

Cambios en la cobertura vegetal y mapeo de un área protegida del NO argentino

Pero, Edgardo J. I.¹; José Busnelli^{2†}; Juan P. Juliá¹

¹ Reserva Experimental Horco Molle, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.

² Instituto de Geociencias y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.

Autor corresponsal: peroedgardo@gmail.com

► **Resumen** — Pero, Edgardo J. I.; José Busnelli; Juan P. Juliá. 2015. "Cambios en la cobertura vegetal y mapeo de un área protegida del NO argentino". *Lilloa* 52 (1). La Reserva Experimental Horco Molle (REHM) es un área protegida perteneciente a la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (IML) de la Universidad Nacional de Tucumán. Su vegetación original corresponde a la parte sur del Distrito de Selvas de Transición de la Provincia Fitogeográfica de Las Yungas, también llamada Selva de "Tipa" y "Pacará". Actualmente se encuentra en un estadio de sucesión secundaria luego de una extensa historia de deforestación y utilización para cultivo. Aceñolaza (1989) hizo un primer mapeo de la vegetación de la REHM. En este trabajo se realizó un nuevo mapeo, se superpusieron ambos mapas y se identificaron los cambios producidos en la vegetación entre 1989 y 2013. En 1989 un 70 % de la superficie estaba cubierta por pastizales y bosques de Guarán (*Tecoma stans*) y Afata blanca (*Heliocarpus popayanensis*). Actualmente el 51 % está ocupado por bosques de Ligustro o Siempre verde (*Ligustrum lucidum*), un árbol exótico invasor, común en las Sierras de San Javier. El 74 % de los bosques de *Tecoma-Heliocarpus* han sido desplazados por este invasor, lo cual demuestra que una comunidad pionera nativa puede ser ocupada por especies exóticas invasoras. Se considera que *T. stans* es un árbol que podría haber funcionado como percha para aves, facilitando la dispersión de *L. lucidum*. Aquellas áreas donde existían bosques nativos en estadios más avanzados de sucesión como los de Cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*) y Laurel del cerro (*Cinnamomum porphyria*), aún mantienen su posición y han aumentado su superficie. Los resultados del trabajo detallan el proceso de recuperación del bosque que se viene dando en la zona. Por otra parte, el mapeo actualizado sirve de base para futuros planes de manejo de la zona.

Palabras clave: Mapeo de vegetación, Recuperación de bosque, Yungas.

► **Abstract** — Pero, Edgardo J. I.; José Busnelli; Juan P. Juliá. 2015. "Changes in vegetation cover and mapping of a protected area in NW, Argentina". *Lilloa* 52 (1). The Horco Molle Experimental Reserve (REHM) is a protected area that depends on the Natural Sciences Faculty and Miguel Lillo Institute (IML) of the National University of Tucumán. The original vegetation corresponds to the southern part of the Transition Forest District of the Yungas Phytogeographic Province, which is also called the "Tipa" and "Pacará" Forest. In the present time the vegetation is in a secondary succession stage after a long history of deforestation and agriculture use. Aceñolaza (1989) made a first map of the reserve vegetation, which does not show the present situation because of the changes produced by the ecological succession occurring there and human intervention. In this work a new map was made, it was overlapped with the 1989 map and changes between them were identified. In 1989 a 70 % of the reserve surface was covered by grasslands and Guarán (*Tecoma stans*) and Afata blanca (*Heliocarpus popayanensis*) forests. Now a day, the 51 % is occupied by *Ligustrum lucidum*, which is an alien tree, common in the San Javier Mountains in Tucumán. The 74 % of the *Tecoma-Heliocarpus* forest have been displaced by this invader. This fact shows that a pioneer native community can be occupied by alien species. We consider that *T. stans* could function like a hanger for birds, facilitating the *L. lucidum* dispersion. Nevertheless, the native forest in a more advanced stage of succession like Cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*) and Laurel del cerro (*Cinnamomum porphyria*) forest, maintain his position and have extended

their surface. Our results detail the forest recovery process registered in the area. On the other hand, the updated map can be used for the management of the area and for future studies on distribution of other organism that live in the reserve.

Keywords: Vegetation map; Forest recovery; Yungas Phytogeographic Province.

INTRODUCCIÓN

Los cambios en las configuraciones espaciales y del uso del suelo han sido estudiados desde las últimas décadas especialmente teniendo en cuenta sus efectos ecológicos sobre los ambientes naturales y antrópicos (Dale *et al.*, 2000; Ramankutti *et al.*, 2006; Vitousek, 1994). En Latinoamérica se han analizado, entre otros, dos fenómenos vinculados a los cambios en el uso del suelo y la cobertura vegetal, los mismos son la deforestación (DeFries *et al.*, 2010; Grau *et al.*, 2005; Grau *et al.*, 2008a) y la recuperación o transición del bosque (Aide y Grau, 2004; Baptista y Rudel, 2006; Grau *et al.*, 2003; Rudel *et al.*, 2002).

La recuperación o transición del bosque se ha dado en distintas regiones periurbanas de Latinoamérica (Aide *et al.*, 2013; Baptista, 2008; Grau *et al.*, 2008b; Parés-Ramos *et al.*, 2008). Las áreas periurbanas comprenden unidades geográficamente complejas que incluyen ciudades y el paisaje rural ubicado a su alrededor, así como las redes funcionales que conectan las actividades urbanas y agrícolas (Gutiérrez Angonese y Grau, 2014; Browder, 2002). Los paisajes periurbanos ejercen un efecto directo sobre servicios ecosistémicos de impacto local como la protección de cuencas y actividades recreativas, lo cual afecta a las poblaciones humanas (Grau, 2010; Rees, 1997). Las transiciones de bosque se caracterizan por recuperaciones boscosas que se dan sobre todo en áreas montañosas debido a la disminución del pastoreo y la agricultura de subsistencia (Gutiérrez Angonese y Grau, 2014).

Recientes estudios en la zona periurbana del Gran San Miguel de Tucumán, incluyendo la Sierra de San Javier (SSJ), evidencian un incremento en la superficie de áreas naturales desde 1972 al año 2010, principalmente de áreas boscosas (Grau *et al.*, 2008b;

Gutiérrez Angonese y Grau, 2014). Estas áreas de bosque han ocupado un 13 % de áreas originalmente ocupadas por agricultura y un 75 % de áreas antes cubiertas por pastizales (Gutiérrez Angonese y Grau, 2014). Sin embargo, estos nuevos bosques no corresponden a la vegetación original y son dominados mayormente por especies exóticas como *Ligustrum lucidum* y *Morus alba* (Aragón y Morales, 2003; Grau *et al.*, 2008b). Esto último no debería ser un dato menor dado que se desconocen, en gran medida, las características ecológicas de estos «nuevos» ecosistemas y que, además, la invasión de especies exóticas es considerada, por algunos autores, como uno de los principales procesos causantes de extinciones de especies (Lowe *et al.*, 2004; May, 2007; Nentwig, 2007; Vilá *et al.*, 2008)

Grau *et al.* (en prensa) han analizado cambios en la cobertura del pedemonte de la SSJ en una superficie de 2.240 hectáreas (ha), incluyendo a la Reserva Experimental Horco Molle (REHM), un área protegida de 200 (ha) de extensión. La ubicación de la REHM en la zona de contacto entre distintos tipos de cobertura, naturales, agrícolas y urbanas, representa una buena oportunidad de investigación sobre la interacción entre ecosistemas naturales y antrópicos, con buenas posibilidades de extrapolación a numerosas áreas periurbanas del pedemonte de las yungas del noroeste argentino (Grau *et al.*, en prensa). Grau *et al.* (en prensa), expone un aumento neto de 99.72 ha de bosque y una disminución neta de 358 ha de tierras agrícolas entre los años 1986 y 2010 en el pedemonte de la SSJ. Se desconocen las características de esos nuevos bosques, qué tipo de especies los dominan, y si son de origen autóctono o exótico, ya que ese nivel de detalle no fue evaluado. En la REHM se ha detectado un aumento en el número especies exóticas en el último relevamiento florístico

realizado, a partir del cual se confeccionó un listado de las especies vegetales arbóreas y arbustivas de la zona (Quiroga *et al.*, 2011). Entre las especies exóticas registradas se encuentran especies consideradas invasoras, debido a su capacidad para establecerse naturalmente en la zona (Cronk y Fuller, 1995), como es el caso de *Ligustrum lucidum*, *L. sinensis*, *Morus alba*, *Brousonetia papyrifera*, *Psidium guajava*, *Citrus aurantium*, *Eriobotrya japonica*, *Prunus persica*, *Persea americana*, *Gleditsia triacanthos*, *Melia azedarach* y *Syagrus romanzoffianum* (Grau y Aragón, 2000).

La REHM cuenta con un mapa de cobertura vegetal realizado en el año 1989 (Aceñolaza, 1989) que fue realizado tres años después de que fuera creada la reserva. Este muestra una etapa significativa para la zona, ya que es en este momento cuando cesan las actividades agrícolas (Zaia, 2004). Comienza entonces el establecimiento de una vegetación secundaria luego de una historia de deforestación y utilización para cultivos que se remonta hasta mediados del siglo XIX (Zaia, 2004).

El objetivo principal del presente trabajo es realizar un nuevo mapeo de la vegetación de la REHM, a fin de actualizar el último mapa confeccionado en el año 1989. A su vez, se plantea comparar ambos mapas mediante técnicas de superposición a fin de analizar las diferencias entre ambos y poder estimar cambios en la cobertura vegetal de la REHM. Al cumplir los objetivos propuestos se espera responder la siguiente pregunta: ¿Cómo varían los diferentes tipos, número y superficie de las coberturas vegetales mapeadas en la REHM entre 1989 y el año 2013?

MATERIALES Y METODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La REHM corresponde a un área protegida de carácter universitario creada en el año 1986, por el rectorado de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT) y transferida a la órbita de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (IML) de la UNT. Está ubicada en la localidad de Horco Molle

del departamento de Yerba Buena, en un sector conocido como Lomas del Imbaud, a unos 15 km al oeste de San Miguel de Tucumán, capital de la provincia de Tucumán, en el noroeste de Argentina. Este sector se encuentra en las faldas de la Sierra de San Javier (SSJ), de la cual un 75 % de su superficie corresponde al Parque Sierra de San Javier perteneciente a la UNT.

Las coordenadas aproximadas de la ubicación de la REHM son 65° 19' de longitud oeste y 26° 48' de latitud sur (Zaia, 2004). Limita hacia el norte con el río Anta Yacu, al sur con la Av. Presidente Perón y ruta de acceso a Horco Molle; al este con la finca Frías Silva, el Aeroclub Tucumán y el Barrio Horco Molle; al oeste con el Parque Sierra de San Javier (PSSJ) y la Escuela de Agricultura y Sacarotecnia de la UNT (EAS) (Zaia, 2004) (Fig. 1). Según resolución rectoral, la REHM posee una superficie de 200 ha, sin embargo al mapear el área ubicada entre los límites de la REHM establecidos por la misma resolución, se contabilizaron 180 ha de superficie.

Hasta mediados del siglo XIX se mantuvo la vegetación original de la zona la cual, según Cabrera (1976), correspondía al distrito de Selvas de Transición de la provincia fitogeográfica de Las Yungas. En ese tiempo, comienza una extensa historia de deforestación y utilización para cultivos, principalmente plantaciones de maíz y hortalizas (Zaia, 2004). A partir de la creación de la REHM, en el año 1986, cesan las actividades agrícolas y comienza a restablecerse la vegetación boscosa. Aceñolaza (1989), realizó un primer relevamiento florístico junto a la confección de un mapa de la cobertura vegetal de la REHM. En este primer trabajo sobre la vegetación del área se registró, según número de especies observadas, un 75 % de especies nativas y un 25 % de especies exóticas. Quiroga *et al.* (2011), realizaron el último relevamiento florístico de la REHM, en el cual se reconoció un aumento en el porcentaje del número de especies exóticas, un 58 % de estas últimas contra un 42 % de especies autóctonas.

DIGITALIZACIÓN DEL MAPA
DEL AÑO 1989

Aceñolaza (1989) clasificó la vegetación de la REHM en 9 (nueve) tipos de coberturas vegetales referidos como «Asociaciones», por tratarse de agrupaciones vegetales caracterizadas por ciertas especies dominantes, generalmente dos o tres (Ej: Asociación *Tecoma-Heliocarpus* con *Morus*). Estos tipos de co-

bertura corresponden a: *Tecoma-Heliocarpus* (Guarán-Afata); *Tecoma-Heliocarpus* con *Morus* (Mora); *Tecoma-Heliocarpus* con *Jacaranda*; *Tecoma-Heliocarpus* con *Psidium* (Guayaba); *Anadenanthera-Phoebe* (Cebil-Laurel); Pastizal; Bosque de *Pinus* (Pino); Bosque de *Eucalyptus* (Eucalipto); Bosque de *Ligustrum* (Ligustro). Aceñolaza (1989), provee una breve descripción de la estructura y

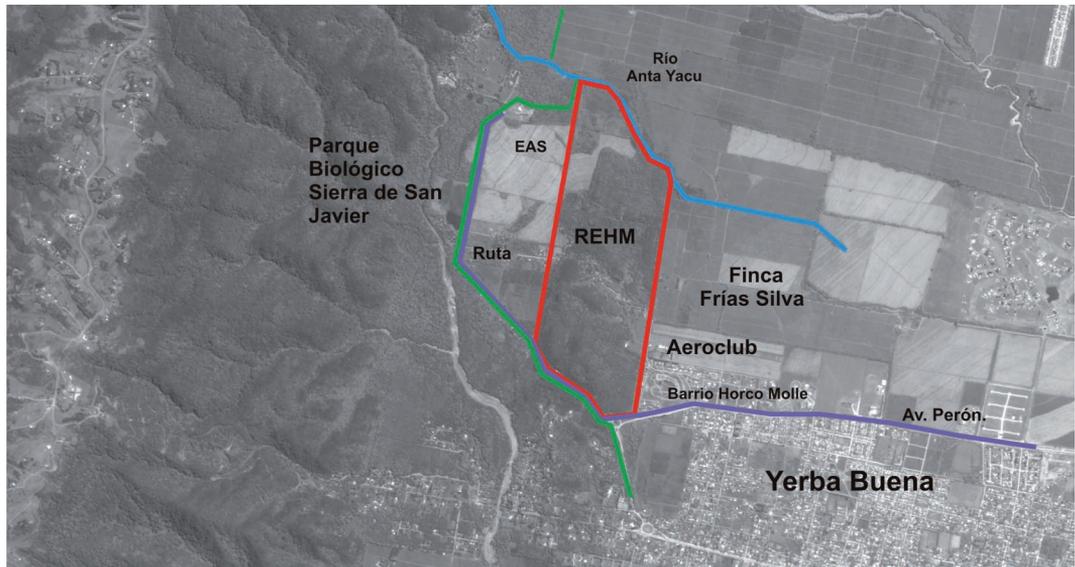


Fig. 1. Delimitación de la REHM y su ubicación en la provincia de Tucumán.

composición de cada uno de estos tipos de cobertura.

Para poder digitalizar el mapa de 1989 se procedió, en primer lugar, a escanear el mapa en versión papel y luego geoposicionarlo asignándole un sistema de coordenadas, WGS 1984. Luego se realizó la transformación de la imagen a vectorial y se georeferenció con respecto a un sistema de coordenadas geográficas y métrico (WGS 1984) para superponerlo con el mapa actual. El geoposicionamiento fue corregistrado con una imagen CBERS 2008 (pancromática y resolución espacial de 2 metros, fecha de obtención: 20/10/2008) como imagen de referencia. Todo el proceso de cartografía de la vegetación se realizó con el programa ILWIS (Integrated Land and Water Information System), que es un programa computacional libre y gratuito (Nijmeijer *et al.*, 2001).

Aceñolaza (1989), no detalla la metodología empleada para la realización del mapa de la REHM del año 1989. Se debe tener en cuenta que, a la hora de realizar este trabajo se desconocían los métodos cartográficos de levantamiento de las diferentes coberturas vegetales del año 1989. Como consecuencia pueden existir diferencias, que desconocemos, atribuibles a las diferencias metodológicas empleadas en ambos trabajos.

REALIZACIÓN DEL MAPA ACTUAL

1.1. Criterio de delimitación para el muestreo de vegetación.— Para realizar el mapa actual de la vegetación de la REHM se procedió, en primera instancia, a realizar observaciones directas del terreno a través de un recorrido aleatorio.

Para diferenciar los tipos de cobertura vegetal se trazaron transectas de 50 metros de longitud por 1 metro de ancho, cada cien o doscientos metros del recorrido aleatorio (Fig. 2D) midiendo cobertura horizontal y vertical de la vegetación cada 2 metros de longitud sobre las transectas (Matteucci y Colma, 1982). Los recorridos fueron registrados mediante trazados digitales con el uso de GPS (GPSmap 60C, GARMIN). Algunos

trazos del recorrido no pudieron ser correctamente georeferenciados debido a la incapacidad del GPS de funcionar bajo vegetación muy tupida. En total se trazaron cuarenta y una transectas ubicadas al azar dentro del área estudiada (Fig. 2D), registrando tanto coordenadas y trazado, como su altura sobre el nivel del mar (Tabla 1, Anexo).

Los diferentes tipos de cobertura vegetal se definieron en base a la composición de especies dominantes del estrato superior. Se consideraron dominantes a aquellas especies que poseían el mayor porcentaje de cobertura medido en las transectas. Por ejemplo: Si un área registró en las transectas como especie dominante del estrato superior a *Ligustrum lucidum* (Ligustro), esta pasó a denominarse Bosque de Ligustro.

Las especies vegetales fueron identificadas a campo y consultadas en Digilio y Legname (1966) y en el Catálogo de las Plantas Vasculares de Argentina del Instituto de Botánica Darwinion. En algunos casos solo se identificaron individuos a nivel de género o familia. La identificación a nivel de especie no fue una exigencia en todos los casos, dado que no fue un requerimiento prioritario para los objetivos del trabajo.

Toda esta etapa del trabajo se realizó entre los meses de Agosto del año 2012 y Febrero del año 2013.

En el mapa actual de vegetación, se identificaron dieciocho tipos diferentes de cobertura. Manteniendo la denominación de «Asociaciones» a los tipos de coberturas que corresponden con las identificadas por Aceñolaza (1989), dado que sus descripciones son muy similares a las realizadas en el actual trabajo. Dentro de los tipos de cobertura se diferenció la zona de la REHM utilizada para recibir al público, la cual se denominó «Cercado de visitas», y a la zona donde funciona actualmente el Vivero de la REHM. Dentro de la cobertura denominada Pastizal agrupó las canchas de fútbol, la zona del Instituto Superior de Geología (INSUGEO), el domicilio de un poblador de la REHM y una porción ubicada al norte, en la cual se registró la presencia de ganado vacuno. La decisión de incluir estos tipos de cobertura

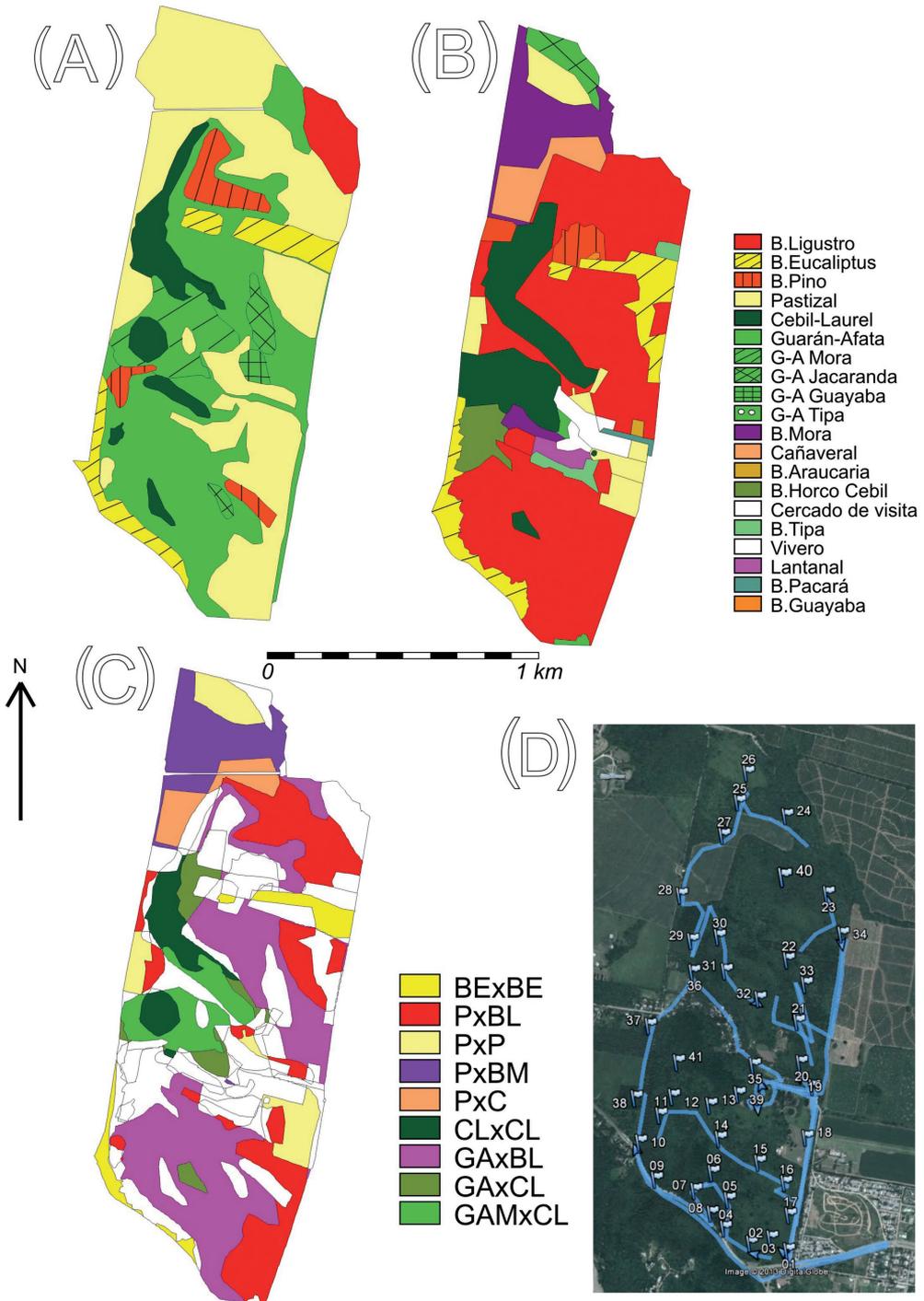


Fig. 2. Mapas de cobertura vegetal de la REHM: año 1989 (A) y año 2013 (B). Leyenda de arriba corresponde para ambos mapas (A y B). Mapa de cambio y su propia leyenda (C). BE: Bosque de Eucalipto. P: Pastizal. BL: Bosque de Ligustro. BM: Bosque de Mora. C: Cañaverál. CL: Cebil-Laurel. GA: Guarán-Afata. GAM: GA-Mora. Los espacios blancos corresponden a superficies de cambio menores a 4 ha. Recorrido aleatorio y ubicación de las cuarenta y una transectas de muestreo (D).

en una sola fue para mantener el mismo criterio que en el mapa de 1989, donde se incluyeron como pastizal la misma zona domiciliaria y las canchas de fútbol.

1.2. Técnica de mapeo.— Una vez identificados los diferentes tipos de cobertura vegetal, sus límites fueron trazados mediante brújula y cinta métrica partiendo de puntos de control tomados con GPS (Busnelli, 2009). Los puntos de control fueron ubicados en lugares de fácil identificación en el campo y en las imágenes, como por ejemplo la rotonda en la zona del ingreso a la REHM o el cruce de caminos, de manera tal de ajustar el mapeo de campo con las imágenes en el SIG (Sistema de Información Geográfico). Posteriormente se realizó la digitalización de la cartografía obtenida a campo sobre imágenes satelitales CBERS 2008 (pancromática y resolución espacial de 2 metros). Esta imagen solo se utilizó como referencia para digitalizar los datos de campo, no se realizaron interpretaciones visuales de la misma.

COMPARACIÓN ENTRE AMBOS MAPAS

Una vez obtenidos ambos mapas (1989 y 2013) en formato vectorial, se midió la superficie que ocupa cada tipo de cobertura en cada mapa. A partir de esto se determinó como varía la superficie ocupada por las diferentes coberturas en los mapas, de manera de identificar aumentos, o retrocesos, desaparición y/o aparición de nuevos tipos de coberturas. Para ello se obtuvo un mapa de cambio a partir de la superposición de ambos mapas. El mapa de cambio abarca solo la superficie coincidente de ambos mapas. La superficie de los mapas de 1989 y 2013 poseen una diferencia de cinco hectáreas entre uno y otro. El mapa de 1989 representa ciento ochenta y cinco hectáreas mientras que el de 2013 ciento ochenta. Sumado a esto, el mapa de 1989 no incluye en su totalidad al mapa de 2013. Las diferencias antes mencionadas se deben probablemente a las distintas metodológicas de mapeo empleadas. Esto podría generar errores en cuanto a las superficies calculadas de transformación

de un tipo de cobertura en otra entre ambos mapas. Sin embargo, las transformaciones más significativas identificadas en la superposición superan el margen de error de cinco hectáreas que existen de diferencia entre un mapa y otro. Por lo que consideramos que este error no modifica en gran medida los resultados finales. Para permitir una mejor visualización de los cambios mayores en el mapa de cambio presentado en este trabajo no se destacan aquellas superficies de cambio menores a cuatro hectáreas.

RESULTADOS

Lo más significativo de los resultados son los cambios en la vegetación de las distintas asociaciones. En el mapa de 1989 se observan dos tipos de cobertura que cubren la mayor parte del área mapeada. Estas son el Pastizal (P) y la asociación Guaran-Afata (GA). Juntos, cubren poco más del 70 % del mapa digitalizado (Fig. 2). En este mapa predominan las zonas dominadas por especies nativas (48,6 %) como el Cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*), Laurel del cerro (*Cinnamomum porphyrium*), Guarán (*Tecoma stans*) y Afata blanca (*Heliocarpus popayanensis*). Una sola especie exótica invasora aparece como dominante en algún sector, es el caso de Ligustro o Siempre verde (*Ligustrum lucidum*), pero en un porcentaje muy bajo (1,7 %). Los espacios ocupados con exóticas cultivadas ocupan un 10,4 % y están compuestos por parcelas de Eucaliptus (*Eucalyptus* sp.) y Pinos (*Pinus* sp.).

Por el contrario, en el mapa actual el Ligustro ocupa el 50,9 % del área total, lo que corresponde a unas 86,5 de 170 hectáreas. Además, domina el paisaje ampliamente por sobre las demás especies (Fig. 2). Por ejemplo, la segunda mayor cobertura corresponde a bosques de Cebil colorado y Laurel del cerro, cubriendo solo un 13,7 % del total. El resto de las coberturas están todas por debajo del 10 % (17 ha). En este caso, la superficie cubierta por especies exóticas no cultivadas, es la que predomina totalizando un 59 % del área mapeada y compuesta por los bosques de Ligustro en su mayoría, pero

Cuadro 1. Superficies de cambio de cobertura entre el mapa de 1989 y 2013. Superficies totales y porcentajes de coberturas de ambos mapas. Se tiene en cuenta solo la superficie superpuesta entre ambos mapas. Valores en hectáreas (Ha). P: Pastizal, GA: Guarán-Afata, GAG: GA-Mora, GAJ: GA-Jacaranda, GAG: GA-Guayaba, CL: Cebil-Laurel, BL: Bosque de Ligustro, BE: B. de Eucaliptus, BP: B. de Pino, BM: B. de Mora, C: Cañaveral, BA: B. de Araucaria, L: Lantana, BH: B. de Horco Cebil, BT: B. de Tipa, BPa: B. de Pacará, BG: B. de Guayaba, CV: Cercado de visita, V: Vivero.

2013		Superficies de cambio y totales (ha)																				
		P	GA	GAM	GAJ	GAG	CL	BL	BE	BP	BM	C	BA	L	BH	BT	BPa	BG	CV	V	Total 1989	%
1989	P	9,1	0,1	0,2	1,1	-	1,2	27,2	3,8	0,8	11,9	5,0	0,1	1,1	-	1,7	-	-	3,2	0,2	66,7	39,3
	GA	0,7	-	0,1	-	-	4,7	41,2	1,8	1,0	0,6	0,3	0,2	0,3	3,3	0,5	0,4	-	0,6	0,1	55,8	32,8
	GAM	-	-	-	-	-	8,0	1,9	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,0	5,8
	GAJ	0,3	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,6
	GAG	0,1	-	-	-	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	1,7
	CL	0,1	-	-	-	-	7,0	2,4	-	0,3	1,0	1,2	-	0,2	0,5	-	-	-	-	-	12,7	7,5
	BL	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	1,7
	BE	-	-	-	-	-	0,5	3,8	5,3	0,4	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	10,1	5,9
	BP	-	-	-	-	-	1,8	3,5	0,2	1,4	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	7,6	4,5
	Total 2013	10,3	0,1	0,3	1,1	-	23,2	86,5	11,1	3,9	13,6	6,5	0,3	1,6	4,5	2,2	0,4	0,1	3,8	0,3	169,8	100
	%	6,0	0,05	0,2	0,6	-	13,7	51,0	6,5	2,3	8,0	3,8	0,2	0,9	2,6	1,3	0,2	0,05	2,2	0,2	100	

también por bosques de Mora (*Morus* sp.), Guayaba (*Psidium guajaba*) y Lantana (*Lantana camara*) (Cuadro 2). El área ocupada por especies nativas leñosas ha quedado relegada a unas 32 ha, lo que llega a ser solo un 18,7 % del mapa (Cuadro 1). Un dato interesante es que se han identificado tres nuevos tipos de cobertura dominada por nativas (Fig. 2). Los bosques de Horco Cebil (*Parapiptadenia excelsa*); los cuales quizás en el mapa de 1989 hayan sido identificados como Cebil colorado por su parecido y su cercanía espacial con estos bosques. Se piensa esto debido a que se observaron árboles de gran porte (hasta 3 metros de PAP) que debieron estar presentes hace 24 años. Las otras coberturas de nativas son los bosques de Tipa blanca (*Tipuana tipu*) y los de Pacará (*Enterolobium contortisiliquum*) (Fig. 2 y Cuadro 1). La superficie cubierta por arbóreas exóticas cultivadas, ocupa un 9 % del total, lo que no cambia mucho con respecto a 1989. La cobertura de pastizales se redujo a un 6 % (Cuadro 1).

La superposición de ambos mapas permitió saber cuáles fueron las transformaciones en los tipos de cobertura, tanto en su estructura como en su composición florística. El Pastizal y la asociación *Tecoma-Heliocarpus*, que dominaban el paisaje en el mapa de 1989, han sido reemplazados en un 40 % y un 74 % respectivamente, por bosques de *Ligustrum lucidum* (Cuadro 1). Esto significa que, de 66,7 ha que ocupaba el Pastizal, unas 27,2 ha están ahora ocupadas por *L. lucidum*. Y de las 55,8 ha que abarcaba la asociación *Tecoma-Heliocarpus*, 41,2 ha están cubiertas por *L. lucidum*. El sector donde se ubicaba el bosque de *L. lucidum* en 1989 continúa siendo ocupado por la especie en 2013. Los datos de la superposición muestran que de las 2,9 ha del mapa de 1989 de *L. lucidum* superpuestas, la totalidad se mantuvo con ese tipo de cobertura. Un 17,8 % de la superficie inicial de Pastizal fue también reemplazada por bosques de *Morus* sp. (Cuadro 1).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El proceso de recuperación de la cobertura boscosa que se ha identificado en la REHM, se asemeja a lo observado en la Sierra de San Javier (SSJ) donde mayormente las áreas boscosas aumentan por sobre los pastizales y áreas de cultivo abandonadas (Grau *et al.*, 2008b; Gutiérrez Angonese y Grau, 2014). Al igual que lo observado en SSJ, la mayor superficie de estos nuevos bosques corresponde a comunidades dominadas por especies exóticas como *Ligustrum lucidum* o *Morus* sp. Lo distintivo, en este caso, es que la instalación de *L. lucidum* se ha dado en gran parte sobre un área donde las pioneras nativas se encontraban establecidas. Esto muestra que este invasor puede introducirse en sectores que se encuentran en los primeros estadios sucesionales del pedemonte yungueño. Diferente parece ser el caso de los bosques con especies nativas más longevas y de estadios sucesionales más tardíos, como *Anadenanthera colubrina* o *Cinnamomum porphyrium*. Las zonas de la REHM donde se encontraban como dominantes estas especies en 1989, no solo conservan su posición sino que, han aumentado su superficie. Estos datos marcan que el *L. lucidum* no ha logrado entrar y establecerse en estos bosques hasta ahora.

Entre los factores o causas que contribuyen al aumento de *L. lucidum* en la zona, se propone a *Citrus aurantium* (Naranja agrio) como facilitador, a modo de percha para aves, de la dispersión de exóticas con síndrome de dispersión ornitócora, como es el caso de *L. lucidum* (Grau y Aragón, 2000). Se podría tener en cuenta a *Tecoma stans* (Guarán), como un actor similar a *C. aurantium*, cumpliendo este papel en la REHM. Debido a sus características de porte, *T. stans*, un árbol mediano bien ramificado, podría ofrecer refugio y sitios de nidificación para aves. A diferencia de *C. aurantium*, *T. stans* es una especie autóctona pionera que puede encontrarse naturalmente en muchas de las zonas

disturbadas de las Yungas argentinas. Conviene tener en cuenta a esta especie para estudiarla como un posible facilitador de la dispersión de *L. lucidum*.

Si bien *L. lucidum* es la especie invasora que más ha avanzado en el terreno con respecto al resto, se deben tener en cuenta otras especies que se encuentran dominando algunas zonas de menor tamaño. Entre ellas podemos mencionar a *Morus alba*, *Psidium guajava*, *Lantana camara*, un arbusto originario del Noreste de Argentina, con casos de invasión en otras partes del mundo como la India (Parveen Kumar *et al.*, 2011). Otra especie que ha sido registrada durante el trabajo, no como dominante, pero con presencia en todos los tipos de bosque, tanto con ejemplares adultos, como con renovales, es *Syagrus romanzoffiana* (Pindó). Esta palmera, oriunda del noreste argentino, y de ingreso reciente en el área, podría llegar a transformarse en un invasor importante en la REHM y la SSJ.

Por otro lado, se debe tener en cuenta cuales podrían haber sido las vías de ingreso de estas especies exóticas a la comunidad vegetal de la REHM. En primer lugar, en el mapa de 1989 se puede observar que *L. lucidum* se encontraba presente, en una baja proporción, solo en el límite norte de la Reserva, contiguo al río Anta Yacu. Se podría suponer que esta población original de la especie fue la fuente desde donde se propagó hacia el resto de la reserva. Esto puede deberse a las características de los ambientes riparios, los cuales son postulados por algunos autores, como posibles vías de ingreso de especies exóticas a estos ambientes y sus alrededores (Bennett, 2004; Sirombra y Mesa, 2009; Sirombra y Mesa, 2012). En este sentido es interesante analizar la composición de los bosques de ribera de la SSJ y su relación con la distribución de las exóticas en la Sierra de manera de poder identificar posibles patrones de invasión a través de los ríos.

Como conclusión se observa que la cobertura vegetal de la REHM ha cambiado entre los períodos analizados a través de los mapas de vegetación. Existe una mayor varie-

dad de tipos de cobertura vegetal lo que se condice con el aumento en el número de especies presentes en el último relevamiento florístico del área. En este cambio del tipo de cobertura se evidenció un mayor avance de los bosques dominados por especies exóticas. Los resultados plantean nuevos interrogantes acerca de la naturaleza del establecimiento de las exóticas en el área. Sin embargo es importante destacar el mantenimiento de los bosques nativos maduros, que se han mostrado capaces de resistir la invasión de especies foráneas en estos sectores de la superficie mapeada. Se recomienda como complemento de estos estudios analizar períodos intermedios a los mapeados, analizando la cobertura de la zona con imágenes satelitales o aéreas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Reserva Experimental Horco Molle y al Instituto de Geociencias y Medio Ambiente, ambos de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo por el lugar y herramientas de trabajo. Al Lic. Pablo Quiroga por sus comunicaciones y consejos. A los doctores Pablo Aceñolaza y Alfredo Grau por recomendaciones para la publicación del trabajo. A dos árbitros anónimos cuyas observaciones enriquecieron críticamente el trabajo. Y un especial agradecimiento y recordatorio al Dr. José Busnelli, coautor del trabajo, por su dedicación y compañerismo, QEPD.

BIBLIOGRAFÍA

- Aceñolaza P. G. 1989. Flora Fanerogámica de la Reserva de Flora y Fauna de Horco Molle, Provincia de Tucumán. El Árbol. Miscelánea. Serie Monográfica y Didáctica. Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L. Universidad Nacional de Tucumán. 14 pp.
- Aide T. M., Clark M. L., Grau H. R., López-Carr D., Levy M., Redo D., Bonilla-Moheno M., Riner G., Andrade-Núñez M. J., Muñiz M. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45 (2): 262-271.
- Aide T. M., Grau H. M. 2004. Globalization, migration and Latin American ecosystems. *Science* 305: 1915-1916.

- Aragón R., Morales J. M. 2003. Species composition and invasion in NW Argentinian secondary forest: effects on land use history, environment and landscape. *Journal of Vegetation Science* 14 (2): 195-204.
- Baptista S. R. 2008. Metropolitanization and forest recovery in southern Brazil: A multiscale analysis of the Florianopolis city-region, Santa Catarina State, 1970-2005. *Ecology and Society* 13 (2): 5. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art5/>
- Baptista S. R., Rudel T. K. 2006. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation* 33 (3): 195-202.
- Bennet A. F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre / Título en inglés: Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Tr. por José María Blanch. - San José, C.R.: UICN, 2004. 1278 pp.
- Browder J. O. 2002. The urban-rural interfase: Urbanization and tropical forest cover change. *Urban Ecosystems* 6 (1-2): 21-41.
- Busnelli J. 2009. Evolución Histórica, Situación Actual y Perspectivas Futuras del Riesgo de Inundación en la Cuenca del Río Gastona (Tucumán). Tesis Doctoral Inédita, Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L., Universidad Nacional de Tucumán. 629 pp.
- Cabrera A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Segunda Edición. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires. Tomo II. 1: 85.
- Cronk G., Fuller J. L. 1995. *Plant Invaders*. Chapman & Hall. London. UK. 241 pp.
- Dale V. H., Brown S., Haeuber R. A., Hobbs N. T., Huntly N., Naiman R. J., Riebsame W. E., Turner M. G., Valone T. J. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10 (3): 639-670.
- DeFries R. S., Rudel T., Uriarte M., Hansen M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3 (3): 178-181.
- Digilio A. P. L., Legname P. R. 1966. Los Arboles Indígenas de la Provincia de Tucumán. *Opera Lilloana* XV. 129 pp.
- Grau H. R. 2010. Ecología de una interfase natural-urbana. San Javier-Tucumán como un modelo de estudio (Ecology of a natural-urban interface. San Javier-Tucumán as a study model). En H. R. Grau (editores). *Ecología de una interfase natural-urbana. La Sierra de San Javier y el Gran San Miguel de Tucumán*. Edunt, Tucumán, pp 11-18.
- Grau H. R., Aragón R. 2000. Ecología de los árboles invasores de la Sierra de San Javier. En H. R. Grau y R. Aragón (editores) 2000. *Ecología de árboles exóticos de las Yungas argentinas*. LIEY. Argentina, pp. 5-20.
- Grau H. R., Aide T. M., Gasparri N. I. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio* 34 (3): 265-266.
- Grau H. R., Aide T. M., Zimmerman J. K., Thomlinson J. R., Helmer E., Zou X. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. *BioScience* 53 (12): 1159.
- Grau H. R., Gasparri N. I., Aide T. M. 2008a. Balancing food production and nature conservation in the neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Changes Biology* 14 (5): 985-997.
- Grau H. R., Hernández M. E., Gutiérrez J., Gasparri N. I., Casavecchia M. C., Flores E. E., Paolini L. 2008b. A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society* 13 (1): 35.
- Grau H. R., Gutiérrez J., Paolini L., Fanjul M. E., Malizia A., Aragón R., Ayup M. Cobertura y uso del territorio en el pedemonte de la Sierra de San Javier. La REHM en contexto de cambios en el paisaje. Libro de la Reserva Experimental Horco Molle (en prensa).
- Gutiérrez Angonese J., Grau H. R. 2014. Assessment of swaps and persistence in land cover changes in a subtropical periurban region, NW Argentina. *Landscape and Urban Planning* 127: 83-93.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12 pp.
- Matteucci S. D., Colma A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Washington, D.C. Secretaría General de la OEA, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 163 pp.
- May S. 2007. *Invasive terrestrial plants*. Infobase Publishing. USA, 110 pp.
- Nentwig W. 2007. *Biological invasions*. Ecological Studies 193. Springer-Verlag Berlín.
- Nijmeijer R., de Haas A., Dost R. J. J., Budde P. E. 2001. ILWIS 3.0 Academic: User's guide. ITC, ILWIS, Enschede, 530 pp.
- Parés-Ramos I. K., Gould W. A., Aide T. M. 2008. Agricultural abandonment, suburban growth, and forest expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. *Ecology and Society* 13 (2): 1. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art1/>
- Parveen Kumar D., Ravinder Kumar K., Daizy Rani B. 2011. Impact of *Lantana camara* L. invasion on riparian vegetation of Nayar region in Garhwal Himalayas (Uttarakhand, India). *Journal of Ecology and the Natural Environment* 3 (1): 11-22.
- Quiroga P., Pero E., Rodríguez J., Pavón H., Salvatierra A. 2011. Cambios en la composición florís-

- tica en los últimos 22 años, en un área protegida del Noroeste Argentino. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. XXXIII Jornadas Argentinas de Botánica. Pág. 46.
- Ramankutti N., Graumlich L., Achard F., Alves D., Chhabra A., DeFries R. S., Foley J. A., Houghton R. A., Klein Goldewijk K., Lambin E. F., Millington A., Rasmussen K., Reid R. S., Turner B. L. 2006. Global Land-cover change: recent progress, remaining challenges. En E. F. Lambin & H. J. Geist (editores), *Land-use and land-cover change. Local Processes and global impacts*. The IGBP Series. Alemania: Springer-Verlag. 222 pp.
- Rees W. E. 1997. Urban ecosystems: the human dimension. *Urban Ecosystems* 1 (1): 63-75.
- Rudel T. K., Bates D., Machinguiashi R. 2002. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forest in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 92 (1): 87-102.
- Sirombra M. G., Mesa L. M. 2009. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58 (1): 499-510.
- Sirombra M. G., Mesa L. M. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators* 20: 324-331.
- Vilá M., Valladares F., Traveset A., Santamaría L., Castro P. (coord.). 2008. «Invasiones biológicas». CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A. 215 pp.
- Vitousek P. M. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75 (7): 1861-1876.
- Zaia D. G. (editor) 2004. *Explorando la Reserva de Horco Molle. Una guía para guardafaunas, personal y visitantes de la Reserva Experimental Horco Molle (REHM)*. Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L. Universidad Nacional de Tucumán. 221 pp.