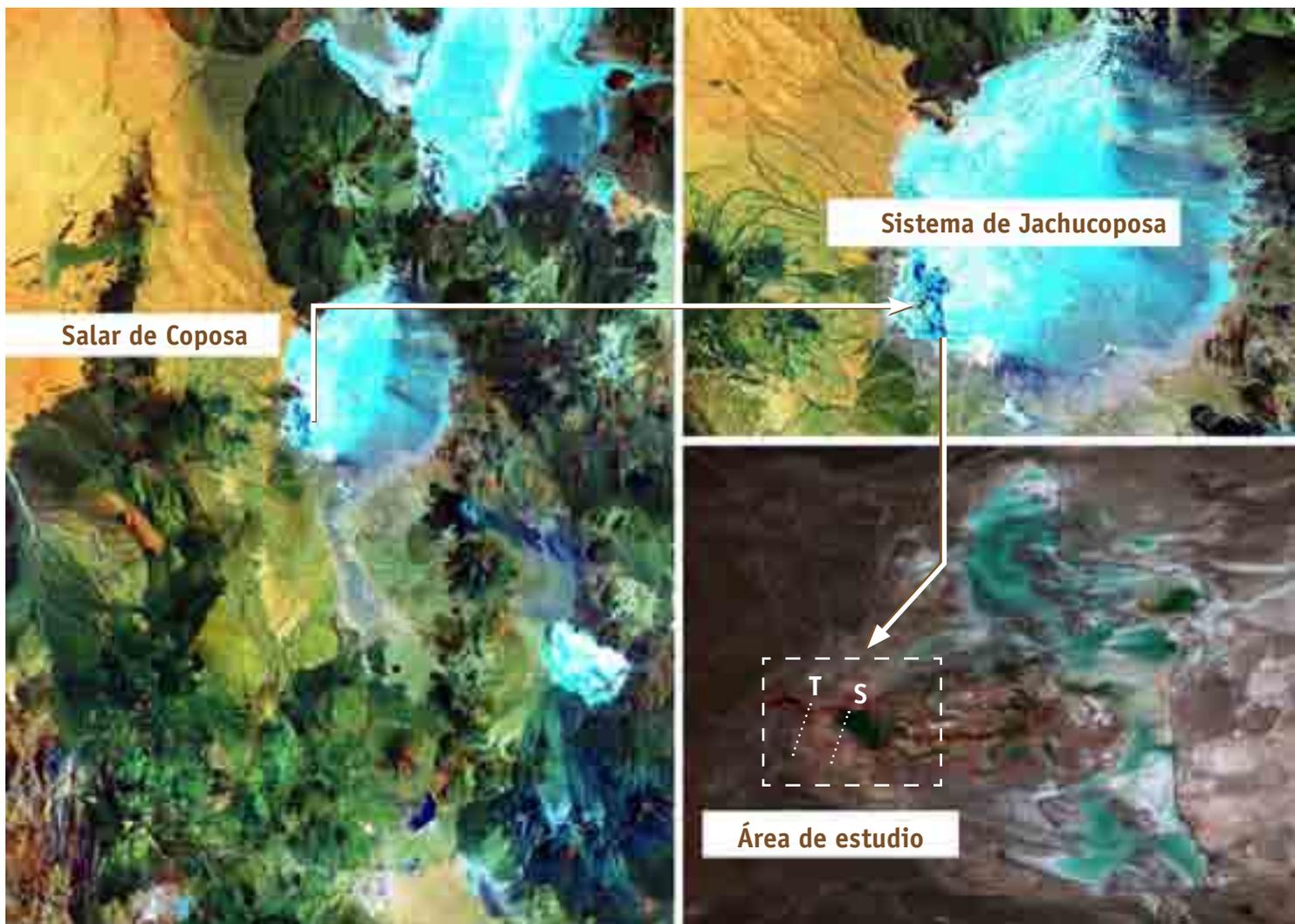


Figura 1
Ubicación del área de estudio en el sistema de Jachucoposa, Salar de Coposa.
(T) transecto medición A y Gs. (S) transecto medición Ψ_w .

38°S-68° 39'W), localizado administrativamente en la Región de Tarapacá (I), provincia de Iquique y en la comuna de Pica. Específicamente, el trabajo se realizó en el sistema de Jachucoposa, ubicado a 3750 m.s.n.m (Fig. 1).

Para determinar la interacción entre la disponibilidad de los recursos hídricos subsuperficiales y la vegetación ripariana, se evaluó la respuesta fisiológica de la especie *Festuca sp.*, elegida por su abundancia y cercanía con la laguna de Jachucoposa. En febrero y abril de 2005, se evaluó fotosíntesis (A), conductancia (Gs) y potencial hídrico (Ψ_w), en el mismo grupo de plantas. Las plantas se seleccionaron según la disposición de los pozos de observación, realizados para establecer el nivel freático y salinidad del agua. La fotosíntesis y conductancia se determinaron a través de curvas A versus radiación fotosintéticamente activa (PAR). Estas curvas consistieron en someter, a lo largo del día, las hojas de las plantas a diferentes niveles de radiación, con un decremento sostenido de la luz hasta llegar a condiciones de oscuridad. Simultáneamente, a las mediciones de A, se obtuvo Gs en cada nivel de luz y para cada individuo. Los ensayos fueron realizados en campo con un medidor portátil de fotosíntesis conocido como analizador infrarrojo de gas, modelo Li 6400 (Li-Cor, EE.UU.). El potencial hídrico (Ψ_w) a nivel del xilema se determinó utilizando una cámara de presión o bomba de Scholander (PMS 1000, Corvallis, EE.UU.). La bomba mide el Ψ_m del apoplasto o pared celular que es similar al Ψ_w del xilema adyacente, siempre que la resistencia al flujo entre ambos no sea grande y que el Ψ_s del agua sea igual a cero en el apoplasto (ecuación 1)

$$\Psi_w = P_c - \pi = \tau - \pi \quad \text{ecuación 1.}$$

donde P_c es la presión aplicada en la cámara de presión, π el Ψ_m del apoplasto y τ el Ψ_s del agua apoplástica. La obtención de los datos se realizó muestreando en tres puntos (períodos) a lo largo del día. Por diferencia horaria entre las estaciones, se fijan los puntos como pre-alba (amanecer), media mañana

y mediodía.

Resultados

Fotosíntesis máxima y conductancia específica

Se encontró una alta correlación entre A máx y la distancia a la cual se ubican los individuos de *Festuca sp.* de la laguna ($r^2=0,92$). La relación mostró una pendiente de decrecimiento en las tasas de A máx, de hasta un 50% al comparar los valores obtenidos a 0 y 23 m (Fig. 2). Esto sugiere que el principal aporte del agua para las plantas es la laguna, al menos para individuos ubicados en el borde (punto 0 m). A medida que aumenta la distancia con la laguna se produce una disminución significativa de la fotosíntesis.

Los valores de conductancia máxima muestran que habría una tendencia a cerrar los estomas a medida que aumenta la distancia al borde de la laguna (Fig. 3). Estos resultados son consistentes con los obtenidos para A máx, indicando la dependencia de los individuos de *Festuca sp.* con la disponibilidad de agua de suelo.

Potencial hídrico

A medida que disminuye la disponibilidad de agua en el suelo (humedad), se generan potenciales hídricos más negativos en los individuos de *Festuca sp.* (Fig. 4). Los valores más negativos de Ψ_w se encontraron en plantas de los sitios S3, S5, S6 y S7, mientras que los más cercanos a 0 MPa se determinaron en plantas que se encuentran cerca de la laguna (sitios S1 y S2). Los valores medidos de Ψ_w durante pre-alba, mostraron que el potencial hídrico tiende a acercarse a 0 MPa, lo cual sugiere que las plantas se encuentran en un estado de equilibrio hídrico con el suelo. A lo largo del día, el potencial hídrico tiende a valores más negativos (media mañana y medio día) como consecuencia de la transpiración foliar diurna.

Biosensores

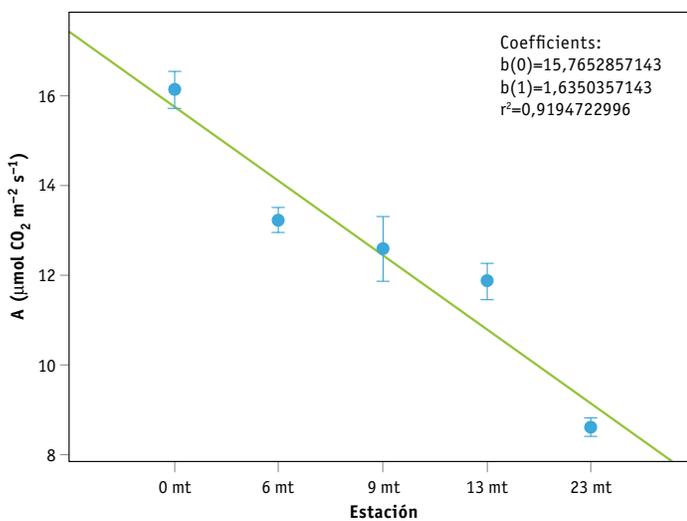


Figura 2
Tendencia de la tasa de fotosíntesis máxima (A_{max}) en las curvas A/PAR, en función de la distancia a la laguna.

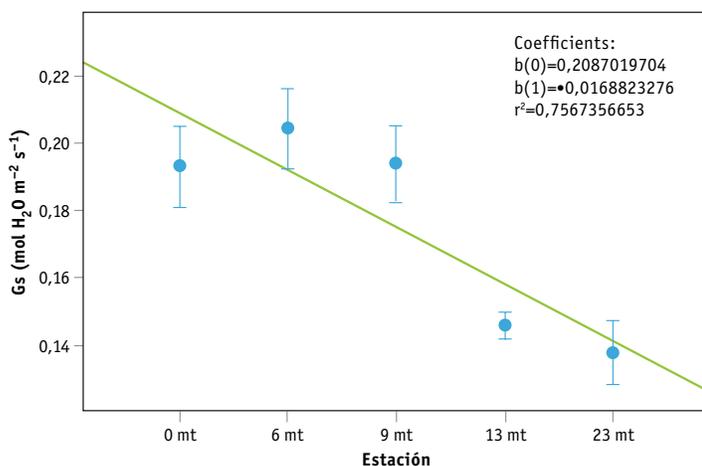


Figura 3
Regresión lineal de la conductancia máxima en las plantas en función de la distancia a la laguna.

Se evaluó la tendencia de expansión o compresión de la superficie del humedal, comparando valores de $A_{\text{máx}}$ en períodos con menor disponibilidad (febrero) y mayor disponibilidad (abril) de recursos hídricos (Fig. 5). Ambos períodos presentaron una pendiente similar: sin embargo, durante abril se observó un aumento en $A_{\text{máx}}$ en respuesta a la mayor disponibilidad de agua, lográndose un mejor ajuste con la distancia a la laguna ($r^2=0,92$). Los valores similares entre las pendientes, indicaría un retardo en la expansión del humedal en respuesta a la mayor disponibilidad de agua.

Discusión y conclusiones

Los resultados sugieren que existe una relación directa entre la disponibilidad de agua otorgada por la laguna y la condición fisiológica e hídrica de las plantas de la especie *Festuca sp.* Cambios en la disponibilidad de los recursos hídricos podrían a lo largo del período de crecimiento y en el tiempo, modificar la dinámica de estas poblaciones y la producción global del humedal. A nivel de la producción primaria, la disponibilidad de agua es la mayor restricción para las plantas terrestres (Lambers et. al 1998). Durante algún momento del ciclo de vida, los vegetales están expuestos a períodos de déficit hídrico, lo cual tiene impacto en el intercambio gaseoso foliar y posiblemente en el crecimiento. La variación de la disponibilidad de agua, sumada a otros factores abióticos tales como radiación, temperatura, humedad relativa del aire, condiciona el crecimiento vegetal. Esta variación en las condiciones ambientales definen entre otras, la cobertura, áreas de distribución y límites de sobrevivencia de la vegetación (Cabrera 2002). En los bofedales, las plantas permanecen cerca de los límites de sobrevivencia, debido a que se encuentran en condiciones extremas de aridez, radiación solar, vientos, hipoxia, congelamiento y con una corta estación de crecimiento.

En plantas, mantener un estado hídrico adecuado es el re-

sultado del balance entre la absorción por la raíz y la pérdida de agua por la evaporación foliar. Los mecanismos de reposición del agua perdida por transpiración son insuficientes en reponerla con la misma rapidez desde el suelo. Esto tiene como consecuencia, que la cantidad de agua foliar tiende a disminuir a lo largo del día, haciendo que cambie el potencial hídrico en la planta. Si la demanda evaporativa es alta (radiación-temperatura) y existe una escasa precipitación o elevada salinidad del suelo, como ocurre en el sistema de Jachucoposa, la disponibilidad de agua es menor. A medida que el suelo pierde agua –debido a la estación seca– la oscilación diaria de potenciales aumentan y la recuperación de éstos, durante la noche, es más difícil. Esto se haría crítico si la reposición natural, diaria o estacional del agua en el suelo disminuye. Los

vegetales que se encuentran en suelos con bajos contenidos de agua, suelos salinos y temperaturas del aire elevadas, tendrán Ψ_w bastante bajos, lo que limitará las tasas de fotosíntesis y productividad. La importancia de respuestas a déficit hídrico, está relacionada con la capacidad de tolerar el estrés sin que se afecte el desarrollo y la reproducción de las especies. Por esto, la caracterización del déficit hídrico y sus consecuencias en la planta, ayuda a comprender las respuestas para sobrevivir en ambientes estresantes. Es así como el efecto en el balance del agua se considera un aspecto limitante, crítico, para la distribución y el crecimiento vegetal en los bofedales.

En consecuencia, los parámetros ecofisiológicos medidos en la vegetación del bofedal constituyen un buen indicador del comportamiento de los ecosistemas riparianos (Marques

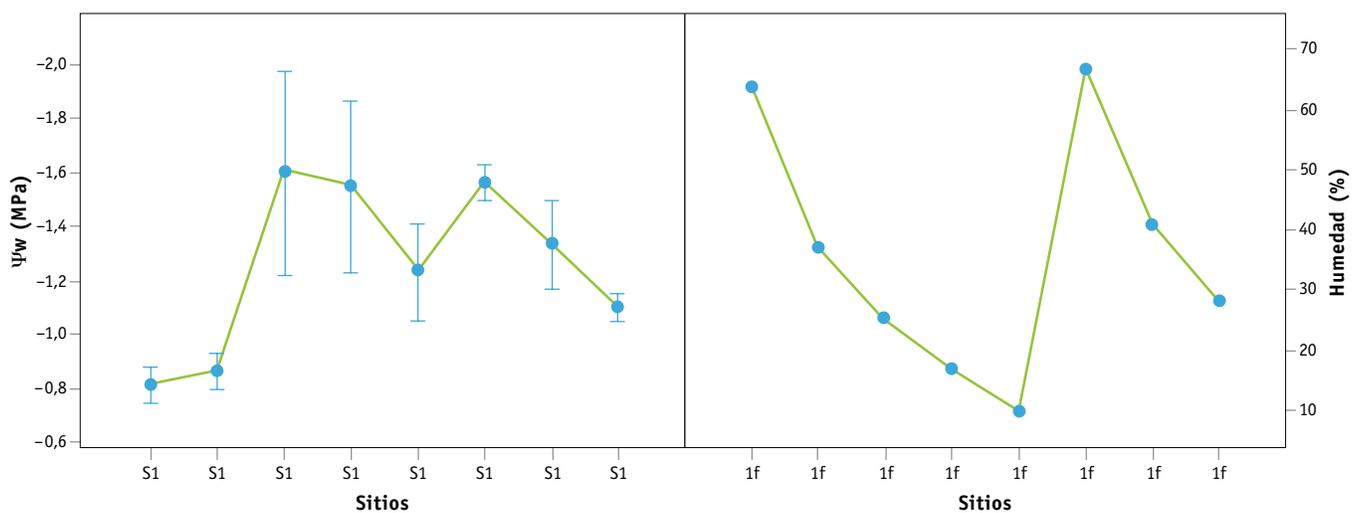


Figura 4
Potencial hídrico de *Festuca sp.* en relación a la humedad del suelo (mediodía).

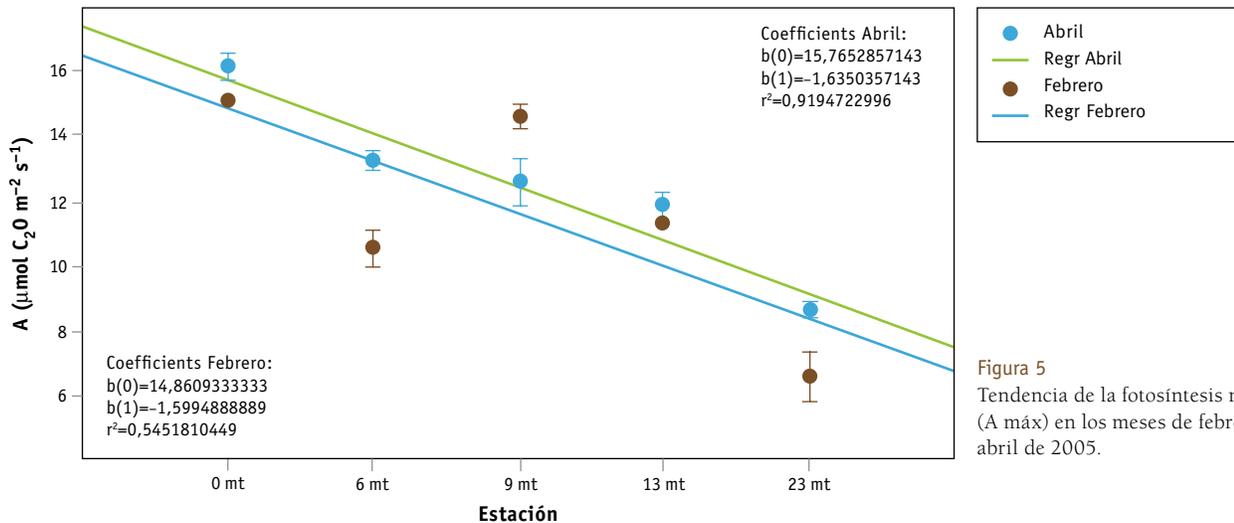


Figura 5
Tendencia de la fotosíntesis máxima (A máx) en los meses de febrero y abril de 2005.

et al. 1988). La relación que existe entre la vegetación y la disponibilidad de agua, permiten utilizarla como una variable de estado («biosensor»), capaz de reflejar la salud de los humedales. Estos indicadores pueden utilizarse no solamente para el diagnóstico de los humedales, sino también para su manejo. Los biosensores pueden aumentar la efectividad de las medidas de mitigación, mediante de la optimización del diseño de los sistemas de irrigación y a través de un control de tipo endógeno.

Agradecimientos

El estudio fue financiado por la Compañía Minera Doña Inés de Collahuasi (CMDIC). Este trabajo es parte de un extensivo programa de monitoreo e investigación ambiental desarrollado por CMDIC y el Centro de Ecología Aplicada Limitada en el Salar de Coposa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abramovitz J.N. 1996. Imperiled Waters, Impoverished Future: The Decline of Freshwater Ecosystems. Worldwatch Paper N° 128. Worldwatch Institute, Washington, D.C.

Cabrera H.M. 2002. Review: Respuestas ecofisiológicas de plantas en ecosistemas de zonas con clima mediterráneo y ambientes de altamontaña. *Revista Chilena Historia Natural* 75 (3):625-637.

Canevari P.G., Castro M., Sallaberry Y. y Naranjo L.G. 2001. Guía de los Chorlos y Playeros de la Región Neotropical: American Bird Conservancy, WWF-US, Humedales para las América y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris, Santiago de Cali, Colombia.

Dinerstein E., Olson D.M., Graham D.J., Webster A.L., Pimm S.A., Bookinder M.P. y Ledec G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y el Caribe. WWF-WB, Washington. 135 p.

Grupo de contacto sobre Humedales Altoandinos & UICN Sur. 2005. Estrategia Regional de Conservación y Uso Sostenible de los Humedales Altoandinos. Salta, Argentina.

Hofstede R., Segarra P. y Mena P. (Eds.) 2003. Los páramos del mundo. Proyecto atlas mundial de los páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia. Quito.

Lambers H., Chapin E.S. y Pons T.L. 1998. Plant physiological ecology. Springer-Verlag, New York, New York. 540 pp.

Marques J.C., Nielsen S. y Jørgensen S. 1998. Applying thermodynamic-orientors: The use of exergy as an indicator in environmental management. Pp 481-491, in: F. Müller and M. Leupelt (eds.) Ecotargets, goal functions and orientors. Springer Verlag, Berlin.

Rangel-CH O. (ed.) 2000. Colombia Diversidad Biótica III. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

patrón de migración altitudinal y rango de hogar de guanacos en un ambiente andino del centro norte de Chile



MANUEL CONTRERAS, BENITO GONZÁLEZ Y FERNANDO NOVOA



■ Patrón de migración altitudinal y rango de hogar de guanacos en un ambiente andino del centro norte de Chile

MANUEL CONTRERAS^{1,2}

BENITO GONZÁLEZ³

FERNANDO NOVOA^{1,2}



Resumen

En las zonas de la cordillera de Illapel y San Agustín, en las localidades de Cuncumén y Chillepín, IV Región, el guanaco *Lama guanicoe* Müller, 1776 ocupa formaciones vegetales de matorral esclerófilo andino en invierno y la estepa altoandina durante el verano. Lo anterior sugiere una estrategia de desplazamiento altitudinal por búsqueda de forraje. El objetivo de este estudio es describir el patrón de desplazamiento espacial y rango de hogar estacional de una población de guanacos de la cordillera de la zona central (IV Región). Se capturaron 5 individuos en el sector de estudio, a los cuales se le colocó un collar satelital. Se seleccionaron 3 machos y 2 hembras. Para la captura se utilizó Carfentanil. En total se trabajó con 425 datos de ubicación. Para cada animal se calculó la superficie utilizada o rango de hogar. Los animales marcados se han desplazado durante el período del estudio en un rango de distribución altitudinal que va desde los 1.000 a 4.400 m.s.n.m. y un promedio de 3.159 m.s.n.m. Estacionalmente, los guanacos mostraron un desplazamiento altitudinal constante durante los dos años de seguimiento, localizándose a altitudes más bajas en las estaciones frías y a mayores altitudes en las estaciones cálidas. La población de guanacos estudiada utiliza una superficie total anual de 136.800 ha. El rango de hogar promedio varió entre los 6.500 y 16.300 ha por estación. Los rangos de hogar se superponen en promedio entre 527 y 5.171 ha. Los períodos de mayor desplazamiento del rango de hogar ocurren en los períodos de transición entre estaciones frías a cálidas. Los sectores utilizados en cada estación son vueltos a utilizar el año siguiente, lo cual se evidencia en la superposición de las superficies de los rangos de hogar.

Éste es el primer trabajo que utiliza información de localización satelital en un camélido sudamericano silvestre para determinar los movimientos espaciales estacionales y anuales con alta

precisión. El movimiento de los guanacos en la cordillera de Illapel muestra una migración facultativa altitudinal. Hacia el invierno, las condiciones climáticas como tormentas y bajas temperaturas y una disminución en la capacidad de carga por una menor oferta de forraje en las zonas altas al estar cubiertas de nieve en invierno gatillarían el desplazamiento hacia zonas bajas. Hacia el verano, la presencia de ganado doméstico en las zonas bajas y una mayor oferta de alimento en las zonas más altas permitirían a los guanacos desplazarse a zonas de mayor altitud.

Abstract

*In the mountain range zones of Illapel and San Agustín, in Cuncumén and Chillepín areas, IV region, the guanaco *Lama guanicoe* Müller, 1776 settles in vegetarian formations of high Andean sclerophyll shrubland in winter and in the high Andean steppe during summer. This suggests a shifting towards highlands in search for forage. The aim of this study is to describe the spatial shifting pattern and the seasonal shelter range of a guanaco population of the central zone mountain range (IV region).*

Five individuals were captured in the study area; a satellite collar was put on them. Three males and two females were selected. Carfentanil was used in order to capture them. We worked with a total of 425 location data. The surface in use or shelter range was calculated for each of the animals.

The marked animals have shifted during the study period in a range of height distribution from 1,000 to 4,400 m.s.n.m and an average of 3,159 m.s.n.m. Seasonally, the guanacos showed a steady shifting towards highlands during the two years of tailing, locating at lower lands in the cold seasons and higher lands in the hot seasons. The guanaco population studied uses a total annual surface of 136,800 ha. The average shelter range varied between 6,500 and 16,300 ha per season. The shelter ranges are overlapped in average

¹ Centro de Ecología Aplicada Ltda. Suecia 3304, Ñuñoa, Santiago. mcontreras@cea.cl, fnovoa@cea.cl

² Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Las Palmeras 3425, Ñuñoa. Casilla 653, Santiago, Chile.

³ Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre, Facultad Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santa Rosa 11315, La Pintana. Santiago, Chile. bagonzal@uc.cl

between 527 y 5,171 ha. The period of major shelter range shifting occurs in the transition periods between cold and hot seasons. The used areas in each season are used again the next year, which evidences the superposition of the shelter range surfaces.

This is the first study based on satellite location of a wild South American specie of the camel family to determine the spatial, seasonal and annual shifting with high accuracy. The guanaco shifting in Illapel high mountain range shows a logical height migration. Towards the winter, the climatic conditions as storms and low temperature, and a decreasing in the load capacity due to a minor forage offer in the high areas as they are covered by snow in winter would cause the shifting to lower areas. Towards summer, the presence of domestic livestock in the low areas and a major offer of food in the high areas would allow the guanaco to move up to higher altitude zones.

Introducción

El guanaco *Lama guanicoe* Müller, 1776 es uno de los cuatro camélidos del Nuevo Mundo, siendo el ungulado silvestre de mayor distribución en Sudamérica (Franklin, 1982; Wheeler, 1995). Su distribución abarca desde Perú (8° S) hasta Tierra del Fuego e Isla Navarino (55° S), utilizando hábitats con marcadas diferencias en estructura vegetal, clima, relieve y actividades humanas. Habita desde el nivel del mar hasta los 5.200 m.s.n.m. (Wheeler, 1991) en ambientes abiertos de características áridas (Mann et al., 1953), semiáridas (Raedeke y Simonetti, 1988), prealtiplánicas (Rundel y Palma, 2000), cordilleranas (Bonacic et al., 1996), de estepa y bosques patagónicos (Raedeke, 1982, Cofré y Marquet, 1999; González, datos no publicados). Esta versatilidad y baja especificidad ambiental han permitido que esta especie sobreviva en otras regiones tras su introducción, como es el caso de las islas Malvinas (Olrog y Lucero, 1981) o mediante la recolonización en zonas luego de catástrofes ambientales (Saba y de Lamo, 1994).

En el centro de Chile, las poblaciones de guanaco se han refugiado en la cordillera de los Andes debido a la constante

presión antrópica, donde la caza y la ocupación del hábitat por el ganado doméstico serían las principales causas (Bonacic, 1991; Housse, 1930; Miller et al., 1973). Paralelamente, desde la III a la VI Región, las poblaciones han disminuido fuertemente desde la época precolombina, cuando se estimaba en 42.000 ejemplares (Steghberg, 1980), a un poco más de un par de miles en la actualidad, encontrándose en pequeñas poblaciones disgregadas a lo largo de la cadena Andina (Cunazza, 1992; González, datos no publicados). Esto ha llevado a que se considere a las poblaciones de guanaco de la zona central de Chile «en peligro de extinción» (Glade, 1993).

Una de las zonas importantes para la conservación de esta especie, por la presencia de grupos numerosos de guanacos, corresponde a la cordillera de Illapel y San Agustín, en las localidades de Cuncumén y Chillipín, IV Región, donde ocupan las formaciones vegetales de matorral esclerófilo andino en invierno y la estepa altoandina durante el verano (Cunazza, 1991). Lo anterior sugiere una estrategia de desplazamiento altitudinal por búsqueda de forraje, lo que fue observado también por Bonacic et al. (1996) en una población aislada y protegida de la VI Región. Sin embargo, el uso del espacio y rango de hogar en un sistema montañoso de difícil acceso y con presencia de actividad humana es desconocido. Es por ello que el objetivo de este estudio es describir el patrón de desplazamiento espacial y rango de hogar estacional de una población de guanacos de la cordillera de la zona central (IV Región).

Materiales y métodos

El área de estudio se ubica en la montaña media o precordillera de los Andes de la IV Región, entre los 31° 30' y 31° 55' S y los 70° 12' y 71° 20' W. Específicamente, el trabajo se realizó en tres sistemas de cuencas que abarcan un total de 297,1 km², las que ubicadas de oeste a este, son: quebrada del Manque, ubicada entre los 800 y 3.600 m.s.n.m.; quebrada Los

Piuquenes, ubicada entre los 1.500 y 4.000 m.s.n.m., y quebrada Las Hualtatas ubicada entre los 2.900 y 4.200 m.s.n.m. Para conocer eventuales rutas de migración de los individuos a otros sectores, dentro y fuera del país, se capturaron 5 individuos en el sector de estudio, a los cuales se le colocó un collar satelital.

Los collares satelitales consisten en un transmisor con la capacidad de enviar una señal que puede ser captada por un satélite. Un computador a bordo del satélite calcula la localización del animal con el collar y envía esta información a tres centros ubicados en tierra. El collar se programó para transmitir la señal un día por semana, durante ocho horas, lo que permite una ubicación semanal de los individuos durante un período de 2 años.

La selección de los guanacos para la colocación de los collares satelitales buscó realizar un seguimiento de individuos representantes de la estructura social de esta especie, la estructura de sexos y que también representara la mayor probabilidad de sobrevivencia, por lo que se eligieron animales adultos. Así, se seleccionaron 3 machos y 2 hembras. De los machos se seleccionó un macho solitario, el cual probablemente permanezca en esta condición hasta su muerte, un segundo que era un líder de un grupo familiar y un tercer macho soltero, el cual se encontraba formando parte un grupo de al menos 30 machos solteros. Finalmente, se marcaron dos hembras, de las cuales se puede tener la seguridad que siempre estarán formando familias. Para la captura se utilizó Carfentanil (3 mg/kg intramuscular, Karesh *et al.*, 1998). Se usó dardos anestésicos de 3 ml que eran proyectados por un rifle hipodérmico a CO₂ (Telinject^{MR}) desde un helicóptero a una distancia aproximada de 5-10 m (Fotografía 1). Una vez inmovilizados los animales, se procedió a colocar el collar satelital.

La información de ubicación enviada por el satélite asigna un índice de calidad o clases de ubicación (CU), CU 3, 2, 1, 0, A y B, que indican la precisión de la posición en latitud y longitud:



Fotografía 1

Localización altitudinal promedio y estacional de los 5 guanacos marcados con collares satelitales en el tiempo.

CU 3 error de <150 m, CU 2 error entre 150 y 350 m, CU 1 de entre 350 y 1000 m, CU 0 de >1000 m, mientras que para CU A y B el satélite es incapaz de asignar un nivel de error (Hays *et al.*, 2001). Para este estudio, se usaron las ubicaciones de los guanacos que presentaran un error inferior a 1000 m (CU 3, CU 2 y CU 1). Los datos satelitales fueron localizadas sobre un mapa UTM de la zona (escala 1:50.000, DATUM Sudamérica 69) con curvas de nivel cada 200 m, donde se determinó la altitud de la ubicación del animal marcado.

La información recogida en el tiempo fue agrupada por estación climática, definiéndose tres periodos: uno frío, donde se unieron las estaciones de otoño e invierno y los periodos

cálidos de primavera y verano. El lapso de cada estación se definió de acuerdo a las fechas de los solsticios y equinoccios. En total se trabajó con 425 datos de ubicación.

Para cada animal se calculó la superficie utilizada o rango de hogar por estación mediante el método del mínimo polígono convexo:

$$\text{Área} = 1/2 \sum (X_i Y_{i+1} - X_{i+1} Y_i)$$

donde X e Y corresponden a pares de valores del animal en el tiempo i en un plano cartesiano. Los valores deben ser considerados siguiendo el sentido de las manecillas de un reloj (Jennrich y Turner, 1969).

Todas las superficies de los polígonos de los animales, así como las superficies de las quebradas, fueron construidos usando SIG en el programa ArcView GIS versión 3.1. Con la ayuda de este programa, se construyeron los rangos de hogar de animales marcados entre estaciones consecutivas y entre años para la misma estación. Los análisis estadísticos fueron realizados en el software SPSS versión 10.0.

Resultados

Distribución altitudinal estacional de los guanacos marcados

Los animales marcados se han desplazado durante el período del estudio en un rango de distribución altitudinal que va desde los 1.000 a 4.400 m.s.n.m. y un promedio de 3.159 m.s.n.m., no existiendo diferencias significativas entre años ($p > 0,05$). Estacionalmente, los guanacos mostraron un desplazamiento altitudinal constante durante los dos años de seguimiento, localizándose a altitudes más bajas en las estaciones frías y a mayores altitudes en las estaciones cálidas (Fig. 1). En otoño-invierno, los guanacos en promedio se localizaron bajo los 3.000 m.s.n.m., mientras que en primavera y verano se encontraron en promedio sobre los 3.200 m.s.n.m. No obstante lo anterior, fue posible encontrar animales a altitudes tan altas como 4.000 m.s.n.m en todas las estaciones.

Individualmente, los guanacos marcados utilizaron diferentes pisos altitudinales a lo largo del año. Los guanacos 1, 2 se loca-

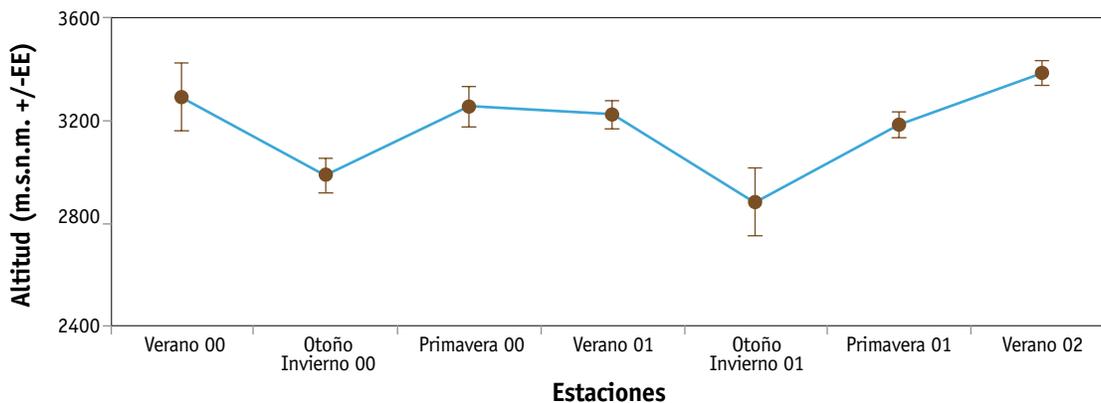


Figura 1 Localización altitudinal promedio y estacional de los 5 guanacos marcados con collares satelitales en el tiempo.

lizan en promedio en altitudes mayores que los guanacos 3, 4 y 5. Pese a lo anterior, la estacionalidad altitudinal se evidenció en cuatro de los guanacos marcados y sólo el guanaco 2 tuvo una distribución constante entre estaciones.

Rango de hogar total y estacional de los guanacos

En general, la población de guanacos estudiada utiliza una superficie total anual de 136.800 ha (Fig. 2).

El guanaco 1, un macho capturado en un grupo de machos solteros, en el período no reproductivo se desplaza hacia el oeste, encontrándose a altitudes más bajas. En época reproductiva, su rango de hogar se establece a mayor altura, ocupando la quebrada Piuquenes, y en menor proporción Manque y Las Hualtatas. El guanaco 2, un macho solitario, posee un rango de hogar mayor, incluso incursiona en el sector montañoso argentino en época otoño-invierno. Los guanacos 3 y 4, una hembra adulta y un macho de un grupo familiar ocupan como límite sur las quebradas del área de estudio, ya que sus rangos de hogar se desplazan hacia el norte en las estaciones de verano y primavera. El guanaco 5, una hembra adulta, no posee un patrón establecido de ocupación estacional, no obstante su principal área de localización se encuentra en los tres sistemas de quebradas estudiadas.

En términos generales, se puede observar que los guanacos fueron capaces de desplazarse y utilizar grandes extensiones de terreno. Sin embargo, no se obtuvo un patrón estacional claro en el tamaño de los rangos de hogar. El rango de hogar promedio varió entre los 6.500 y 16.300 ha por estación (Tabla 1a). El máximo rango de hogar se registró en el guanaco 5 en la primavera del 2001 con 24.397 ha y el mínimo rango de hogar se observó en el guanaco 2 en primavera del año 2001 con 1.048 ha (Tabla 1b).

Tabla 1a

Rango de hogar estacional promedio de los 5 guanacos marcados con collares satelitales en los diferentes años de seguimiento.

	Otoño - Invierno Prom ± DS (ha)	Primavera Prom ± DS (ha)	Verano Prom ± DS (ha)
Año 1			1.130
Año 2	11.464 ± 3.184	6.536 ± 5.972	10.451 ± 6.274
Año 3	8.656 ± 7.479	16.299 ± 7.709	10.264 ± 8.037
Total	10.060 ± 5.617	11.417 ± 8.291	9.519 ± 7.024

Tabla 1b

Rango de hogar estacional de los 5 guanacos marcados con collares satelitales en los diferentes años de seguimiento.

Animal	Estaciones	Otoño-Invierno (ha)	Primavera (ha)	Verano (ha)
Guanaco 1	Año 1			–
	Año 2	8.131	1.958	7.080
	Año 3	1.635	6.314	2.153
Guanaco 2	Año 1			1.130
	Año 2	15.676	1.048	3.712
	Año 3	3.363	10.118	6.909
Guanaco 3	Año 1			–
	Año 2	8.563	4.045	20.378
	Año 3	8.882	19.407	23.553
Guanaco 4	Año 1			–
	Año 2	13.269	14.628	11.574
	Año 3	20.756	21.257	10.599
Guanaco 5	Año 1			–
	Año 2	11.683	11.001	9.510
	Año 3	8.644	24.397	8.108

Los rangos de hogar de los guanacos marcados se desplazaron estacionalmente, lo que queda reflejado en las bajas superficies de superposición de áreas entre estaciones consecutivas (Tabla 2a). Los rangos de hogar se superponen en promedio entre 527 y 5.171 ha. Sin embargo, 3 de los 5 animales muestran un desplazamiento del rango de hogar entre estaciones casi total o total, mostrando una baja o nula superposición.

Tabla 2a

Superficie de superposición de los rangos de hogar entre estaciones de cada Guanaco marcado con collar satelital.

	Ver00/ Oto-Inv00 (ha) %	Oto-Inv00/ Prim00 (ha) %	Prim00 / Ver01 (ha) %	Ver01/ Oto-Inv01 (ha) %	Oto-Inv01/ Prim01 (ha) %	Prim01/ Ver02 (ha) %	Promedio ± DS
Guanaco 1		0 0%	1.798 40%	0 0%	0 0%	835 20%	527 ± 797
Guanaco 2	11.305 67%	1.048 13%	615 26%	1.652 47%	293 4%	4.460 52%	3.229 ± 4.229
Guanaco 3		0 0%	2.047 17%	4.568 31%	5.996 42%	12.703 59%	5.063 ± 4.853
Guanaco 4		0 0%	4.614 35%	58 0.4%	0 0%	5.237 33%	1.982 ± 2.696
Guanaco 5		6.920 61%	5.548 54%	167 2%	5.456 33%	7.802 48%	5.179 ± 2.968
Promedio ± DS	11.305	1.593 ± 3.012	2.925 ± 2.068	1.289 ± 1.957	2.349 ± 3.091	6.207 ± 4.404	

Los períodos de mayor desplazamiento del rango de hogar ocurren en los períodos de transición entre estaciones frías a cálidas (desde otoño-invierno a primavera), y viceversa, desde verano a otoño-invierno (Tabla 2a). La transición entre estaciones cálidas (primavera a verano) muestra una alta superposición de superficies en relación a los otros períodos, reflejando un bajo desplazamiento de los rangos de hogar.

Tabla 2b

Superficie de superposición de los rangos de hogar entre años para la misma estación de cada guanaco marcado con collar satelital.

Estación Años		Otoño Invierno 00/01	Primavera 00/01	Verano 01/02
Guanaco 1	hectáreas %	1.536 31 %	1.685 41 %	438 9 %
Guanaco 2	hectáreas %	3.362 35 %	1.020 18 %	2.661 50 %
Guanaco 3	hectáreas %	978 11 %	3.106 26 %	14.908 68 %
Guanaco 4	hectáreas %	6.588 39 %	12.767 71 %	1.101 10 %
Guanaco 5	hectáreas %	100 1 %	6.539 37 %	5.576 63 %

Los sectores utilizados en cada estación son vueltos a utilizar el año siguiente, lo cual se evidencia en la superposición de las superficies de los rangos de hogar (Tabla 2b). En la estación de otoño invierno la superposición de los rangos de hogar de cada guanaco entre años va de 1% a 39%, en primavera de 18% a 71%, mientras que en verano los valores van de 9% a 68%.

Discusión

Éste es el primer trabajo que utiliza información de localización satelital en un camélido sudamericano silvestre para determinar los movimientos espaciales estacionales y anuales con alta precisión, lo que permite determinar y ubicar el rango de hogar de una especie que habita ambientes montañosos, de complicado acceso y de difícil monitoreo. Específicamente, el guanaco que habita la cordillera de Illapel muestra un patrón constante y estacional de abundancia lo cual se debe a que es una población





residente que posee una migración altitudinal facultativa que sería gatillada por múltiples factores. Entre ellos, los más importantes serían el clima y la disponibilidad de forraje estacional. La nieve, las bajas temperaturas y una menor disponibilidad de forraje en las zonas altas en las estaciones frías harían que los guanacos se desplacen hacia zonas bajas, mientras que las actividades humana-ganaderas a menor altitud y un aumento en la fitomasa de altura en las estaciones cálidas haría que los guanacos se desplacen hacia zonas altas. No se descarta una posible influencia de factores conductuales específicos en la dinámica de desplazamiento asociados a territorialidad. A nivel espacial, los animales no desarrollarían una migración verdadera, sino más bien un desplazamiento local, manteniendo una constante fidelidad anual a ciertos sitios en el sistema de quebradas estudiados entre estaciones y entre años.

Altitudinalmente se observa un desplazamiento hacia zonas más bajas en el período otoño-invierno, mientras que en primavera-verano los animales se localizan a mayor altitud. Este movimiento altitudinal y estacional ha sido también observada en una población protegida de guanacos en un ambiente cordillerano (Bonacic, 1991; Bonacic *et al.*, 1996) y en diversas especies de ungulados que habitan ambientes montañosos (Hutchins y Geist, 1987, Mysterud, 1999).

En tal sentido, se reconoce dos tipos de migraciones (Baker, 1978, citado por Ortega & Franklin, 1995), uno «facultativo», que ocurre cuando un animal inicia la migración en respuesta a condiciones ambientales adversas, y uno «obligatorio», que se realiza en un momento fijo del año sin relación a las condiciones del hábitat. El movimiento de los guanacos en la cordillera de Illapel muestra una migración facultativa altitudinal. Hacia el invierno, las condiciones climáticas como tormentas y bajas temperaturas, y una disminución en la capacidad de carga por una menor oferta de forraje en las zonas altas al estar cubiertas de nieve en invierno (Rabinovich *et al.*, 1984), gatillarían el desplazamiento hacia zonas bajas. Esta hipótesis estaría apoya-

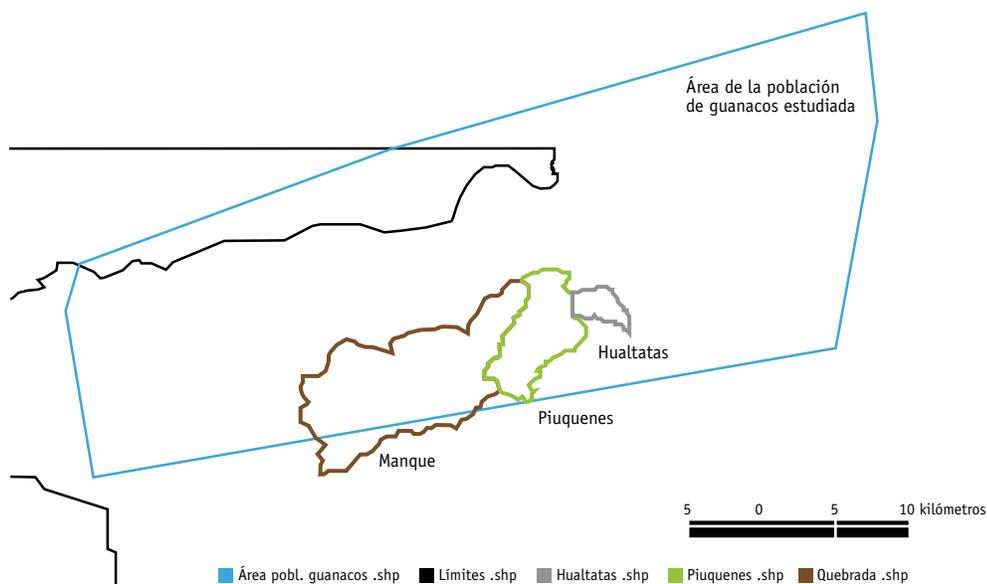


Figura 2
 Área total utilizada por la población de guanacos asociada al sistema de quebradas, determinada a partir de los datos de los guanacos 1, 2, 3, 4 y 5 marcados con collares satelitales.

da por el hecho que una de las principales causas de mortalidad en este tipo de ambientes se debe a inanición y congelamiento, cuando los animales no logran desplazarse a zonas más benignas (Cajal y López, 1987; Puig y Videla, 2000). Hacia el verano, la presencia de ganado doméstico en las zonas bajas y una mayor oferta de alimento en las zonas más altas, permitirían a los guanacos desplazarse a zonas de mayor altitud. En una población andina de guanacos se indica la intolerancia de este camélido a la presencia de ganado, donde actuaría el desplazamiento espacial más que la competencia (Bonacic, 1991; Bonacic et al., 1996). Adicionalmente, la mejor oferta de especies vegetales, pese a la escasa variedad de especies que consumiría en este tipo de ambientes (Cortés com. pers.) y un aumento en la disponibilidad de fitomasa harían más atractivo los sectores altos luego del deshielo de primavera.

En relación con la orientación cardinal del movimiento, los guanacos de la cordillera de Illapel no muestran un patrón definido de desplazamiento. Lo anterior contrasta con lo reportado por Ortega & Franklin (1995) en la Patagonia chilena, quienes describen movimientos migratorios de gran parte de la población de Torres del Paine en sentido este-oeste entre verano e invierno, recorriendo un total de 12 km. Lo

mismo ha observado Raedeke (1979) en la población que habita bosques y montañas del sur de Tierra del Fuego. Pese a esta diferencia entre las estrategias de migración entre las poblaciones de montaña y de patagonia, Molina (1782) describe grandes migraciones de guanacos en la zona central entre la cordillera y el valle, por lo que el patrón actual de movimientos locales en la montaña probablemente sea consecuencia de la constante presión antrópica en las zonas bajas, donde el guanaco ya no pueden acceder en la actualidad, debiendo desarrollar otras estrategias de desplazamiento.

Desde una perspectiva espacial, si entendemos una migración estacional para un ambiente montañoso como el desplazamiento entre los rangos de hogar de verano e invierno sin superposición y en donde el animal no permanece en el rango de hogar de invierno en el siguiente verano (Myrsterud, 1999), la información recogida por los collares satelitales, apoyaría la hipótesis de que los guanacos marcados no tendrían una migración estricta. Ellos superponen parte de su rango de hogar entre estaciones e incluso algunos permanecerían en el área de verano durante la estación fría.

La variada direccionalidad del movimiento, seguido por una superposición de los rangos de hogar entre estaciones, sugie-

re que los animales marcados presentan un desplazamiento invernal grupal/individual de tipo local, más que una migración poblacional de tipo regional, confirmando la estrategia oportunista del guanaco en el uso del hábitat en áreas con incertidumbre climática (Puig y Videla, 2000).

En relación al tamaño de rango de hogar entre estaciones, observamos que es altamente variable entre animales, estaciones y años. Los diversos tamaño del rango de hogar en invierno con mayores amplitudes de altitud, se debería a un mayor desplazamiento en busca de mejores condiciones ambientales y de forrajeo o a un menor desplazamiento cuando los animales ya han encontrado un sitio donde les es posible alimentarse. No obstante, el desplazamiento invernal se desarrolla en plena montaña, puesto que el piso altitudinal mínimo hasta donde se localizaron los guanacos fueron los 1.000 - 2.000 m.s.n.m., debido principalmente a que en las zonas bajas existiría mayor influencia antrópica y presencia de ganado. Esta situación de desplazamiento interespecífico por el ganado ha sido observada también en guanacos que habitan otros ambientes cordilleranos (Bonacic *et al.*, 1996).

La diferente condición social del animal, principalmente en la época reproductiva primavera-verano, podría ser un factor adicional que estaría influenciando el tamaño estacional, la fidelidad al sitio y del rango de hogar de cada individuo. Ortega & Franklin (1995) sostienen que los grupos de machos solteros son más móviles y sin un territorio que defender, al contrario de los machos de grupos familiares y machos solos.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por Minera Los Pelambres y fue realizado como parte del programa de monitoreo de la fauna terrestre que dicha compañía realiza en los sectores cordilleranos de la IV Región desde 1998. Esta investigación ha estado a cargo del Centro de Ecología Aplicada Limitada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baker R.R.** 1978. *The evolutionary ecology of animal migration*. Holmes and Meier, New York. 1012 p.
- Bonacic C.** 1991. «Estrategias de uso de hábitat del guanaco (*Lama guanicoe* Müller) y competencia con el ganado doméstico en la region andina de Chile central». En: *Chile Forestal*, pp. 1-8.
- Bonacic C., Bas F. e Iriarte J.** 1996. «Endangered guanaco (*Lama guanicoe*) population habitat use in the Andean mountains of Chile». En: *The Journal of Wildlife Research* 1, 85-88.
- Cajal J. y López N.** 1987. El puma como depredador de camélidos silvestres en la Reserva San Guillermo, San Juan, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 60, 87-91.
- Cofré H. y Marquet P.** 1999. «Conservation status, rarity and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment». *Conservation Biology* 88, 53-68.
- Cunazza C.** 1991. «El guanaco, una especie de fauna silvestre con futuro» Corporación Nacional Forestal, Gerencia Técnica, Santiago, Chile.
- Cunazza C.** 1992. «The guanaco». En: *South American camelids: an action plan for their conservation* (H. Torres, ed.), pp. 16-18. IUCN (International Union for Conservation Nat. and Nat. Resour.), South Am. Camelids. Spec. Group., Gland, Switzerland.
- Franklin W.** 1982. «Biology, ecology and relationship to man of the South American camelids». En: *Mamalian biology in South America* (M.A. Mares y H.H. Genoways, eds.), Vol. Pymatuning Symp. Ecol. Spec. Publ. Vol 6, pp. 457-489. Lab. of Ecol. and Univ. of Pittsburg, Pittsburg.
- Glade A.** (ed.) 1993. «Red List of Chilean Terrestrial Vertebrates». Chilean Forest Service (Conaf), Santiago, Chile.
- Housse R.** 1930. «Estudios sobre el guanaco». *Revista Chilena de Historia Natural*, 38-48.
- Hutchins M. y Geist V.** 1987. «Behavioural considerations in the management of mountain-dwelling ungulates». *Mountain Research and Development* 7, 135-144.

- Jenrich R.I. y Turner F.B.** 1969. «Measurement of non-circular home range». *Journal of Theoretical Biology* 22, 227-237.
- Karesh W.B., Uhart M.M., Dierenfeld E.S., Braselton W.E., Torres A., House C., Puche H. y Cook R.A.** 1998. «Health evaluation of free-ranging guanaco (*Lama guanicoe*)». *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29, 134-141.
- Mann G., Zapfe H. y Melcher G.** 1953. «Colonias de guanaco –*Lama guanicoe*– en el desierto septentrional de Chile». *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 1, 11-13.
- Miller S., Rottmann J. y Taber R.** 1973. Dwindling and endangered ungulates of Chile: *Vicugna, Lama, Hippocamelus and Pudu*. *Trans. North American Wildlife and Natural Resources Conference* 38.
- Mysterud A.** 1999. Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of Zoology, London*, 247, 479-486.
- Molina J.I.** 1782. «Saggio Sulle Storia Naturale del Chile», Bologna, Italy.
- Olrog C.C. y Lucero M.M.** 1981. Guía de los mamíferos Argentinos. Ministerio de Educación y Cultura y Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Ortega I.M. y Franklin W.L.** 1988. Feeding habitat utilization and preference by guanaco male groups in the Chilean Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural*, 61:209-216.
- Ortega I.M. y Franklin W.** 1995. «Social organization, distribution and movements of a migratory guanaco population in the Chilean Patagonia». *Revista Chilena de Historia Natural* 68, 498-500.
- Puig S. y Videla F.** 2000. «Dinámica poblacional y uso del hábitat por el guanaco». En: *Manejo Sustentable de la Vicuña y el Guanaco* (B. González, F. Bas, C. Tala y A. Iriarte, eds.), pp. 57-65. Servicio Agrícola y Ganadero, Pontificia Universidad Católica de Chile, Fundación para la Innovación Agraria, Santiago, Chile.
- Rabinovich J., Cajal J., Hernández J., Puig S., Ojeda R. y Amaya J.** 1984. Un modelo de simulación en computadores digitales para el manejo de vicuñas y guanacos en Sudamérica. SECYT. 50 p.
- Raedeke K.** 1979. Population dynamics and socioecology of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Magallanes, Chile. PhD Dissertation, University of Washington, Washington.
- Raedeke K.** 1982. Habitat use by guanacos (*Lama guanicoe*) and sheep on common range, Tierra del Fuego, Chile. *Turrialba* 32, 309-314.
- Raedeke K. y Simonetti J.** 1988. «Food habits of *Lama guanicoe* in Atacama desert of northern Chile». *Journal of Mammalogy* 69, 198-201.
- Rundel P.W. y Palma B.** 2000. «Preserving the unique puna ecosystems of the Andean Altiplano: a descriptive account of Lauca National Park, Chile». *Mountain Research and Development* 20, 262-271.
- Saba S. y de Lamo D.** 1994. Dynamic responses of mammals to the eruption of volcan Hudson. *Mastozoología Neotropical* 1, 113-122.
- Steghberg R.** 1980. «Aproximación metodológica al estudio del poblamiento humano de los Andes de Santiago (Chile)». *Boletín del Museo de historia Natural*, 37, 9-41.
- Wheeler J.** 1991. «Orígen, evolución y status actual». *Avances y perspectivas del conocimiento de los camélidos Sudamericanos* (S. Fernández-Baca, ed.), pp. 11-48. Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Oficina regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile.
- Wheeler J.C.** 1995. «Evolution and Present Situation of the South-American Camelidae». *Biological Journal of the Linnean Society* 52, 271-295.

rescate del belloto del norte



FERNANDO VALENZUELA Y ROBERTO DELPIANO



■ Rescate del belloto del norte

FERNANDO VALENZUELA¹

ROBERTO DELPIANO²



Resumen

La mina El Soldado de Anglo American Chile está ubicada en la V Región de Chile, a 130 km al norte de la capital, Santiago. Los terrenos de la mina están insertos en el sector denominado cordillera El Melón, clasificado de prioridad 1 para la conservación de la biodiversidad en la región. A raíz de los proyectos de ampliación y sus respectivos estudios, se detectó la abundante presencia de la especie belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*), especie catalogada vulnerable a la extinción. Catastros iniciales con el objeto de individualizar los ejemplares de belloto del norte existentes en el área vecina a las instalaciones, derivaron en un estudio a mayor escala para determinar la distribución geográfica real y estado de conservación de la especie en toda la extensión de su hábitat natural, con el propósito de contribuir al conocimiento científico del belloto del norte y su conservación. Con este mismo objetivo Anglo American Chile, en colaboración con otras entidades, está desarrollando otras iniciativas, que en conjunto se espera contribuyan a rescatar a la especie de su condición de vulnerabilidad.

Abstract

*The El Soldado mine of Anglo American Chile is located in the V Region of Chile, some 130 Km north of the capital Santiago. The mine property is inserted in the El Melon Mountain Range, a sector classified as 1st Priority for Biodiversity Conservation in the region. A great number of belloto del norte trees (*Beilschmiedia miersii*), a species classified as Vulnerable to Extinction, was detected during studies of expansion projects. Initial surveys to identify the individuals of belloto del norte existing in the area adjacent to the mine facilities, derived in a large scale study to determine the actual geographical distribution and the state of conservation in the whole extent of its natural habitat, with the purpose of contributing to the scientific knowledge of the belloto*

del norte and its conservation. Other initiatives are in progress by Anglo American Chile in joint effort with other local organizations which are expected will contribute to rescue the species from its current vulnerable condition.

Antecedentes

La mina El Soldado de Anglo American Chile está ubicada en la V Región de Valparaíso, a 130 km al norte de la capital Santiago. La propiedad superficial comprende 8.177 ha., cubierta en gran parte por bosque nativo, excepto las alrededor de 900 ha. ocupadas por las instalaciones operativas. El terreno está ubicado dentro del sector denominado cordillera El Melón, clasificado por la Conama en 2003 entre los 5 sitios prioridad 1 para la Conservación de la Biodiversidad de ecosistemas terrestres en la V Región. La importancia de área fue establecida por presentar una alta diversidad botánica y riqueza de especies de flora y fauna. Los primeros informes escritos de extracción minera en el área datan de 1803, y en 1889 se inició la explotación por la compañía minera antecesora de las actuales operaciones. La propia actividad minera ha contribuido a preservar este sitio, ya que desde esa fecha, los terrenos alrededor de la mina y sus instalaciones han estado relativamente protegidos al estar restringido el acceso a terceros.

Estudios efectuados en 2001 detectaron que existía un gran número de bellotos en las quebradas dentro de los terrenos de la mina El Soldado. La presencia dentro de la propiedad de una especie protegida y emblemática, clasificada como vulnerable a la extinción¹, despertó el interés de la compañía por conocer cuál era la real extensión de esta especie dentro del predio, su estado de conservación y si era necesario tomar medidas especiales de protección. De acuerdo con antecedentes bibliográficos disponibles a la fecha se reconocían

¹ Gerente de Medio Ambiente y Comunidades, Anglo American Chile. Pedro de Valdivia 291, Providencia. Santiago, Chile. fvalenzuela@anglochile.cl

² Socio Gerente de CICA Ingenieros Consultores. Barcelona 2170, Providencia. Santiago, Chile. rdelpiano@cicaingenieros.cl

¹ Benoit I. (ed.), Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile, Conaf, 1989.

sólo 12 a 15 localidades en el país, comprendiendo 41 sectores, donde esta especie conforma poblaciones. Sin embargo se desconocía el número de ejemplares a nivel nacional.

A contar los bellotos

La primera acción emprendida por Anglo American Chile fue hacer un recuento de los bellotos existentes en las quebradas afluentes al tranque de relaves y en la quebrada alrededor de las oficinas de la mina, donde hay abundante presencia de bellotos. El estudio fue realizado en 2001 y consistió en un censo detallado de los bellotos, en que cada uno de ellos fue numerado, georreferenciado y etiquetado y se registraron parámetros básicos (altura, DAP, números de fustes, estado fitosanitario, estado de conservación...). El estudio contabilizó 7.051 bellotos en sólo 3 quebradas². Una extensión del estudio en 2002 a una quebrada asociada a otra mina cercana a El Soldado, también en explotación por Anglo American Chile, contabilizó 808 ejemplares adicionales³.

También en esa época, se pudo comprobar la fácil reproducción del belloto a partir de su semilla, lográndose establecer sin personal ni técnicas especiales, más de 2.500 plantas en un vivero improvisado en la mina.

Ante la presencia aparentemente abundante de ejemplares de una especie supuestamente escasa, en una superficie tan pequeña, Anglo American Chile decidió emprender un nuevo estudio, ya no limitado a los terrenos alrededor de sus operaciones, sino que extendiendo la cobertura a toda el área de distribución histórica del belloto del norte. El objetivo respondió a la necesidad de establecer el real estado de conservación de la especie en base a antecedentes actualizados, para distribución a la comunidad científica como una contri-

bución al conocimiento de esta especie vulnerable y ayudar a identificar acciones que pudieran tomarse, ya no sólo a nivel local, para su conservación.

El estudio fue encargado a CICA Ingenieros Consultores y concluyó con un primer informe «Distribución Geográfica y Estado de Conservación del belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*)» en diciembre de 2002⁴ y un Informe Complementario en febrero de 2003, que comprendió áreas no prospectadas dentro de los terrenos de la mina El Soldado en el primer estudio.

Distribución geográfica y estado de conservación del belloto del norte

El belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*) pertenece a la familia Lauraceae, de tronco cilíndrico, recto, grueso y corteza desarrollada, de altura variable (5 hasta 30 m). Presenta una copa densa, globosa, perennifolia, yemas densamente mohosas-tomentosas, ramas cilíndricas, lisas, glabras de color café oscuro, ramitas densamente ferrugíneo-tomentosas, robustas, subangulares, comprimidas hacia los nudos.

Es un árbol endémico de Chile que se distribuye en las vertientes occidentales de la cordillera de la Costa entre la V Región y Región Metropolitana, área que corresponde a la denominada región de los bosques esclerófilos y matorrales mediterráneos. Las especies arbóreas y arbustivas de estos bosques son de hojas siempreverdes y adaptadas a un régimen de poca disponibilidad de agua. Entre ellas destacan el espino (*Acacia caven*), el algarrobo (*Prosopis chilensis*), el molle (*Schinus latifolius*), el boldo (*Peumus boldo*), el quillay (*Quillaja saponaria*), el peumo (*Cryptocarya alba*) y la palma chilena (*Jubaea chilensis*), entre otros.

² Compañía Minera Disputada de Las Condes: Prospección del belloto del norte en el área de la mina El Soldado, Nogales, V Región. 2001 (no editado).

³ Urrutia J. Catastro y georreferenciación de belloto del norte en la quebrada Manantiales y en zonas aledañas al área del proyecto Caquicito. Informe para la Compañía Minera Disputada de Las Condes, 2002.

⁴ CICA Ingenieros Consultores. Distribución Geográfica y Estado de Conservación del belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*), Dec. 2002. Informe Complementario Feb. 2003.



Fotografía 1
Mina El Soldado.

El género *Beilschmiedia* en Chile participa como especie dominante en las comunidades relictuales, de origen laurifoliado muy antiguo. Se asocia principalmente con patagua (*Crinodendron patagua*) y peumo (*Cryptocarya alba*). La especie presenta una distribución restringida a posiciones ambientales muy favorables para su desarrollo, como en el lecho de quebradas próximo a cursos de agua, en laderas protegidas de exposición sur y en los pequeños valles de depositación formados en el ensanchamiento de pequeñas cuencas.

El estudio comprendió el área geográfica desde el sur de la IV Región (ruta Los Vilos-Cavilolén) hasta el límite sur de la Región Metropolitana (Alhué), la franja costera por el oeste y aproximadamente la cota altitudinal 1.300 m.s.n.m. por el este. Los objetivos comprendían proporcionar:

- Distribución geográfica de esta especie,
- Caracterización del hábitat,
- Caracterización fisonómica de las poblaciones de belloto del norte, en su área de distribución,
- Determinación de las especies acompañantes, y
- Determinación del número de ejemplares en sus distintos hábitat.

La metodología empleada en el estudio incluyó una revisión bibliográfica y elaboración de cartografía base a escala 1:250.000 para distribución geográfica, visitas a terreno a las localidades conocidas y descritas como hábitat del belloto del norte, desarrollando inventarios y censos poblacionales, entrevistas a las comunidades locales para identificar ubicación de nuevas poblaciones; y análisis de la información recolectada, incluyendo la caracterización de las poblaciones de bellotos e integración en un sistema SIG. Las caracterizaciones de los hábitats consistieron en una descripción detallada del área ocupada por esta especie, recopilando los siguientes datos: localidad; coordenadas UTM; fecha; altitud; pendiente



Fotografía 2
Programa belloto del norte.

del terreno; exposición; posición topográfica; geoforma; tipo y textura del sustrato; forma de la pendiente; pedregosidad superficial; cobertura y caracterización vegetal y florística; grado, tipo causa e intensidad de erosión; periodicidad de uso. La caracterización de los individuos incluyó: DAP; altura; diámetro de copa; número de fustes; vitalidad y estado sanitario. Todos estos antecedentes están disponibles en el informe.

Como resultado de este estudio, se amplió la certeza de la presencia de belloto del norte de 41 a 118 sectores. En la Figura 1 se muestra la distribución de la especie en el área prospectada. El número total de ejemplares contabilizados en terreno asciende a 32.806. Sin embargo, se estima que la población nacional es mayor, ya que no fue posible ingresar a muchos sitios en que se sabía de la presencia de bellotos. Cabe destacar que de esa cantidad, 14.570 individuos (el 44%) se encuentra en el predio de la mina El Soldado. Una publicación más reciente (Novoa, 2004)⁵ estima en 180.000 los individuos de la especie y en 162 localidades en que crecen.

El estudio concluyó que, actualmente, los factores antrópicos tienen poca incidencia en la dinámica de la vegetación a la cual se asocia el belloto del norte, ya que este hábitat específico no está siendo sometido a una fuerte presión, como ocurrió en el pasado. El estado sanitario de las poblaciones varía de regular a muy bueno, siendo afectados principalmente por insectos (masticadores y xilófagos), excepto en la zona de la mina El Soldado donde se observa la presencia de insectos (homópteros) con una fuerte incidencia. Un aspecto de preocupación es que la mayor parte de los individuos longevos presentan pudrición central del tronco y, a la vez, aunque la fructificación y germinación en terreno es muy alta, la presencia de individuos juveniles es nula a muy escasa.



Figura 1
Distribución geográfica del belloto del norte.

⁵ Novoa P. 2004. Determinación del grado de amenaza del belloto del norte, (*Beilschmiedia Miersii* Kosterm, Lauraceae), mediante el uso de la metodología UICN 2001 (versión 3.1). *Chloris Chilensis* Año 7 N°2. URL: <http://www.chlorischile.cl>. Basado en el Documento Técnico N° 387 de la Oficina de Estudios y Planificación, Conaf, V Región.

El estudio confirma algunas causales del decrecimiento histórico de la población de belloto del norte sugeridas por otros autores, entre las cuales pueden ser:

- Disminución de las poblaciones directamente relacionadas con la regresión que durante años han sufrido las áreas boscosas de la zona central y centro sur del país (Serra 1986).
- Pérdida de hábitat por desmonte de la vegetación natural para dedicar los suelos a usos agrícolas y ganaderos, (Serra et al, 1986).
- Extracción de agua en los tramos superiores de las quebradas (consumo humano), disminución del caudal, incluso a cero en período estival, afectando el desarrollo y crecimiento de esta especie (Gajardo).
- Indicaciones permiten afirmar que en el pasado, habría sido directamente buscado y explotado para la utilización de su madera para construcciones marinas.
- Probable explotación desmedida, que alteró significativamente su dinámica regenerativa (Serra et al, 1986).

Otras iniciativas

El estudio de la distribución real del belloto del norte fue muy valioso en cuanto a aportar los cimientos para las actividades que debían sucederle para conducir a la conservación y recuperación de este patrimonio nacional. Desde la realización de ese estudio, Anglo American Chile ha continuado avanzando con diversas iniciativas que conducen a lograr ese propósito. En 2004 firmó un convenio de cooperación con la Fundación para la Recuperación y Fomento de la Palma Chilena, entidad que ha tenido un notable éxito en la recuperación de esa especie. El objetivo del convenio es desarrollar tareas conjuntas impulsando programas y actividades que armonicen la investigación, conservación, protección y promoción del patrimonio ambiental del belloto del norte.

Entre las actividades acordadas a la fecha a desarrollar con la fundación se encuentra el traslado de 64 ejemplares de bellotos ubicados en el área de crecimiento del tranque de relaves; un programa de reproducción con esquejes (y semillas) recolectados e individualizados de los mismos bellotos a trasplantar, con el objeto de asegurar la conservación del patrón genético de esos individuos; y un programa de reproducción de plantas en vivero, con la meta de producir una cantidad superior a 160.000 plantas en un período de 5 años –a la fecha ya se cuenta con más de 23.000 plantas en condiciones de ser distribuidas–. Aparejado con esas actividades, se desarrollarán en forma conjunta con la fundación y otras entidades regionales, programas de difusión y educación en las comunidades con el objeto de colocar las plantas que se están produciendo y en definitiva lograr el objetivo de reintroducir el belloto del norte en su área de distribución natural, rescatándolo de su condición de «vulnerable a la extinción».

Otra iniciativa es un convenio general firmado por Anglo American Chile con la Pontificia Universidad Católica de Chile, con el objeto de desarrollar investigación científica relacionada con el belloto del norte. Entre las acciones específicas ya acordadas se encuentra la colaboración de la universidad en el diseño del protocolo de traslado de bellotos; una investigación de reproducción vegetativa y micropropagación con material genético de los ejemplares a ser trasladados; investigación en autoecología de la especie; y una investigación para determinar alternativas para el control de los insectos homópteros que afectan a la población de bellotos de la mina El Soldado.

También ya está en desarrollo otro estudio de reproducción vegetativa del belloto con estudiantes de postgrado de la Universidad de Playa Ancha (Valparaíso), que a la fecha muestra resultados muy promisorios. En una línea similar, Anglo American Chile mantiene desde el año 2002 un con-



Fotografía 3
Bosque de belloto del norte en la mina El Soldado.



Fotografía 4
Vivero de bellotos en la Fundación por la Recuperación y fomento de la Palma Chilena.

venio con el Liceo Agrícola Christa Mock de Nogales para la producción en vivero de diversas especies nativas de difícil reproducción, específicamente guayacán y naranjillo, y el último año se incorporó además la reproducción de belloto a partir de esquejes y de semillas.

La iniciativa más reciente y aún en desarrollo, se está elaborando con la Universidad Mayor, y consiste en desarrollar un plan de uso sustentable del predio de la mina El Soldado. El objetivo es dar ordenamiento ambientalmente sustentable al territorio, a través de la conservación, protección y mejoramiento de la biodiversidad y los recursos naturales, integrando a la comunidad.



Fotografía 5
Plántula de naranjillo / Liceo Christa Mock.

minería y
biodiversidad

año 2006