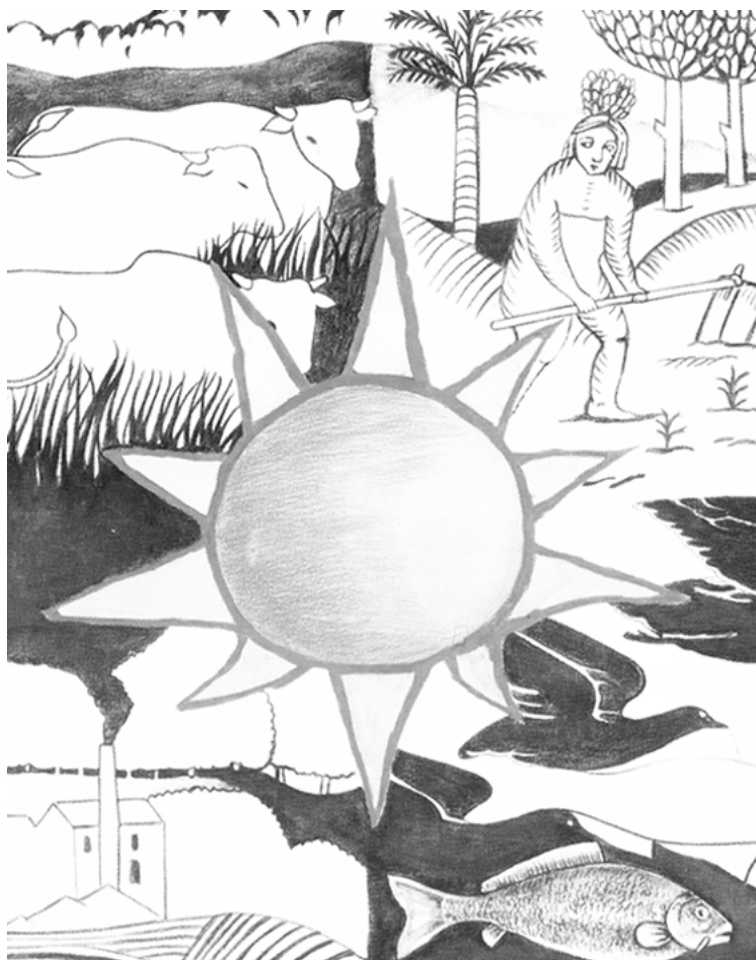


EL ESPINILLO (*Ulex europaeus* L. 1753) UN INVASOR BIOLÓGICO EN EL SUR DE CHILE: ESTADO DE SU CONOCIMIENTO Y ALTERNATIVAS DE CONTROL

The gorse (*Ulex europaeus* L. 1753) a biological invader in southern Chile: state of knowledge and control alternatives

Eduardo Muñoz



Laboratorio de Ecología Aplicada, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Chile. Correo electrónico: emunope@gmail.com

RESUMEN

El establecimiento de plantas invasoras se relaciona generalmente con las modificaciones que el hombre genera en los ambientes que utiliza, las cuales generan condiciones ecológicas adecuadas para que la planta encuentre un hábitat y se establezca, en donde su permanencia, abundancia y estado sucesional dependerán del grado de disturbio y los rasgos adaptativos que posea la especie. Éste es el caso del matorral de espinillo que abunda y se expande en áreas del centro-sur de Chile que han sido utilizadas por el hombre con fines silvoagropecuarios y forestales, donde su control en ciertos casos se hace complejo en términos técnicos y económicos. De esta forma se realiza una exhaustiva revisión de los rasgos adaptativos más sobresalientes de esta planta, hábitats propicios para su expansión y establecimiento, controles tradicionales que se llevan a cabo actualmente, además de una reseña de cómo la restauración ecológica puede ayudar a generar un control biológico de esta especie y a la vez «reconstruir» ambientes degradados llevándolos hacia su estado original.

Palabras claves: espinillo, *Ulex europaeus*, invasiones biológicas.

ABSTRACT

The establishment of alien plants is generally related to the modifications that man generates in the environment that he uses. These alterations generate the ecological appropriate conditions such that the plant finds a habitat and establishes, and where its permanency, abundance and sucesional state will depend of the degree of disturbance and the adaptative traits that the species possess. This is the case of the espinillo shrub, that is plentiful and expands in areas of the center-south of Chile that have been used for farming, livestock development and forestry, where its control becomes complex in certain cases, in economic and technical terms. An exhaustive revision is carried out on the more outstanding traits of this plant, favorable habitats for its expansion and establishment, traditional controls techniques that are currently used and, at the same time, a review on how ecological restoration can help to generate a biological control of this species, and on how to «reconstruct» the degraded environment taking it towards its original state.

Key words: espinillo, *Ulex Europaeus*, biological invasions, adaptative traits, restoration ecology.

INTRODUCCIÓN

Invasiones biológicas: procesos e impactos.

Desde los orígenes de la agricultura hasta la actualidad el proceso de domesticación tanto de plantas como de animales ha provocado una cierta dependencia entre los intereses del hombre con las especies que éste utiliza para su consumo. En algunos casos el grado de dependencia se torna tan fuerte que muchas de las plantas o animales que han sido extraídos desde la naturaleza se asocian completamente al manejo que realiza el hombre para concretar su desarrollo y posterior producción.

Matthei (1995) plantea que esto es válido tanto para especies cultivadas como para otras que el hombre no desea pero que crecen junto a ellas, o sea las denominadas malezas. Según este autor, este concepto incluye además de las plantas que compiten directamente con las especies cultivadas, a todas aquellas dañinas tanto para el hombre como para otros animales. He aquí entonces un factor clave en el concepto de maleza, la cual no solo será una planta con la cual el hombre (y sus propósitos particulares) esté en constante «lucha», sino que además tendrá la capacidad de crear una férrea competencia con plantas y fauna nativos, sin son exitosas en nuevos ecosistemas.

Sin embargo el concepto de maleza puede ampliarse hacia otros términos que se refieren a la ocupación de espacios por parte de las plantas fuera de sus rangos de dispersión natural y/o potencial, incluyendo también sus características ecológicas. Dentro de éstos se encuentran: «invasivas», «alien», «exóticas», «foráneas», «inmigrantes», «introducidas», «no indígenas» y «no nativas» (Krcmar-Nozic et al. 2000).

En el reino vegetal, el concepto de invasión de plantas exóticas y el concepto de planta

invasora, tienen un significado distinto al de maleza o planta asilvestrada (Serra 2006). Sobre este tema Richardson et al. (2000) recomienda una estandarización de términos en la investigación sobre plantas invasoras, de donde se extraen: (a) Plantas introducidas, alóctonas, exóticas; que son las especies transportadas por acción humana intencional o accidental a través de las grandes barreras geográficas, (b) Plantas exóticas, casuales u ocasionales; son las que prosperan y pueden reproducirse ocasionalmente en un área, pero no forman poblaciones de reemplazo, (c) Plantas naturalizadas; cuando las plantas introducidas se reproducen y sostienen poblaciones con muchos ciclos de vida sin intervención humana directa y (d) Plantas invasoras; son plantas naturalizadas que producen numerosa descendencia, en gran número, a considerable distancia de sus padres.

De esta forma, al expandirse este gran número de descendientes, la invasión conllevará a la producción de impactos dentro del espacio invadido, considerados irreversibles en relación a la estructura y función de un ecosistema (Mooney & Hobbs 2000; Sakai et al. 2001). Los efectos hacia los ecosistemas recientemente se han comenzado a comprender del todo, por ser estos complejos sistemas compuestos de muchas partes y caracterizados por el intercambio de información entre sus componentes y entre diferentes niveles jerárquicos (Alados et al. 2003).

Dentro de los impactos generales que se pueden detectar en los procesos de invasión por plantas exóticas en un área determinada se pueden mencionar: (a) desplazamiento de flora y fauna nativa (cambios en la estructura y dinámica de las poblaciones nativas), (b) hibridización de especies nativas con parientes introducidos, (c) modificación en los procesos ecológicos (la dinámica de perturbaciones

parece ser uno de los procesos de mayor sensibilidad en las poblaciones), (d) alteración de dinámica de zonas ribereñas (al establecerse en áreas previamente descubiertas de vegetación) y (e) modificación de ciclo de nutrientes y sucesión vegetal (Pauchard & Alabaka 2002). Los efectos extremos de los invasores sobre poblaciones nativas tienen el potencial de conducir cambios genéticos y evolutivos (Mealor et al. 2005).

Blumenthal (2006) establece que dentro de la gama de teorías que ayudarían a explicar los mecanismos de invasión, dos son las hipótesis más estudiadas y mejor conocidas: la Hipótesis de la Liberación del Enemigo (enemy release hypothesis) y la Hipótesis del Recurso (resource hypothesis). La ERH atribuye el éxito de especies exóticas a la posibilidad de que se liberan de muchas enfermedades y herbívoros al invadir una nueva extensión (Keane & Crawley 2002). A diferencia de la ERH, la hipótesis del recurso (RH) es aplicable a especies nativas y exóticas equitativamente (Davis et al. 2000). De acuerdo a esta última, se propone que la colonización es facilitada por la alta disponibilidad de recursos, debido a su alto suministro o bajo consumo por competencia de especies. La importancia de los recursos en la conducción de una invasión es indicada por las correlaciones entre la invasión y el disturbio, las cuales pueden incrementar la disponibilidad de recurso reduciendo su consumo o estimulando la mineralización (Blumenthal op. cit.). De esta forma, es posible explicar la alta tasa de éxito de invasión de algunas plantas, pues encuentran en ambientes nuevos una gran disponibilidad de recursos, los cuales podrían aun estar más al alcance de estos organismos por eventos (antrópicos o naturales) que permitan la relocalización o desprendimiento de un recurso en particular.

Ahora bien, cuando una planta invasora arriba en a un ambiente nuevo, generalmente

tal proceso comienza con una población muy pequeña de la especie, en relación a su tamaño poblacional nativo (rango nativo). De acuerdo a esto, si las poblaciones invasoras en un comienzo son pequeñas en comparación con las nativas ¿cómo es que tal número de especies se puede tornar altamente exitoso en los procesos de colonización?. Esta paradoja es descrita por Allendorf & Lundquist (2003) como un proceso adaptativo, en donde son esperadas respuestas adaptativas frente a presiones relacionadas con las diferentes condiciones ambientales, pues cuando una especie invade una nueva localidad enfrentará casi indudablemente un ambiente nuevo con presiones ajenas al hábitat natural. Sin embargo, muchas especies introducidas a menudo compiten y reemplazan las especies originarias. Esta característica según estos autores comprendería la segunda paradoja en los procesos de invasiones ecológicas para plantas, ¿si la adaptación local es común e importante, entonces, por qué las especies exóticas son tan exitosas en procesos competitivos y reemplazan a especies originarias?. Algunas explicaciones van de la mano con que las especies invasoras denotan cierto grado de plasticidad fenotípica, una característica que permite un ajuste inmediato frente a hábitats cambiantes, lo cual podría marcar una cierta dificultad o beneficio en el éxito invasivo de una especie. Asumiendo de esta manera que esta capacidad de adaptación genética es un factor clave en el éxito de la invasión, Richards et al. (2006) postulan que las especies invasoras son más plásticas que las especies no invasivas o especies nativas, y que las poblaciones en el rango de introducción - de especies invasoras - tienen un mayor desarrollo de la plasticidad que poblaciones en el rango nativo.

Las variables que están en el juego de promover o reducir el éxito de una invasión ecológica de plantas son muchas y su

conocimiento es vital para predecir impactos a los ecosistemas más frágiles y crear «recetas» para el control de éstas. Dentro de las especies invasivas de alta importancia en el centro-sur de Chile se encuentra el espinillo, *Ulex europaeus* L. (Fabaceae). El espinillo es un arbusto nativo de Gran Bretaña y del centro y oeste de Europa. Invade zonas de ocupación antrópica, por lo tanto se ha considerado como una planta invasora que provoca graves impactos a estos sistemas, generando a la vez, serios problemas en torno a la biodiversidad de ecosistemas naturales en el mundo. El objetivo de esta monografía es revisar algunos de los aspectos más importantes en relación a esta especie, tales como descripción física, mecanismos de propagación, hábitat, ecología de la invasión como explicación a su alto éxito invasivo, métodos de control o erradicación, y finalmente el rol que cumple la restauración ecológica actualmente como disciplina científica para el control de esta planta y en general de cualquier especie invasora.

Ulex europaeus: características generales

La familia Fabácea, o de las Leguminosas, comprende 400 géneros y 10.000 especies ampliamente distribuidas en las zonas templadas y frías como también en los trópicos (Matthei 1995). Dentro de esta familia *Ulex europaeus* L. es considerado como un arbusto perenne y espinoso, de ramas verdes de 2 cm de largo sobre tallos aterciopelados y de pequeñas flores amarillas. El espinillo también puede ser identificado como pica-pica, espino alemán (Ramírez et al. 1988), yáquil, aliaga, maticorena, corena, cachai, tejo (Matthei 1995), gorse, furze (en Gran Bretaña, Nueva Zelanda, EE.UU), conocido dentro de España y Portugal como tojo, arnaz, cádava, argelaga de bosc, ota, entre otros variados nombres.

Su fisionomía se caracteriza por ser la de un arbusto erecto o rastrero, de ramificación abierta o compacta, con hojas y tallo espinosos, ramas jóvenes con indumento doble, espinas primarias de hasta 4 cm, rectas o algo arqueadas, las secundarias y terciarias a menudo cerca de la base de las primarias (Ramírez et al. 1988, Davies et al. 2000, Davies et al. 2005, Mgidi et al. 2007), las hojas más pequeñas y verde oscuras de la planta son rígidas y cubiertas por una capa cerosa, que ayuda a reducir la pérdida de agua. Según Zabkiewicz & Gaskin (1977) existe una marcada variación temporal en la producción de esta cera, sobre todo entre los meses más fríos y los más cálidos, existiendo de esta forma una relación entre la producción de cera y el clima específico de una zona. Esta característica le permite, en conjunto con su profundo sistema de raíces, crecer en ecosistemas con bajas precipitaciones.

Produce un gran número de semillas de color café o negro en vainas verdes con finos vellos, cada semilla tiene una dura capa que le permite resistir el agua, manteniendo así niveles de dormancia en el suelo por sobre los 30 años (CRC 2003, Cooperative Research Centre, GOERT 2003, Garry Oak Ecosystems Recovery Team). Las semillas pueden ser liberadas en condiciones húmedas o calurosas y estimuladas para germinar mediante perturbaciones mecánicas o quemas. La vaina es peluda, lisa y oblonga con 2-8 semillas, de 2 cm de longitud, de color negro, gris o café

Originario del oeste y sur-oeste de Europa y del Reino Unido, donde ocupa tierras de labranza descuidadas o zonas ganaderas (Davies et al. 2005). Considerada maleza en Hawái, Nueva Zelanda, Chile, Australia, Irán, Italia y Polonia. También es posible encontrarla como maleza en la costa este y oeste de Norte América y en Canadá está sólo presente en la Columbia Británica (GOERT 2003, Hill et al. 2001). Según la CRC (2003), su potencial de

distribución a otras zonas de la costa sur de Australia y de toda Tasmania es alto, y está determinado por la aptitud climática de cada zona. Fue introducida deliberadamente al oeste de los Estados Unidos de Norteamérica, Tasmania y varios países sudamericanos.

En Chile, según Matthei (1995), Clos en el año 1847 es quien la cita por primera vez esta planta para el país y es interesante reproducir los comentarios «...éste pequeño arbusto se halla en Concón, en donde la introdujo el señor Miers, se puede emplear en varios casos y merece una especial atención, además de ser propio para hacer cercas impenetrables, se usa en Francia como combustible para calentar los hornos, y en varios departamentos en el invierno le dan al ganado como forraje, después de machacarlo para quitarle las espinas...».

Pueden vivir cerca de 30 años como máximo (Lee et al. 1986, GOERT 2003, CRC 2003), aunque Druce (1975) en Lee et al (1986), registró en Nueva Zelanda matorrales de 46 años. A través de su ciclo de crecimiento pasa primero por una pequeña planta con forma de roseta de pequeñas y delgadas hojas, cuando la planta crece las espinas reemplazan a las hojas y las flores aparecen en ramas en el segundo año (GOERT op. cit.). Las plantas de espinillo crecen formando matorrales impenetrables con un área central de vegetación muerta y seca. Una vez madura puede crecer por sobre los 3 m. Según Casermeiro et al. (2001) en la provincia de Entre Ríos, Argentina, puede crecer entre 5, 10 y 12 m. En bosques de esta región, se han identificado las siguientes: altura, 3,60 m, cobertura (%) 11,49, densidad (n° ind/ha) en adultos 463, y jóvenes 268, diámetro de copa (m) 2.37.

Posee raíces largas y profundas (CRC 2003). Ramírez et al. (1988) hacen alusión a un lignotúber robusto que soportando la acción del fuego, permite la rápida regeneración de los vástagos aéreos asimiladores.

Existen dos subespecies (Cubas 1987); subesp. *europaeus* y subesp. *latebracteatus* ($2n=64$). Para su diferenciación es preciso denotar diferencias en las bractéolas, en relación a tamaño y forma. Para su cariotipo, Cubas op. cit. lo identificó para *U. europaeus* como $2n=96$ (hexaploide), con $n=48$ cromosomas en metafase mitótica de meristema radicular. En éste estudio se evidenció la euploidia como fenómeno de la variación del número cromosómico del género *Ulex*. En este género se manifiesta un aumento del tamaño en relación con el nivel de ploidía que afecta especialmente al polen y a las flores. Según Fernández et al. (1993), ambas subespecies pueden presentar tres distintos citotípos ($2n=32, 64, 96$), y en algunas localidades costeras de España se han observado individuos con distinto número de cromosomas con un incremento en el nivel de ploidía desde la costa hacia el interior.

Propagación.

La regeneración puede iniciarse por dos vías, por la germinación de semillas disponibles en el suelo (banco de semillas), o bien por el crecimiento vegetativo de los órganos no afectados o, simultáneamente por ambas vías (Álvarez 2001). Hill et al. (2001) indica que los bancos de semillas son el mayor factor en la persistencia de matorrales perennes de leguminosas invasoras. Los bancos de semillas proveen a una población de refugio y recursos para una reinvasión de su hábitat, tiempo después de que las plantas madres hayan muerto, otorgando a la vez la capacidad de afrontar condiciones climáticas adversas y tomar ventaja frente a cambios ambientales. Una población madura de *U. europaeus*, puede producir sobre las 6 millones de semillas por ha cada año, datos entregados por Hill et al. (2000) calculan 36.000 semillas $m^2/año$,

Moss (1959) en Hill et al (2000) identificó poblaciones de más de 10.000 semillas/m². La mayoría de las semillas caen cerca de la misma planta, pero la vaina puede romperse y soltar las semillas a una distancia entre los 2 a 5 m (CRC 2003, GOERT 2003). Aves e insectos tienen la capacidad de dispersar las semillas, a la vez que flujos de aguas cercanos permiten aumentar su grado de dispersión. Hill op. cit. indica que también existe propagación a través de pelos de animales y de lana de oveja.

El porcentaje de densidad media de las semillas identificada en varios estudios ha sido del 75%, encontradas en los primeros 5 cm del suelo, detectando que ésta profundidad afecta directamente la densidad de las semillas, no así la germinación. Sin embargo Hill et al. (2001) menciona que la germinación de las semillas bajo los 5 cm no es eficiente, a menos que por alguna perturbación en el suelo, las semillas se desplacen a la superficie.

Hábitat

La variedad de ambientes en los cuales el espinillo se establece y expande son diversos.

Según el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente de Bogotá, Colombia, DAMA (2000), se encuentra presente en ambos hemisferios, en ambientes con precipitaciones bajas y altas, y ambientes templados. Tolera un rango dado de condiciones de humedad ambiental y la vez altos niveles de humedad de suelo y drenaje adecuado. Crece adecuadamente soportando áreas totalmente expuestas a la luz, y áreas con sombra moderada, tolerando suelos relativamente ácidos. Dada a estas características, se considera una especie típicamente ruderal, antropófica y pirófila, o sea, se establece en sustratos alterados, su nicho se expande con las actividades humanas y resiste al fuego, el cual favorece su expansión frente a otras especies.

Invade fácilmente orillas de caminos, praderas, riberas, líneas de tren, áreas no agrícolas, tierras quemadas, suelos bien drenados, sitios abiertos de baja elevación, suelos fértiles, como también en bancos de arena, suelos con alto contenido de arcilla y también puede establecerse y competir con

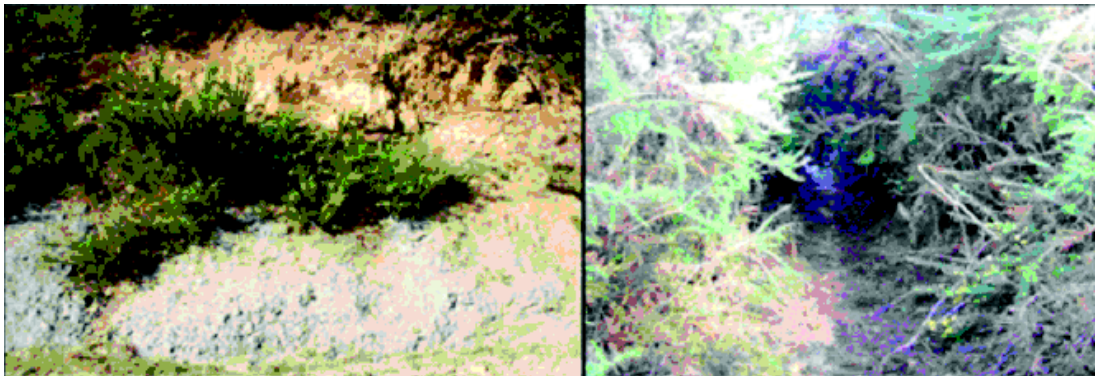


FIGURA 1. MATORRALES DE ESPINILLO JOVEN Y ADULTOS ESTABLECIDOS EN TERRENOS DEGRADADOS EN ISLA DEL REY.

Shrubs of young espinillo (gorse) and adults settled down in lands degraded in isla del Rey, Valdivia, Chile.

otras especies en suelos severamente alterados en estructura y con drenajes deficientes. En la Fig. 1 se puede observar matorrales jóvenes y adultos ocupando suelos degradados en isla del Rey, Valdivia. Según Beckdorf (1985) se establece adecuadamente en terrenos y montañas bajas y dunas, creciendo en la mayoría de los tipos de suelo con un crecimiento óptimo entre un pH de 4,5-5,0, en terrenos pobres en calcio, tendiendo a acidificar los suelos y a bajar la capacidad de intercambio catiónico de estos.

En Australia crece habitualmente donde las precipitaciones son igualmente distribuidas a través del año con un rango de 650 a 900 mm. Sin embargo, es altamente adaptable en zonas de la costa oeste de Tasmania, donde las precipitaciones bordean los 2400 mm anuales (GOERT 2003).

Adaptaciones fisionómicas

Sus poblaciones presentan claras variaciones morfológicas asociadas con las condiciones ambientales locales: las que viven en acantilados y lugares próximos al mar sometidas a fuertes vientos son de pequeña talla, con ramificaciones cortas y densas formando almohadillas compactas; por el contrario las plantas más apartadas a estas condiciones crecen vigorosamente y llegan a alcanzar un porte arbustivo. Una de las características más sobresalientes de las Fabáceas es la de poseer en sus raíces pequeñas tuberosidades las cuales albergan bacterias del género *Rhizobium*, capaces de fijar nitrógeno, particularidad que les permite crecer en suelos pobres en elementos y competir exitosamente con otras especies (Matthei 1995).

Bastow-Wilson & Lee (1988) reconocieron que las poblaciones de esta especie se ajustaban a la ley de auto raleo de los $3/2$.

Esta ley, según Corvalán & Hernández (2006), se identifica cuando se ha llegado a la etapa de plena ocupación del espacio de crecimiento, y el aumento de la relación tamaño/disminución de individuos se hace constante. Los resultados entregados para 124 parcelas de *Ulex europaeus* en Nueva Zelanda, indican que todas las pendientes calculadas estuvieron dentro de la dispersión normalmente observada aceptándose en conformidad dentro de la Ley de los $-3/2$, y ninguna fue significativamente diferente de $-1,5$. Esto indica que las poblaciones de espinillo responden a un proceso dinámico de disminución del número de plantas, debido a los procesos de competencia y posterior aumento del tamaño o volumen de los individuos que han podido sobrevivir a este proceso a través del tiempo y el espacio.

Por otra parte, estos matorrales acumulan alta cantidad de necromasa en pie (espinos secos) y poca humedad, lo que favorece la ocurrencia y expansión de incendios que eliminan a sus competidores y tras los cuales esta especie rebrota y retoma rápidamente el control. En relación a esto, Boissard et al. (2001) en Scott (2005), menciona que el espinillo produce compuestos biogénicos orgánicos volátiles (VOC), que hacen a la planta particularmente inflamable. Esta especie cuando arde puede rebrotar de nuevo por las raíces donde el calor realza la germinación del banco de semillas.

Factores limitantes del establecimiento del espinillo.

Se considera como una planta heliófila, o sea intolerante a la sombra, razón por la cual acumula una gran cantidad de necromasa en áreas de escasa luminosidad. El sombreado de las ramas más altas provoca la muerte de gran parte del tronco y de toda la zona inferior.

Su propagación depende de masas de matorral iniciales, esto gracias a sus sistema de propagación vegetativa mediante rizomas (DAMA 2000), lo cual genera un crecimiento continuo de matorrales a partir de un conjunto de plantas madres. Esta característica se transforma en una ventaja a la hora de establecer alguna medida de control, pues su crecimiento se concentra en los bordes con un centro-madre de matorral muerto. También pierde eficacia hacia los extremos de su rango ecofisiológico (DAMA op. cit.), esto quiere decir, hacia zonas altas, temperaturas frías extremas o zonas planas mal drenadas.

El factor que ha sido identificado como más relacionado con la germinación y mortalidad del banco de semillas es el clima específico del ambiente. Esta relación fue encontrada por Hill et al. (2001), identificando en primera instancia que el banco de semillas disminuye su potencial de invasión por efectos de la misma germinación de éste, teniendo escasa correlación con la propia mortalidad de las semillas, a la vez, fue posible detectar que para el establecimiento adecuado de las plántulas de espinillo las fluctuaciones de temperatura se consideran como el mayor factor condicionante. Se sugiere que la alternancia de periodos secos y húmedos, además de altas temperaturas, ayudan a un aumento en la permeabilidad de las semillas y su consiguiente germinación (Hill op. cit.).

Problemas asociados al espinillo

Se caracteriza por ser un matorral extremadamente competitivo, desplazando plantas nativas en donde se instaura. Se establece mediante parches de matorral, el cual produce una gran cantidad de materia acidificante que inhibe la germinación de semillas nativas. Su capacidad de fijación de nitrógeno atmosférico, provoca también

problemas para el establecimiento de otras plantas no nativas. Ha sido introducido en muchos países en donde rápidamente se ha convertido en una planta invasiva, compitiendo con arboles jóvenes en plantaciones forestales y excluyendo a animales pastadores en praderas. Compite pobremente con cultivos que crecen en alta densidad, pero la cosecha o sobrepastoreo de éstos puede inducir a una reinvasión por parte del espinillo (Hill et al. 2001).

El suelo entre matorrales de espinillo está ocasionalmente desnudo, lo cual puede incrementar la erosión sobre pendientes. En relación a la estructura de los suelos en donde se establece, Scott (2005) indica que gracias a su capacidad de fijar nitrógeno y su sistema radicular, puede alterar el suelo como unidad ecosistémica alterando el ciclo del nitrógeno. También tiende a extraer gran cantidad de nutrientes y así degradar rápidamente el suelo, desplazando la vegetación nativa.

Es una especie altamente pirogénica, por la capacidad de crear gran cantidad de necromasa, sumado con la capacidad de crear VOC. Por lo tanto su erradicación también interesa como cobertura pirogénica y por su veloz expansión a través del fuego y suelos perturbados (DAMA 2000).

Según Casermeiro et al. (2001), después del reemplazo de la áreas de bosques nativos por sistemas agrícolas, la pérdida de vegetación nativa en un renoval de Argentina produjo una alteración profunda en la estructura florística nativa de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo, donde en estas áreas, el espinillo se comporta como especie pionera y dominante dentro del renoval.

Expansión en el mundo

En Portugal, Galicia y Asturias, principalmente, se cultivan espinillos para

forraje, abono, leña o carboneo. No es fácil distinguir poblaciones naturales de otras cultivadas en las que se supone se habrá producido una selección. Alguna forma de cultivo se encuentra dispersa por Salamanca, Zamora, León, entre otros territorios de España Durante 50 años los cercos vivos de espinillo cumplieron un rol importante en el desarrollo de la agricultura de Nueva Zelanda, hasta que fueron reemplazados por cercos y otras construcciones (Hill et al. 2000).

En Australia fue introducido como planta de protección a inicios del siglo 19, y rápidamente se expandió fuera de control en el país. Las zonas más afectadas en este país son la zona sur, principalmente Tasmania y Victoria (CRC 2003). En Chile, fue introducido a principios del siglo XIX para uso como planta de contención de terrenos y laderas así como también como recurso forrajero (Opazo 1930 en Norambuena (2000)). Ya en 1930 la planta se había convertido en una maleza naturalizada en las provincias de Chiloé y Valdivia en el sur de Chile. En el presente, el espinillo es una de las plantas invasoras más dañinas entre los paralelos 33° y 43° de latitud sur, y se ha convertido en una amenaza seria para industrias agrícolas y silviculturales. En esta última provincia, la invasión se ha hecho a través del tiempo cada vez más grande, en donde la invasión alcanza densidades de 28.500 plantas/ha (Ramírez et al. 1988).

ECOLOGÍA DE LA INVASIÓN Y SUCESIÓN.

En muchas instancias, el influjo de especies exóticas tiene efectos negativos sobre la existencia de una comunidad de plantas, guiando al ecosistema hacia la reducción de la diversidad y la pérdida de especies nativas (Levine et al. 2003), ahora, mientras los niveles de disturbio, de competencia, disponibilidad de

recursos y otros factores sean los adecuados la planta exótica tendrá éxito en el ecosistema nativo.

Una población recién establecida es probablemente mucho menos diversa genéticamente que la población de donde es originaria la especie (Barrett & Kohn 1991), lo cual podría traer consigo alguna serie de consecuencias a nivel genético: (a) la depresión por endogamia podría limitar el crecimiento de población y bajar la probabilidad de que la población persista y (b) la diversidad genética reducida limitaría la habilidad de desarrollarse en sus nuevos ambientes (Allendorf & Lundquist 2003). Estos aspectos parecerían de cierta forma estar dominados por el espinillo, pues en las primeras etapas de desarrollo de una invasión biológica, el éxito y expansión de sus poblaciones está manejado principalmente por su banco de semillas y en general por su sistema de reproducción.

Proceso de invasión y rasgos adaptativos

El primer escenario es la introducción, colonización, y establecimiento de una especie invasora. En otras palabras, la especie introducida debe llegar, sobrevivir, y establecerse eficazmente (Allendorf & Lundquist 2003). Es importante considerar que no todas las especies introducidas en Chile son plantas invasoras, o bien pueden encontrarse en diversos estados del proceso de invasión o naturalización, donde claramente el espinillo, se ha transformado en una planta invasora-naturalizada según los conceptos de Richardson et al. (2000) mencionados anteriormente. El segundo escenario será la dispersión de la especie y la sustitución de la(s) especie(s) originaria(s).

El paso por estos escenarios por parte de una planta invasora depende de muchos factores, los cuales según Allendorf & Lundquist (2003), podrían pronosticar si es que

una especie puede dispersarse y sustituir (competir) con las nativas. Dentro de éstos se pueden nombrar: (1) la tendencia genética y los efectos de poblaciones pequeñas, (2) el flujo de genes y la hibridización, y (3) la selección natural y la adaptación. Éste último se ha diferenciado como un factor clave en el éxito, por la presión de los propágulos, en donde el espinillo puede ser considerado un eficiente invasor (alta dispersión-alta sustitución), pues el número de individuos que es capaz de producir, por unidad de superficie/tiempo, o escala climática, es siempre alto y eficiente, sobre todo en ambientes alterados.

Algunas especies invasoras pueden ser intrínsecamente mejores competidoras porque se desarrollaron en un ambiente más competitivo (Callaway & Aschehoug 2000). Según esta idea, el espinillo tendría ventajas ecológicas frente a sus competidores nativos. En el sur de Chile, de acuerdo a Moraga (1983) el espinillo es un buen competidor sólo en suelos degradados y pobres en nutrientes y por esta razón forma densos matorrales en lugares donde los suelos rojo arcillosos han sido agotados por el pastoreo o el monocultivo repetitivo de *Pinus radiata*. Ramírez (1975) también señala que el espinillo posee gran capacidad competitiva al desarrollarse junto con la zarzamora, la que sobrepasa rápidamente en su crecimiento. En comunidades de plantas del este y oeste de Europa, como consecuencia del abandono de prácticas tradicionales en agricultura seguidas desde la segunda guerra mundial, los pastizales secos han sufrido altos cambios sucesionales, resultando en el establecimiento de matorrales nativos o exóticos, y especies de árboles y helechos (Bossuyt et. al 2007), donde la diversidad de especies de pastizales nativos declina fuertemente bajo coberturas de *Ulex europaeus* por el incremento de la competencia, disponibilidad de luz y cambios en la condición de los suelos.

Ventanas de oportunidad para el establecimiento

Otra fuerte evidencia respecto a adaptaciones con fines competitivos se puede observar en los ecosistemas mediterráneos Europeos, que se caracterizan por tener regímenes de fuego permanentes, alterando constantemente la estructura y composición vegetal de estos sistemas, aunque muchas de estas especies pueden sobrevivir y adaptarse a estas condiciones naturales sin mayores problemas. Así es como *Ulex parviflorus* Pourr. y *Ulex europaeus*, además de otros matorrales y herbáceas mediterráneas, poseen algunas adaptaciones fisionómicas, las cuales permiten su continuidad en estos ambientes extremos. El fuego como factor clave en sistemas mediterráneos afecta directamente la fitomasa de estas especies, así como también tiene el potencial de repercutir sobre el funcionamiento y reproducción de estas.

Las estrategias relacionadas con el fuego que incluyen rasgos morfológicos y fisiológicos son: (a) tejidos de protección para daño del fuego y supervivencia improvisada durante el fuego, como corteza dura, órganos de almacenamiento bajo tierra, como lo es el lignotúber, (b) mejoramiento del «fitness» (cantidad de descendencia que un individuo deja para las siguientes generaciones) después de un evento de incendio, a través de la estimulación del florecimiento o el brote, tolerancia a la sequía, tasa alta de crecimiento y corto espacio de vida de la hoja, y (c) posponer el establecimiento de plántulas hacia un ambiente adecuado posterior al fuego, mediante el mecanismo de germinación estimulada por calor y humo (Buhk et al. (2007).

Para el espinillo se ha descrito un poderoso y eficiente lignotúber adaptado a este tipo de perturbaciones, actuando como un importante órgano almacenador de carbohidratos y

nutrientes que pueden jugar un rol crítico en su recuperación después de procesos de disturbios. Se cree generalmente que los carbohidratos almacenados en estas estructuras (principalmente almidón y azúcares solubles) son la más importante fuente de carbono que apoya un nuevo crecimiento después de un disturbio (Canadell & López-Soria 1998).

Este órgano ha sido descrito como una fuente de nuevos meristemas, o sea pueden servir como banco de brotes, permitiéndole a la planta regenerar muchas veces en ambientes sujetos a múltiples disturbios. El pool de recursos del lignotuber parece ser suficientemente grande para sostener el recrecimiento en ambientes donde ocurren múltiples eventos de disturbios (Canadell & López-Soria 1998), y si bien es evidente su función como perpetuante de este matorral, los efectos del fuego sobre las especies con esta estructura van más allá de una simple destrucción fisiológica estructural, más bien se generan múltiples oportunidades (en general para especies invasoras adaptadas a estos eventos) que permiten una permanencia más eficiente en un ecosistema degradado.

Existen en relación a esto, según Buhk et al. (2007), ventajas ecológicas o beneficios de la regeneración post-fuego: (a) la creación de condiciones favorables, (b) la remoción de los presentes factores limitantes opuestos; y (c) el potencial de excursión de nicho genético para vástagos locales, a pesar de la muerte o auto-destrucción (self-killing) de los individuos existentes. Este último concepto fue planteado por Schwilk & Kerr (2002), el cual asocia rasgos de inflamabilidad de las plantas con una activa auto-construcción de su nicho ecológico, en donde sus vástagos son capaces de establecerse y así «estar al día» en un ambiente en continuo cambio.

Tras este evento existen dos situaciones con las cuales el espinillo puede tomar lugar y

establecerse sin mayores problemas en ecosistemas u otras zonas incendiadas: en la primera, se genera en un periodo corto de tiempo lo que se conoce como «ventana de oportunidad» para la regeneración, donde se reduce la competencia por recursos tales como la luz, nutrientes y agua, aquí el disturbio del fuego actúa como un filtro para el ensamble comunitario y la dinámica comunitaria, sin considerar la habilidad competitiva (White & Jentsch 2004), o sea en este periodo, que incluye una dimensión espacio-temporal, muchas especies tendrán una multiplicidad de factores a su favor para su regeneración. Una de las más importantes características de esta «ventana» es que permite crear los espacios adecuados exclusivamente para las especies con factores limitantes como la luz y los nutrientes. Esta ventana, en el caso del espinillo, se asocia principalmente a la mayor disponibilidad de luz y a la activación de su espectro reproductivo sexual y asexual. La segunda situación se asocia al hecho de que en sitios azotados por el fuego a menudo proveen de un mejor suministro de nutrientes, debido a la mineralización de la materia orgánica, o sea un corto espacio de disponibilidad de nutrientes por impacto del fuego (Buhk et al. 2007). Junto a esto se agrega la ruptura de la dormancia de las semillas por el calor y/o humo, lo cual genera una sincronización con la germinación de la especie. Una interesante respuesta diferencial se puede observar tras estos eventos de fuego en especies que se reproducen por semillas versus las exclusivamente asexuales. Buhk op. cit., plantea que las especies semilleras pueden tener ciertas desventajas a la hora de crecer en ambientes post-fuego, pues como su necesidad nutricional es más alta, y la volatilización y lixiviado de estos es alta en estos eventos, pasarían a dominar las especies que poseen algún grado de acumulación y posterior movilización de recursos por medio de alguna

estructura vegetal (en este caso correspondería al lignotúber) dando paso a una dominancia de estas especies con estructuras de almacenamiento bajo esta situación. Nuevamente se hace aparente una ventaja adaptativa del espinillo, ahora frente a especies exclusivamente semilleras.

Plasticidad fenotípica

Según algunos autores la adaptación de las especies invasoras no explica totalmente el éxito de éstas en nuevos ecosistemas (MacDonald & Chinnappa 1989; Pigliucci 2001, Bowman & Tarayre 2007). Mediante el uso diferencial de las estrategias reproductivas (asexual y sexual) las especies vegetales invasoras pueden ver disminuida su variabilidad genética al arribar a un nuevo ecosistema. La plasticidad fenotípica, que es la propiedad de un genotipo de expresar fenotipos diferentes en ambientes diferentes (Richards et al. 2006), explicaría algunos procesos de invasión. De esta forma una planta invasora «ideal» poseería esta característica, o más bien llamada ventaja ecológica (plasticidad fenotípica), expresada como un nivel de expansión rápida frente a un ambiente hostil o no adecuado. Según Richards et al. op cit, muchos estudios argumentan que la plasticidad mejora la amplitud de nicho ecológico, pues la respuesta a la plasticidad permite a los organismos expresar fenotipos aventajados en un rango más amplio de ambientes.

Ahora cabe preguntarse si en *Ulex europaeus* existe tal plasticidad, y como se ve representada en la realidad, o sea un patrón de expresión en ambientes diferentes. Los rasgos (específicos de un genotipo) para que sean eficaces deben responder a ambientes diferentes, y, para que puedan resultar beneficiosos para los procesos de invasión

estos rasgos morfológicos y fisiológicos deben estar relacionados con el «fitness».

Como una aproximación generalista del proceso de invasión en el espinillo, en relación a estos rasgos, se cita a Richards et al (2006), los cuales plantean que existen 3 escenarios, los cuales se describen cómo una norma de reacción distinta que podría colaborar en el éxito de la invasión. Estos son: (a) «Jack-of-all-trades» dónde a través de la plasticidad de los rasgos morfológicos o fisiológicos el invasor puede mantener un mejor fitness (aptitud) en una variedad de ambientes, (b) «Master-of-some», en donde la plasticidad de los rasgos morfológicos o fisiológicos permite que el invasor aproveche solo ambientes favorables, y (c) un «Jack and Master» que combina los dos escenarios anteriores. Mediante la revisión de algunos rasgos ecológicos anteriormente analizados para esta especie, el escenario 3 podría ajustarse a las características del espinillo, de estos rasgos podrían recalcarse los fenológicos (floración, producción de semillas, germinación de las semillas) y rasgos morfológicos como la presencia de lignotúber.

Con respecto a la fenología como rasgo adaptativo, esta se considera bastante inusual en relación a su florecimiento y fructificación en su rango natural, donde su principal periodo de florecimiento es en primavera, aunque algunos individuos puedan iniciar su florecimiento en otoño o invierno (Cubas 1999). En otras partes donde se considera invasiva, muestra una gran variación en la fenología de su florecimiento. En Sudamérica florece en primavera o a comienzos de verano. Esta habilidad de ajustar su periodo de florecimiento (en conjunto con las otras características) en relación a las condiciones locales, puede ser una de las razones por las cuales tiene una gran habilidad de invadir con gran rapidez un ecosistema alterado.

En el caso de la floración, la plasticidad se torna grafica en su diferenciación de los

tiempos de floración en Chile, en comparación con otros lugares. Por ejemplo, en Valdivia el espinillo florece en forma continua desde mediados de otoño (mayo) hasta fines de primavera (diciembre), alcanzando un mayor porcentaje de floración en primavera, mientras que en Europa se presentan dos periodos de floración (Beckdorf 1985). La continua floración observada y estudiada en Valdivia, sur de Chile, según Beckdorf op. cit., puede relacionarse a los rangos de temperaturas y precipitaciones de esta zona, donde claramente aportan una ventaja en comparación con la situación de Europa, donde los periodos invernales suelen ser con temperaturas más bajas que las registradas en esta zona de Chile, mientras que en Valdivia las mínimas registradas para este periodo no son inferiores a los 6° C. O sea, temperaturas inferiores a estas producen una interrupción en la floración del espinillo mientras que en el sur de Chile su floración es continua asociada a una temperatura mayor a la nombrada.

Aspectos sucesionales

El espinillo demuestra ciertas características las cuales indican que estas comunidades poseen un periodo de maduración el que se representa por una fase de establecimiento y juventud, que según Lee et al. (1986) comienza durante los primeros 15 años, luego viene una etapa de senectud que comienza entre los 20 a 25 años y posterior muerte. En fases inmaduras los matorrales crecen en altura y diámetro de tallo (con una velocidad de crecimiento de 6 mm/año, entre el año 0 a 5, mientras que para los años 6 a 10 se detecta un mayor incremento del diámetro de tallo), la densidad de éstos baja bruscamente (de 32 a 6 tallos por m²), la cobertura de copa pasa a ser en promedio de un 60% , en plantas menores de 5 años, y el matorral alcanza

alturas máximas de 7 m. Cerca de los 20 años comienza un crecimiento estable de tallos. Esta fase senescente se caracteriza por una disminución en la cobertura de copa, con cerca de un 50%, la velocidad de crecimiento de tallos baja a 2,5 mm/año y se mantiene estable a partir de los 20 años, la altura se mantiene en un cierto punto y la altura de la copa se incrementa entre los 20 y 25 años alcanzando un promedio de 4 m, a la vez que se comienzan a mostrar ciertos indicios de muerte en algunas plantas (necromasa). En plántulas registradas en matorrales de distintas edades, se pueden encontrar relaciones entre la cantidad de plántulas establecidas y factores naturales o antrópicos que estén influyendo en el grado de cobertura vegetal o en el banco de semillas. Lee op cit. registró una densidad de plántulas de 8600/m², en sitios recién quemados hace unos 8 años en Nueva Zelanda y altas densidades en ambientes donde la vegetación se había suprimido recientemente por quemas o acción mecánica.

El espinillo se puede considerar como una especie ruderal, o sea con pocas restricciones para su establecimiento y de alta perturbación ambiental, considerando a las restricciones como cualquier fenómeno que limite la producción fotosintética (falta luz, agua, nutrientes minerales o temperaturas subóptimas), y a las perturbaciones como la destrucción total o parcial de la biomasa vegetal (Álvarez 2001). Esto último se origina por la quema o tala del bosque nativo o por el sobrepastoreo de praderas. Prado-Castillo & Montoya (2004) indican que en tales ambientes perturbados, se puede modificar la sucesión ecológica desviándola hacia nuevos estados, en donde el espinillo logra una marcada dominancia. Estos mismos autores plantean un modelo hipotético del proceso de sucesión y régimen de disturbio, en zonas rurales de Bogotá (subcuenca del río Teusacá) en un agroecosistema rural. Reconocen varios

estados sucesionales, en donde se relacionan los niveles de diversidad versus la alteración en el tiempo de los agroecosistemas. En las primeras etapas se identifican niveles altos de diversidad en bosques, los cuales por procesos de tala se generan áreas para cultivos que son cosechadas por varios periodos, le sigue la transformación de este agroecosistema en potreros con rotación para el pastoreo, posteriormente estos potreros son abandonados y colonizados por *U. europaeus*, el cual al dominar el área dificulta la recuperación del sistema hacia la condición previa inicial.

Dinámicas similares fueron identificadas por Ramírez et al. (1992), en la vegetación boscosa en el centro-sur de Chile, en las cercanías de Valdivia, sector Los Ulmos. Aquí, se identificó que cuando el bosque de Coihue-Ulmo (*Nothofago-Eucryphietum cordifoliae* Oberdorfer 1960) es cortado para madera o leña, su reemplazo siguiente corresponderá a un matorral secundario de maqui o macal (*Aristotelia chilensis* (Mol.) Stuntz), el cual puede derivar a estadios más complejos, como lo puede ser una formación boscosa, pero si al cortar el bosque y se habilitan praderas de forraje, éstas se degradan con el sobrepastoreo y son invadidas por el espinillo formado un matorral degradado, del cual es imposible de regenerar hacia coberturas nativas, como un bosque, o habilitarse para pastoreo o zona de cultivo. En la región de los Lagos, se han descrito alrededor de veinte asociaciones arbustivas o de matorrales, de las cuales sólo dos son nativas: el matorral costero de patagua marina (*Griselinio-Escallonietum rubrae* Ramírez 1982) en promontorios rocosos del litoral, y el de Ñirre-Lenga (*Chusqueo-Nothofagetum antarcticae* y *Nothofagetum pumilionis* Godoy et al. 1981), en el límite del bosque en los Andes (Ramírez et al. 1992). La comunidad de matorral invasor asociada en el sur de Chile están compuestas por el

espinillo (*Rubus-Ulicetum* Hildebrand 1983) y la zarzamora (*Rubus constrictus* Mueller et Lof.). Esta comunidad identificada en isla de Rey, Valdivia, por Hauenstein et al. (2001) se caracteriza por ocupar suelos empobrecidos, lo que indica que estos han tenido con seguridad un uso agrícola intensivo.

ALTERNATIVAS DE CONTROL

Un control integral deberá considerar aspectos tales como los usos de tierra presentes en el área, el valor potencial de la comunidad y propietarios de tierra frente al espinillo, labor de participantes, costos, etc. Por ejemplo, el o los controles a realizar, deberán considerar el grado de infestación de un área y la densidad de matorral, o sea, zonas en donde existan matorrales aislados o de pequeño tamaño, tal vez sea recomendable un control mecánico (manual) mediante corte o remoción, mientras que en áreas mayores, la estrategia dependerá del uso de suelo actual del área, como pueden ser tratamiento con herbicidas, control mecánico con maquinaria, restauración ecológica, etc.

El King County Noxious Weed Control Program (2005), establece ciertas consideraciones que pueden llevarse a cabo para un control adecuado del espinillo, entre las que cabe destacar: (a) detección de la especie en sitios alterados (sitios abandonados, orillas de camino, suelos infértiles, etc.) que cuenten con la capacidad de el trabajo inicial de remoción y control; generalmente se trabaja desde zonas que están menos invadidas moviéndose hacia zonas con niveles de invasión más altos, (b) minimización de la perturbación del suelo para evitar el movimiento de semillas hacia la superficie y su posterior germinación, y (c) el monitoreo de áreas en donde ya se ha eliminado por el peligro que reviste su reinvasión por

fragmentos de raíz o por su banco de semillas, entre otras consideraciones.

Métodos tradicionales

Aplicación de herbicidas: Según la CRC (2003) pueden ser aplicados efectivamente, directamente sobre las hojas cuando las plantas tiene cerca de 50 cm de alto o pintándolo sobre tocones cortados. Algunos de los herbicidas utilizados son Glyphosato, el cual debe ser combinado con una efectiva repoblación de vegetación nativa del área para prevenir posibles semillaciones del espinillo, herbicidas selectivos de hoja ancha, como Triclopyr, más efectivo en áreas donde el espinillo crece en praderas. Otros herbicidas utilizados son Metsulfuron y Dicamba. En Nueva Zelanda los herbicidas han sido utilizados extensivamente en los últimos 50 años para restaurar la productividad de tierras de pastoreo y proteger plantaciones forestales (MacCarter & Gaynor (1980) en Hill et al. (2001)). Sin embargo, el banco de semillas que permanece enterrado en el suelo puede permitir una reinvasión, incluso cuando las plantas han estado ausentes por muchos años.

Control por herbivoría: El consumo de matorrales de espinillo por ovejas es considerado en algunos sectores como moderadamente efectivo. El control de la semillación antes de la formación de espinas es necesario para forzar al consumo del espinillo por sobre otras hierbas palatables. Cuando alguna zona ha sido liberada de este matorral, el roce de estas por parte de ovejas puede neutralizar el crecimiento y el restablecimiento de semillas, preferiblemente en temporada de verano. Las cabras son excelentes para su control, sobre todo en estadios más jóvenes de la planta, las cuales consumen las ramas más jóvenes, preferentemente sobre otros pastos. Las

gallinas podrían ser efectivas para reducir el banco de semillas, pues estas son digeridas y destruidas por ellas. En Chile, esta planta también infesta granjas productoras de carne altamente productivas y muchos agricultores han recurrido al pastoreo de ovejas, donde de otra manera habrían pastoreado ganado (Norambuena et al. 2000).

Quema: Con respecto a la quema, Ramírez et al. (1988) indican que este método no sirve para eliminar el espinillo y por el contrario, aumenta la densidad de los vástagos aéreos de la planta. En países en donde se utiliza como un método de control, se recomienda aplicar quema en conjunto con el roce por herbivoría. Éstos reducen la cantidad de hojas y tallos, y estimula el crecimiento de brotes verdes más palatables. Se recomienda que el fuego sea parte de una estrategia integral de control del espinillo, pues, como se justificó anteriormente, éste puede potenciar su crecimiento y destruir vegetación aledaña a los matorrales.

Control mecánico: Se realiza en dos niveles, el primero referido a la eliminación manual de pequeñas áreas, o sea arrancando las plantas más pequeñas y plantas jóvenes (sobre 1,5 m de altura) cuando los suelos son arcillosos, teniendo la preocupación de no alterarlo en demasía y en lo posible remover las raíces para evitar su posterior regeneración. Este control se hace efectivo también para grandes extensiones infestadas por *U. europaeus*, en este caso pueden utilizarse Bulldozers o tractores con cortadoras. El corte estará enfocado hacia partes cercanas del suelo para reducir su alteración, así la estimulación de la germinación de semillas es menor. No se recomienda el corte directo, segar o corta con otros implementos, para erradicar el espinillo de un área, pues si bien puede reducir la semillación y mantener su altura controlada, cuando la corta se haya terminado el matorral volverá a crecer con mayor vigorosidad.

Control biológico: Según Norambuena et al. (2000), el control mecánico y químico son caros y difíciles para llevar a cabo, como consecuencia, el control biológico parece ser la más provechosa alternativa desde el punto de vista económico y ambiental para un manejo a largo plazo de esta especie. Hill et al. (2000) ha identificado dentro de Nueva Zelanda siete insectos los cuales atacan directamente al espinillo, dentro de ellos se pueden identificar: *Exapion ulicis* (ataca las semillas), *Tetranychus lintearius* (ataca las hojas), *Scythris grandipennis* (ataca hojas maduras), *Agonopterix ulicetella* (ataca hojas jóvenes), *Sericothrips staphylinus* (ataca plántulas y hojas jóvenes), *Cydia succedana* (ataca las semillas en vaina), *Pempelia genistella* (ataca hojas maduras). Las primeras experiencias en Chile comenzaron en 1976 con el establecimiento de poblaciones de depredador de semillas *Apion ulicis*, introducido desde U.K por vía de Nueva Zelanda. Los resultados fueron mejores en zonas secas que en áreas húmedas, como por ejemplo el sector de Valdivia, donde al mismo tiempo se detectó la presencia de un depredador de los ácaros, *Oligota* sp. (Staphylinidae). Para *Apion ulicis*, se ha descrito que su establecimiento y depredación serán efectivas sólo hasta que las reservas provenientes de la raíz de *U. europaeus* estén listas para volver a regenerar (K.C.N.W.C.P 2005).

La investigación dirigida sobre agentes de control potenciales es a menudo demasiado limitada, concentrándose solamente sobre algunas características. Tales estudios son dirigidos a menudo en condiciones de laboratorio, y las condiciones no son probablemente representativas del ambiente donde los agentes serán liberados. Además, los estudios de una única región son usados para justificar su uso en varias regiones, siendo indudablemente las poblaciones diferentes entre sí (Allendorf & Lundquist 2003).

Restauración ecológica

Los ecosistemas responden mediante diversos mecanismos a las perturbaciones procedentes del exterior. La respuesta depende del tipo e intensidad de la perturbación, pero a su vez, de las características del ecosistema (e.g. estadio sucesional con el componente de estabilidad que ello implica) que determinan las estrategias de recuperación (Álvarez 2001). De esta forma la necesidad de restaurar, crear, restituir o mejorar ecosistemas nace de la mano con la utilización de estas características. La práctica de la restauración ecológica y la ciencia de esta misma, ha sido desarrollada rápidamente sobre las pasadas décadas hasta el punto de que un cuerpo cohesivo de teorías está empezando a aparecer vinculado a prácticas de restauración más sofisticadas.

Es posible restringir la definición al restablecimiento de la funcionalidad de un pre-disturbio o el regreso hacia una condición histórica original del lugar de estudio, el cual será el modelo a seguir. También se considera como la noción del mantenimiento de la funcionalidad arraigada en ciertos contextos de la restauración especialmente donde el objetivo podrá ser el hábitat compensatorio u otra mitigación de daños (Thom et al. 2005). Gann & Lamb (2006) indican que la restauración ecológica es el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema el cual ha sido degradado, dañado o destruido, la cual es una actividad intencional que inicia o acelera una trayectoria a través del tiempo hacia un estado de referencia. Para Machado (2001) restauración en sentido estricto, es cuando se pretende llevar un ecosistema a un estado natural, equivalente al original previo a las alteraciones ocurridas (normalmente, introducidas por el hombre). Este mismo autor también la considera como «hacer naturaleza», donde hay quienes la ven como una práctica elitista o incluso utópica.

Enfoque hacia el control biológico

Se considera como una práctica adecuada y completa a la restauración ecológica por sus efectos benéficos con respecto a la estabilización del suelo, vida silvestre, hábitat y biodiversidad (Bakker & Wilson 2004). El ecosistema demostrará su capacidad de recuperación dentro de los límites normales de estrés y alteración ambiental (SER 2004). Sin embargo los objetivos con los cuales se quiera dirigir una restauración ecológica van a depender del grado del disturbio del sistema a recuperar.

Este puede ser el caso de una invasión biológica a gran escala, desde donde es posible implementar la erradicación, o controlar, la o las especies involucradas desde dos perspectivas. Una es donde la restauración ecológica busca recuperar la mayor autenticidad histórica posible, o bien se encamina a la reducción o eliminación de especies invasoras en los sitios de los proyectos de restauración (para la facilitación de especies nativas focales), o sea el control de plantas exóticas pasa a ser una actividad opcional, dependiendo de si existe o no la especie dentro del área de estudio y si ésta presencia dificulta el establecimiento de las especies nativas. La segunda perspectiva va de la mano con el fin específico de erradicación de una especie invasora. Ambas sin embargo pueden ser totalmente aplicables hacia un mismo proyecto de restauración.

Estudios experimentales demuestran fuertes efectos competitivos de especies exóticas sobre las nativas, sin embargo, según Brooker (2006), es importante el considerar que muy pocas especies de plantas introducidas en comunidades lejanas a su rango nativo actualmente se establecen y se convierten en invasoras agresivas. Algunos antecedentes indican que una restauración ecológica bien estructurada tendrá la

capacidad de generar una adecuada competencia frente a especies invasoras, y más específicamente, según Bakker & Wilson (2004) es que existe una relación no lineal entre la disminución de una planta invasora frente a la abundancia de plantas usadas en la restauración, o sea, las especies difieren en cómo efectivamente son capaces de restringir una invasión. Por otra parte Shea & Chesson (2002) mencionan la idea de que los invasores prósperos reemplazan especies originarias en su nichos antes de invadir nichos vacíos. Estos antecedentes insinúan que las mezclas de semillas en la restauración pueden ser utilizadas para restringir a invasores seleccionados.

Prado-Castillo & Montoya (2004) plantean proponer estrategias de manejo de las comunidades de plantas que puedan evitar el establecimiento del espinillo. Para esto es necesario conocer los procesos básicos que envuelven los cambios en la vegetación nativa. Así, se plantea realizar ensayos que puedan comprender mejor la ecología de las especies nativas en sitios puntuales de restauración, antes de ejecutar estrategias de restauración ecológica, o sea, a partir del estudio de especies pioneras arbustivas o herbarceas que permitan sugerir el efecto de la colonización temprana de éstas sobre el establecimiento de plántulas de árboles y a la vez sobre el control biológico sobre *Ulex europaeus*.

En la aplicación de un modelo de restauración de áreas invadidas, se deberán analizar los sitios de ocupación del espinillo, midiendo características edafológicas, fisionomía del terreno (pendiente, exposición, etc.), y características estructurales de éste, a modo de obtener variaciones a través del tiempo, o sea, crear un marco de comparación que permita cuantificar estructura, densidad, etc., del espinillo, post proceso de restauración. Más específicamente, Segura (2005) propone estudiar los siguientes aspectos de una planta invasora en un proyecto de restauración: (a)

los atributos o rasgos de historia de vida que muestran en todas sus etapas, desde su germinación y establecimiento, hasta llegar a la madurez, así como el ámbito de condiciones que requieren en cada una de dichas etapas; (b) sus requerimientos ambientales; (c) su capacidad para explotar los recursos inaccesibles o poco accesibles para las especies nativas, (d) la abundancia inicial y (e) la distribución espacial inicial de los organismos introducidos. En cuanto a las características de la comunidad receptora, se deben tomar en cuenta: (a) la etapa sucesional en la que se encuentra, (b) su estructura y composición (relacionadas con su resistencia y resiliencia), (c) las condiciones fisicoquímicas y climáticas, y también (d) su grado de perturbación, principalmente en las zonas de introducción de los individuos ajenos. Por otra parte, en la reintroducción de especies nativas se deberán tener en cuenta los métodos de propagación, procedencia geográfica y tamaño de población mínima que permita viabilidad en el tiempo.

Finalmente se considera que el ecosistema restaurado deberá contener una abundancia y diversidad dada de individuos, en esta aproximación entra el concepto de interacciones competitivas entre plantas que ocupan un mismo espacio. La competición es comúnmente citada como uno de los procesos que determinan la respuesta de una comunidad de plantas hacia conductores de un cambio ambiental, como depositación de nitrógeno, especies invasoras y cambio climático (Brooker 2006), a la vez que las interacciones competitivas planta-planta pueden ser una importante componente de los mecanismos que excluyen especies invasivas de las comunidades (Shea & Chesson 2002; Davies et al. 2005), asegurando que el control biológico hacia estas especies sea eficiente dentro del marco de la restauración ecológica.

Se está evaluando esta opción de control del espinillo con restauración de bosque nativo, en una experiencia que comenzó hace 13 años en isla del Rey (Comuna de Corral, Valdivia, Chile) y los primeros resultados son auspiciosos.

LITERATURA CITADA

- ALADO C, Y PUEYO, M GINER, T NAVARRO, J ESCOS, F BARROSO, B CABEZUDO & J EMLÉN (2003) Quantitative characterization of the regressive ecological succession by fractal analysis of plant spatial patterns. *Ecological Modelling* 163: 1-17.
- ALLEN DORF F & L LUNDQUIST (2003) Introduction: Population Biology, Evolution, and Control of Invasive Species. *Conservation Biology* 17: 24-30.
- ÁLVAREZ J (2001) Dinámica sucesional tras el abandono y recuperación del matorral mediante pastoreo controlado. Experiencia en un sector de la montaña de León, España. 136 pp.
- BAKKER J & S WILSON (2004) Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology* 41: 1058-1064.
- BARRETT S & J KOHN (1991) Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: Implications for Conservation. En: Falk D & K Holsinger (eds.) *Genetics and conservation of rare plants*: 3-30. Oxford University Press New York 283 pp.
- BASTOW-WILSON J & W LEE (1988) The -3/2 Law applied to some gorse communities, with consideration of line fitting. *New Zealand Journal of Botany* 26: 193-196.
- BECKDORF VON LOEBENSTEIN F (1985) Aspectos biológicos de *Ulex europaeus* L. y de su antagonista *Apion ulicis* Forst. Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Licenciado en Agronomía, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. 95 pp.
- BLUMENTHAL D (2006) Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. *Ecology Letters* 9: 887-895.

- BOSSUYT B, ECOSYNS & MHOFFMANN (2007) The role of soil seed banks in the restoration of dry acidic dune grassland after burning of *Ulex europaeus* scrub. *Applied Vegetation Science* 10: 131-138.
- BOWMAN G & M TARAYRE (2007) How is the invasive gorse *Ulex europaeus* pollinated during winter? A lesson from its native range. *Plant Ecology* 197: 197-206.
- BROOKER R (2006) Plant-plant interactions and environmental change. *New Phytologist* 171: 271-284.
- BUHK C, A MEYN & A JENTSCH (2007) The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology* 192: 1-19.
- CANADELL J & L LÓPEZ-SORIA (1998) Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology* 12: 31-38.
- CALLAWAY R & E ASCHEHOUG (2000) Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521-523.
- CASERMEIRO J, A DE PETRE, E SPAHN & R VALENTI (2001) Efectos del desmonte sobre la vegetación y el suelo. *Investigación Agrícola*. 10: 233-244.
- CRC (2003) Weeds of National Significance. *Weed Management Guide, Gorse, Ulex europaeus*. Australian Weed Management and the Commonwealth Department of the Environment and Heritage. 6 pp.
- CORVALÁN P & J HERNÁNDEZ (2006) Ley del Auto-Raleo. Facultad de Ciencias Forestales Depto. Manejo de Recursos Forestales Cátedra de Dasometría. Universidad de Chile.
- CUBAS P (1987) Números cromosómicos en *Ulex L.* y *Stauracanthus Link* (Genisteae, Papilionaceae). Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense, Madrid.
- CUBAS P (1999) *Ulex L.* En: Castroviejo S (ed.) *Flora Ibérica: Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*: 212-239. Real Jardín Botánico CSIC Madrid Vol. VII (I).
- DAMA (2000) Infestación de retamo espinoso (*Ulex europaeus*). Protocolo Distrital de Restauración Ecológica: Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas naturales de Santa Fe de Bogotá, Bogotá. 198-200 pp.
- DAVIS M, J GRIME & K THOMPSON (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- DAVIES J, J IRESON & G ALLEN (2005) The impact of gorse thrips, ryegrass competition, and simulated grazing on gorse seedling performance in a controlled environment. *Biological Control* 32: 280-286.
- FERNANDEZ J, M ALVAREZ, T DIAZ, M FERNANDEZ, M FERNANDEZ, M GUTIERREZ, H NAVA & M VERA (1993) Chromosome numbers and geographical distribution of *Ulex europaeus* subsp. *europaeus* (Leguminosae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 113: 35-39.
- GANN G & D LAMB (2006) Ecological Restoration a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. A call to action by the ecological restoration joint working group of SER International and the IUCN Commission on Ecosystem Management. Society for Ecological Restoration International SER.
- GODOY R, C RAMIREZ, H FIGUEROA & E HAUENSTEIN (1981) Estudios ecosociológicos en Pteridófitos de comunidades boscosas valdivianos, Chile. *Bosque* 4: 12-24.
- GOERT (2003) Invasive species in Garry Oak and associated Ecosystem in British Columbia. Garry Oak Ecosystems Recovery Team, Victoria, BC.
- HAUENSTEIN E, P RUTHERFORD & M GONZÁLEZ (2001) Determinación de la vegetación boscosa original y uso de suelo de isla del Rey (Valdivia, Chile). *Gestión Ambiental* 7: 49-63.
- HILL R, A GOURLAY & S FOWLER (2000) The Biological Control Program Against Gorse in New Zealand. *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*, Montana State University, Bozeman, Montana, USA: 909-917 pp.

- HILL R, AGOURLAY & R BARKER (2001) Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 29: 235-244.
- HILL R & AGOURLAY (2002) Host-range testing, introduction, and establishment of *Cydia succedana* (Lepidoptera: Tortricidae) for biological control of gorse, *Ulex europaeus* L., in New Zealand. *Biological Control* 25: 173-186.
- KEANE R & M CRAWLEY (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-170.
- KING COUNTY NOXIOUS WEED CONTROL PROGRAM (2005) Best Management Practices, Gorse (*Ulex europaeus*) Fabaceae. Department of Natural Resources and Parks Waters and Land Resources Division.
- KRCMAR-NOZIC E, B WILSON & L ARTHUR (2000) The potential impacts of exotic forest pests in North America: a synthesis of research. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service-Pacific Forestry Centre.
- LE HOUÉROU H, R BINGHAM & W SKERBEK (1988) Relationship between the variability of primary production and the variability of annual precipitation in world arid lands. *Journal of Arid Environments*. 15: 1-18.
- LEE W, R ALLEN & P JOHNSON (1986) Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 24: 279-292.
- LEVINE J, M VILÀ, C D'ANTONIO, J DUKES, K GRIGULIS & S LAVOREL (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 270: 775-781.
- MACHADO A (2001) Restauración ecológica: una introducción al concepto (I). *Medio Ambiente Canarias* 21: 31-34.
- MACDONALD S & C CHINNAPPA (1989) Population differentiation for phenotypic plasticity in the *Stellaria longipes* complex. *American Journal of Botany* 76: 1627-1637.
- MATTHEI O (1995) Manual de malezas que crecen en Chile. Editorial Alfabeta Impresiones Santiago, Chile 545 pp.
- MEALOR B, A HILD & N SHAW (2005) Native plant community composition and genetic diversity associated with long-term weed invasions. *Western North American Naturalist* 64: 503-513.
- MGIDI T, A MAITRE, L DSCHONEGEVELA, J NELA, M ROUGETB & M RICHARDSON (2007) Alien plant invasions-incorporating emerging invaders in regional prioritization: A pragmatic approach for Southern Africa. *Journal of Environmental Management* 84: 173-187.
- MORAGA M (1983) Estudios florísticos y edáficos comparativos en tres asociaciones vegetales nativas y secundarias en Valdivia Chile. Tesis Escuela de Graduados, Universidad Austral de Valdivia. 149 pp.
- MOONEY H & R HOBBS (2000) *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, DC.
- NORAMBUENA H, S ESCOBAR & F RODRÍGUEZ (2000) Biocontrol of Gorse, *Ulex europaeus*, in Chile: A Progress Report. *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*, Montana State University, Bozeman, Montana, USA: 955-961.
- PAUCHARDA & PALABACK (2002). La amenaza de plantas invasoras. *Chile Forestal* 289:13-15.
- PIGLIUCCI M (2001) *Phenotypic Plasticity: Beyond Nature and Nurture*. John Hopkins University Press, Baltimore. 328 pp.
- PRADO-CASTILLO L & S MONTOYA (2004) Diseño de experiencias piloto como estrategias de restauración ecológica en potreros abandonados e invadidos por retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en la subcuenca media y alta de río Teusacá, cerros orientales de Bogotá D.C, Colombia. DAMA, Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente. 10 pp.
- RAMÍREZ C (1975) Desarrollo de malezas leñosas sobre suelos de origen volcánico en cultivos puros y mixtos de gramíneas. *Agro Sur* 3: 32-42.
- RAMIREZ C (1982) Pasado, presente y futuro de la vegetación nativa en el sur de Chile. *Creces* 7: 40-45.
- RAMÍREZ C, J BARRERA, D CONTRERAS & J SAN MARTÍN (1988) Estructura y Regeneración del Matorral de *Ulex europaeus* en Valdivia, Chile. *Medio Ambiente* 1: 143-149.

- RAMÍREZ C, C SAN MARTIN & R MACDONALD. (1992) El paisaje vegetal como indicador de cambios ambientales. *Ambiente y Desarrollo* 8: 67-71.
- RICHARDS Ch, O BOSSDORF, N MUTH, J GUREVITCH & M PIGLIUCCI (2006) Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters* 9: 981-993.
- RICHARDSON D, M PISEK, M REJMANER, D BARBOUR, C PANETTA & C WEST (2000) Naturalization and invasion plant: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- SAKAIA, F ALLENDORF, J HOLT, D LODGE, J MOLOFSKY, S BAUGHMAN, R CABIN, J COHEN, N ELLSTRAND, D MCCAULEY, P O'NEIL, I PARKER, J THOMPSON & S WELLER (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305-332.
- SCHWILK D & B KERR (2002) Genetic niche-hiking: an alternative explanation for the evolution of flammability. *Oikos* 99:431-442.
- SCOTT B (2005) The Temporal Effects of *Ulex europaeus* on Soil Properties, and Modeling Impact of Invasive Species with Respect to Time. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science, University of Washington.
- SER (2006) Society for Ecological Restoration International. Principios de SER International sobre la restauración ecológica versión N° 2. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas, Tucson, Arizona.
- SEGURA S (2005) Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas?. En: Sanchez O, E Peters, R Márquez-Huitzil, E Vega, G Portales, M Valdez & D Azuara (eds.) *Temas sobre Restauración Ecológica*: 127-133. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat) 256 pp.
- SERRA M (2006) Árboles y arbustos introducidos en Chile: Criterios para estimar el carácter de planta invasora y/o naturalizada. *Revista de Extensión Ambiente Forestal*, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile 1: 31-41.
- SHEA K & P CHESSON (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170-176.
- THOM R, G WILLIAMS & H DIEFENDERFER (2005) Balancing the need to develop coastal areas with the desire for an ecologically functioning coastal environment: is net ecosystem improvement possible? *Restoration Ecology* 13:193-203.
- WHITE P & A JENTSCH (2004) Disturbance succession and community assembly in terrestrial plant communities. En: Temperton VM, R Hobbs, M Fattorini & S Halle (eds.) *Assembly rules in restoration ecology-bridging the gap between theory and practice*: 371-399. Island Press Books 439 pp.
- ZABKIEWICZ J & R GASKIN (1977) Seasonal variation of Gorse (*Ulex europaeus* L.) surface wax and trichomes. *New Phytology* 81: 367-373.

Recibido 8/04/2009; aceptado 10/07/2009.