

TRBAJO CIENTÍFICO

Cambio de cobertura y uso del suelo en la zona ribereña en cuencas subtropicales del noroeste argentino

Land use and cover change in the riparian zone of subtropical basins of northwest argentina

Díaz Gómez, A. R.^{1,2} y F. J. Gaspari²

Recibido en julio de 2016; aceptado en mayo de 2017

RESUMEN

Las zonas de ribera con abundante vegetación nativa son áreas de importancia ecológica que brindan protección al sistema hídrico-ambiental, actuando como trampas naturales (zona buffer) para retener sedimentos, nutrientes y contaminantes desde los suelos adyacentes a los cursos de agua. Las cuencas del Faldeo Oriental de las Sierras del Aconquija y Sudoeste (FOAS), cuya superficie es de 9.222 km², presentan alta productividad agrícola e importantes núcleos poblacionales. El avance de la frontera agrícola amenaza la integridad de la zona ribereña en las cuencas subtropicales. El objetivo de este trabajo fue analizar y cuantificar el cambio de cobertura y usos en la zona ribereña entre 1986-2010 en las cuencas subtropicales del FOAS. A partir del uso de técnicas de teledetección, Sistemas de información geográfica y control de campo. Para ello se realizó una clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat-5TM, el mapa de uso y cobertura del suelo presentó un índice kappa de 0,95 y una precisión total de 97 %. El sistema de drenaje se apoyó sobre una capa digital aportada por la dirección de recursos hídricos de la Provincia de Tucumán. Como resultado se encontró que en la zona de ribera de las cuencas altas, el bosque ocupa un 54 % de superficie permaneciendo constante en el periodo estudiado. Sin embargo, el bosque de ribera que en el año 1986 ocupaba 62 % del área, disminuyó un 18 % (241 km²), reemplazado por cultivos, en las cuencas bajas. La presencia de cultivos en la zona ribereña, manifiesta posibles consecuencias ambientales que presenta el sistema hídrico en la zona pedemontana y de llanura de las cuencas analizadas.

Palabras Claves: Deforestación; Bosque de ribera; Zona buffer.

ABSTRACT

The riparian zones with abundant native vegetation are ecologically important areas that provide protection to the water-environment system serving as natural traps (buffer zones) retaining sediments, nutrients and pollutants from soils along watercourses. The basin of the Western and South-west Aconquija foothills (FOAS) comprises about 9.222 km². Land uses include modern agriculture (sugar cane, citrus, horticulture, and blueberry) and urban populations. The advance of the agricultural frontier into the subtropical basins threatens the riparian zone integrity. The objective of this study was to analyze and quantify the land use and cover changes between 1986-2010 in the FOAS subtropical basins. Effective use of remote sensing techniques, geographic information systems, field control, and supervised classification of Landsat images 5TM was performed. In addition, the width of the buffer zone was reclassified according to the altitudinal gradient. Overall accuracy for the 2010 land use/cover map was 97 % and kappa index 0.95. As a result, it was found that in the upper riparian zone, the forest cover remained constant for the period. However, in the lower riparian zones, a clear pattern of deforestation was found: the riparian forest decreased 18 % (241 km²) and was replaced by crops in the lower zone. The presence of crops in the lower riparian zones suggests possible environmental consequences including the water resources system degradation in the foothills and the flatlands.

Key words: Deforestation; Riparian forest; Buffer zone.

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Becaria posdoctoral. Diagonal 113 N° 469. La Plata. Provincia de Buenos Aires. Argentina. E-mail: rominadiazgomez@gmail.com

² Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Diagonal 113 N° 469. La Plata. Provincia de Buenos Aires. Argentina.

1. INTRODUCCIÓN

Los arroyos y ríos corresponden a uno de los tipos de ecosistemas más afectados por las actividades humanas (Master *et al.*, 1998; Naiman y Turner, 2000; Allan, 2004). Las zonas de ribera, corresponden a zonas de interfase entre el ecosistema acuático y terrestre. Las zonas ribereñas con abundante vegetación nativa han sido reconocidas como áreas de importancia ecológica, debido sus funciones ecosistémicas como el aporte de material orgánico al sistema (Cummins, 1974; Lemly y Hilderbrand, 2000), por ser estabilizadoras de los bancos de los ríos (Barling y Moore, 1994; Hood y Naiman, 2000), disminución en la retención de nutriente (Barden *et al.*, 2013). Además cumplen un rol importante en la conservación de la biodiversidad, al funcionar como zonas proveedoras de alimento para organismos acuáticos y moderadoras temperatura del agua (Naiman *et al.*, 1997), y como corredores para el movimiento de organismos (Naiman *et al.*, 1997).

La mayor relevancia está dada por la sustentabilidad de la calidad del agua, al actuar como trampas naturales (zona buffer) para retener sedimentos, nutrientes y otros contaminantes desde los suelos adyacentes a los cursos de agua (Gergel *et al.*, 2002; Baudry y Thenail, 2004). La calidad del agua y la estabilización de los cauces, dependen de la preservación de los bosques ribereños (Diebel *et al.*, 2009), por lo tanto cumplen un rol crítico en mitigar los impactos de la deforestación en los ríos tropicales (Lorion & Kennedy, 2009). Sin embargo, estas funciones están relacionadas tanto al ancho de la zona ribereña como a la estructura del paisaje y usos del suelo asociados ella.

Se reporta que los índices de calidad de bosque de ribera están asociados a las características geomorfológicas de los ríos y al impacto antropogénico adyacente (Mesa, 2010; Sirombra y Mesa, 2012). De este modo, las zonas ribereñas son consideradas como ecosistemas frágiles susceptibles a los impactos desde la cuenca y zonas agrícolas adyacentes (Tockner y Stanford, 2002).

En la región del NOA (Noroeste Argentino) se constató la presencia del proceso de deforestación en varios estudios a diferentes escalas. Grau *et al.* (2005), Gasparri *et al.* (2010) y Volante (2012), coinciden en que donde se destaca la pérdida de masa forestal debido a la agricultura, es en las zonas de llanura, y consecuente zona ribereña de los arroyos.

Las cuencas del Faldeo Oriental de las Sierras del Aconquija y Sierras del Sudoeste (FOAS) constituyen un área representativa de las cuencas hidrográficas subtropicales del NOA, particularmente para el Río Salí, Tucumán, Argentina. Presentan una elevada heterogeneidad ambiental - altitudinal, donde bosques subtropicales se desarrollan en las pendientes elevadas (zonas altas) y la producción agroindustrial se ubica en las zonas de baja pendiente (zonas bajas) avanzando hacia el pedemonte. Los estudios espaciales que revelen los patrones de cambio de usos y cobertura del suelo en las zonas ribereñas, a esta escala, son escasos.

El objetivo del trabajo fue evaluar la distribución espacial y cuantificar el cambio de cobertura y uso del suelo en la zona ribereña, en las cuencas subtropicales del FOAS, durante el período 1986-2010, considerando la heterogeneidad altitudinal.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las cuencas FOAS alcanzan una superficie de 9.222 km² con importantes núcleos poblacionales (Figura 1). Entre los usos antrópicos del recurso hídrico se encuentran: riego agrícola, consumo industrial, domiciliario y rural, generación hidroeléctrica. Presentan cauces permanentes y algunos transitorios, de ancho variable y dependiendo del gradiente altitudinal, los

cauces de zonas altas presentan anchos entre 5 a 60 m y los cauces en las zonas de llanura con anchos entre 60 - 150 m.

Las cuencas FOAS presentan una elevada heterogeneidad ambiental - altitudinal, encontrando los bosques subtropicales en las pendientes elevadas (zonas altas, en las cabeceras de las cuencas) y la producción agroindustrial en las zonas de baja pendiente (zonas bajas) avanzando hacia el pedemonte (Figura 1). Los bosques de ribera están compuestos por especies típicas de la región biogeográfica de las yungas, entre ellas: *Solanum riparium*, *Phenax laevigatus*, *Tipuana tipu*, *Cestrum parqui*, *Carica quercifolia*, *Acacia macracantha*, *Celtis iguanaea*, *Juglans australis*, *Pisoniella arborescens*, *Baccharis salicifolia*, *Cinnamomum porphyrium* y *Eugenia uniflora*, y especies exóticas (*Ligustrum lucidum* *Morus Alba*, *Acacia macracantha* y *Gleditsia triacanthos*), y es común en la orilla del cauce, la presencia de la caña exótica *Arundo donax* (Sirombra y Mesa, 2010). Las cuencas FOAS, presentan un relieve montañoso de 5.300 msnm de altura máxima y 100 kilómetros de largo en sentido norte-sur, que actúa como barrera orográfica frente a los vientos cálidos y húmedos estivales provenientes del anticiclón del Atlántico (Fernández *et al.*, 2004).

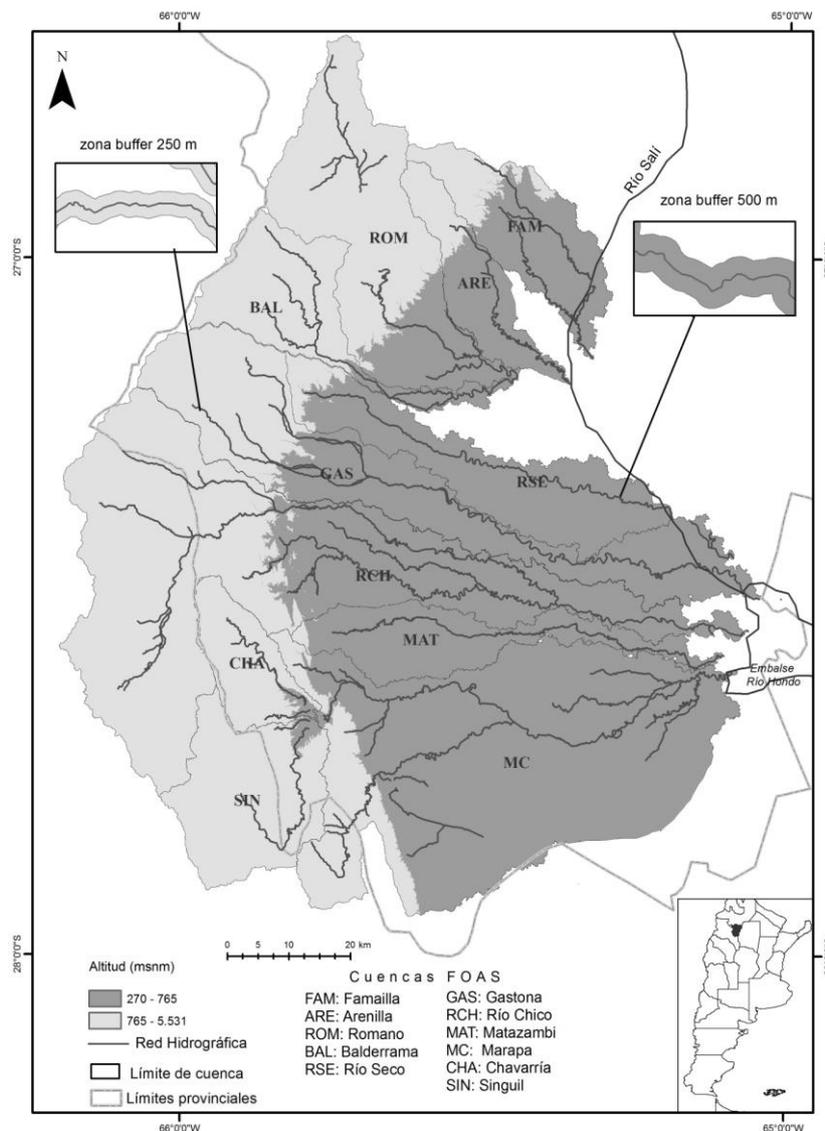


Figura 1. Área de estudio (FOAS), Provincia de Tucumán, Argentina. Zonas según gradiente altitudinal: alta/baja (tonos de gris claro/oscuro, respectivamente). Representación del área buffer de las zonas ribereñas de las cuencas FOAS, según zonas de altitudinalidad.

Las cuencas FOAS presentan un sector oriental cálido y seco con precipitaciones anuales entre 450-550 mm (Minetti, 1999), y un sector occidental templado y húmedo con precipitaciones de 2.000 mm anuales (Fernández *et al.*, 2004). El régimen de precipitación se caracteriza por un ciclo anual bien marcado, con mínimos en invierno (Minetti y González, 2006). La temperatura media registra valores entre 24-28,5 °C en verano y en invierno oscila entre 10-13 °C.

Análisis de la cobertura y uso del suelo

Para conocer los patrones de distribución geoespacial y temporal de los cambios de uso y cobertura del suelo se clasificaron imágenes satelitales Landsat 5 TM (Escenas Path 231/230 Row 78/79) de las fechas 23 de agosto de 1986 y 21 de agosto 2010, obtenidas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil (INPE) con sistemas de información geográfica (SIG), estableciendo el rango espacio temporal del estudio. Las fechas elegidas minimizaron las diferencias espectrales debido a los estados fenológicos de la vegetación y maximizaron diferencias espectrales entre clases. Previo a las clasificaciones, las imágenes fueron corregistradas espacialmente y sometidas a correcciones radiométricas para mejorar la coherencia espacial y espectral de los datos entre todas las imágenes de la serie temporal utilizada. El preprocesamiento espacial consistió en reproyectar todas las escenas al sistema de coordenadas planas propuesto para Argentina (POSGAR 98) Zona 3 y luego corregistrar todas las imágenes tomando como referencia puntos de GPS de sitios conocidos e identificables en las imágenes. Se realizó la calibración radiométrica y la corrección atmosférica de las imágenes para obtener valores de reflectancia de superficie, utilizando el método Dark Object Subtraction (DOS) que permite mejorar la comparabilidad entre escenas de diferentes años (Vanonckelen *et al.*, 2013). Para la obtención de los mapas temáticos de uso y cobertura vegetal del suelo se utilizó el clasificador no paramétrico Support Vector Machine (SVM) (Chang y Lin 2011; Wu *et al.*, 2004) que se trata de un método preciso y muy utilizado en la clasificación de coberturas del suelo (Shao y Lunetta; 2012).

A partir de la clasificación supervisada svm, se identificaron cinco clases de uso y cobertura del suelo en las cuencas FOAS, caracterizadas como:

- Pastizal: pastizal de altura de gramíneas (Cabrera y Willink, 1973). Se distribuyen por encima de los 2.000 msnm, siendo las más abundantes *Festuca hieronymi*, *Deyeuxia rosea*, *Deyeuxia poligama*, *Paspalum lineispatha*, *Stipa tucumana*. También están presentes *Nototriche rugosa*, *Hypochoeris oligophylla*, *Oxyichloe andina*, los géneros *Alchemilla*, *Cyperus*, *Koeleria*, *Mimulus* (Bertonatti y Corcuera, 2000).
- Cultivos: comprende áreas con cultivos de cítricos y algunas especies hortícolas en la zona pedemontana; cultivos extensivos de caña de azúcar distribuidos en toda el área y en menor escala cultivos de tabaco y arándano (Pérez *et al.*, 2008).
- Granos: incluye los cultivos de soja, trigo y suelo arado/desnudo.
- Bosque: conformada por los pisos altitudinales de las yungas australes, dominados por el bosque montano, selva montana y selva pedemontana, con especies como el Cebil (*Piptademia macrocarpa*), Tipa (*Tipuana tipu*) y Pacará (*Enterolobium contortisiliquum*) (Brown *et al.*, 2002).

Bosque seco: incluye al bosque chaqueño, distribuido en la zona de llanura del área de estudio, caracterizado por especies xerófitas donde predominan el Quebracho Colorado Santiagueño (*Schinopsis quebracho colorado*) y el Quebracho Blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), arbustos, entre otros (Fernández *et al.*, 2004).

Delimitación de la zona ribereña

La delimitación de las cuencas hidrográficas y cursos fluviales en el FOAS fue definida a partir del modelo de elevación digital del sensor ASTER GDEM V2 (Advanced Spaceborne Thermal

Emission and Reflection Radiometer, 1 Global Digital Elevation Model Version 2, 2011), cuya resolución espacial es de 30 m, y con el apoyo de la aplicación del módulo HEC - Geo HMS®. Los cursos fluviales se ajustaron a partir de digitalización manual sobre la base del mapa de hidrografía superficial de la Provincia de Tucumán (Giraut *et al.*, 2003; Díaz Gómez, 2015). A partir del gradiente altitudinal se definieron las cuencas FOAS, y se clasificaron dos áreas de estudio: zona alta correspondiente a cotas entre 765-5.531 m snm, cota de divisoria de aguas, y zona baja ubicada entre 260-765 m snm, siendo esta última la cota de cierre de cuenca (Figura 1).

Para establecer un rango morfométrico del cauce, se considera un ancho mínimo de la zona ribereña, evaluando condiciones específicas, como ser: composición florística, geomorfología fluvial (ancho del cauce, pendiente del terreno), temporalidad y orden de los cursos de agua y uso del terreno adyacente (Gayoso y Gayoso, 2006). En las cuencas FOAS, se encuentra, según el régimen, ríos permanentes y de orden 1, de fácil visualización con imágenes Landsat (Díaz Gómez, 2015). Grau y Brown (1995) mencionan que el límite entre la selva montana y pedemontana es a los 700 msnm, a posterior altura se distribuye el bosque montano y los pastizales en las cuencas FOAS. Por lo tanto, se definió esta cota como límite para analizar las diferencias en las zonas ribereñas.

El tipo de canal aluvial predominante en las zonas bajas de las cuencas FOAS es meandriforme y con canales más anchos que profundos, mientras que en las zonas con mayor altitud, los canales son de tipo rectilíneo y más profundos que anchos (Busnelli y Horta, 2014). Debido a que el ancho de las zonas ribereñas es variable y responde a características hidrogeomorfológicas intrínsecas de los cauces, se definió un ancho de 500 m de área ribereña en las zonas bajas hacia ambos lados del cauce de manera que el análisis permita reflejar la distribución de la cobertura y usos. Al contrario, en las zonas altas con cauces rectos y menor divagación se definió un ancho menor de 250 m.

Se realizó un análisis de precisión del mapa temático de delimitación de las zonas ribereñas generado para el año 2010, construyendo una matriz de confusión, que consistió en presentar la correspondencia de la clasificación del mapa temático y los datos de muestreo de campo. Se consideró como error de clasificación a la discrepancia entre la situación mostrada en el mapa temático y la realidad de campo, obteniendo la precisión global del mapa y la precisión por clases del usuario y del productor (expresado en %). Se calculó el índice Kappa, como parámetro de calidad de la clasificación, utilizando la información contenida en la matriz de error, considerando las distribuciones marginales. Su valor expresa el porcentaje de acuerdo obtenido en la clasificación. Este coeficiente toma valores entre 0 y 1, representando el valor 1 el caso de total acuerdo (Foody, 2002). Se utilizó como verdad de campo, las imágenes Quick Bird de Google Earth® para la fecha 2012, que cubrían espacialmente el área de estudio. Se complementó con datos tomados a campo (42 puntos de control en zonas ribereñas para la clase de bosque seco). El número de puntos de verdad de campo se determinó a partir del tamaño mínimo de muestra con base a una población finita de manera proporcional según la extensión del área de cada clase y con distribución espacial aleatoria (François *et al.*, 2003),

El empleo de fotografías aéreas como verdad de campo fue insuficiente, debido a la inexistencia de fotografías aéreas para la fecha 1986 y fechas cercanas para el área de estudio, además que no fue posible el acceso a imágenes de alta resolución para esas fechas. Sin embargo, en coincidencia con lo mencionado por Izquierdo *et al.* (2008) y Guida-Johnson *et al.* (2013), al utilizar la misma metodología para el preprocesamiento y procesamiento de las imágenes Landsat y al ser el mismo sensor TM, se podría considerar el mismo grado de precisión de mapeo.

En el área de las cuencas bajas, donde se identificó el proceso de deforestación en el año 2010, se realizó un análisis detallado para establecer el patrón de cambio de la superficie boscosa remanente entre los años 1986 al 2010 en la zona ribereña. Se delimitaron cuatro áreas buffer desde el centro del cauce hasta ambos márgenes de 100 metros de ancho, considerando una distancia de 100, 200, 300, 400 y 500 metros.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mapa de cobertura y uso del suelo del área de estudio para el año 2010 presentó una precisión total del 97 % y el Índice Kappa con valor de 0,95 para todas las categorías utilizadas. Valores de precisión similares a los calculados por Paneque- Galvez *et al.* (2013), quienes comparan el método de clasificación support vector machine con otros métodos y determinan que es el mejor para este tipo de análisis, dando como resultados precisiones de mapeo superiores al 90 %.

La precisión del usuario, para la categoría bosque fue de 98,5 %, que representa la probabilidad que tiene un usuario del mapa de encontrar a campo un bosque y que el mismo se encuentre señalado en el mapa. La precisión del productor es del 96,5 %, indicando la probabilidad de que un área señalada en el mapa como bosque este correctamente identificada (Tabla 1). En relación al mapa de cobertura y uso del suelo para el año 1986 se definieron las mismas clases y por un procesamiento cartográfico de superposición se cuantificaron los cambios.

Tabla 1. Matriz de confusión (puntos de control) entre el mapa de cobertura y uso del suelo en la zona ribereña en 2010 e interpretación de imágenes de Google Earth© y puntos (42) a campo en la clase bosque seco.

	Bosque	Bosque seco	Cultivos	Pastizal	Total	Precisión Usuario (%)
Bosque	340	0	4	1	345	98,5
Bosque seco	3	73	9	0	85	91,2
Cultivos	6	1	502	1	510	98,4
Pastizal	3	0	3	129	135	95,5
Total	352	74	518	131	1075	
Precisión productor (%)	96,5	98,5	96,9	94,4		
Precisión total (%)	97					
Índice Kappa	0,95					

Los cambios de uso y cobertura del suelo en las zonas ribereñas de las cuencas subtropicales de FOAS, entre 1986 y 2010, presentaron magnitud y dirección diferente. En la zona ribereña de las cuencas bajas, en el área *buffer* de 500 m hacia ambos lados del cauce, con una superficie total de 1.249 km², prevaleció el proceso de deforestación del bosque seco, como principal cambio en el uso del suelo (Figura 2).

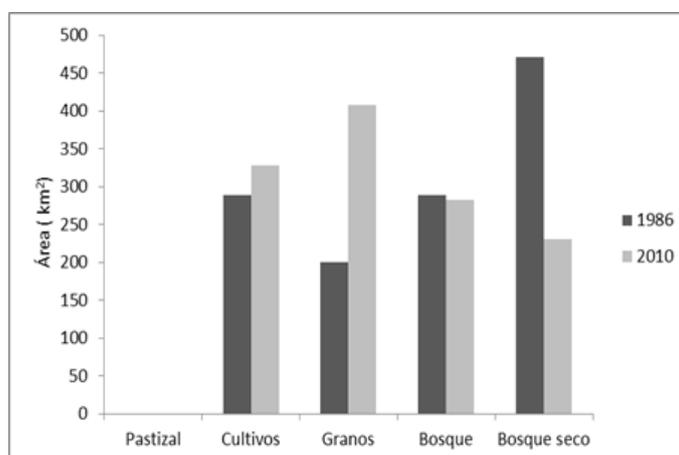


Figura 2. Superficie de ocupación de cobertura y usos del suelo durante el período 1986-2010, en la zona ribereña de las cuencas bajas, con un área *buffer* de 500 m.

El bosque seco pasó de ocupar el 38 % en 1986 en las cuencas FOAS, al 18 % en 2010, equivalente a 241 km², reemplazado por cultivos en el año 2010. La cobertura de pastizal no se encuentra presente en la zona baja de las cuencas. Estos cambios entre 1986 – 2010, se expresan en una matriz de transición en la Tabla 2.

Tabla 2. Matriz de transición de los usos y cobertura del suelo (en km²) de la zona ribereña en las cuencas bajas.

		2010			
		Bosque	Bosque seco	Cultivos	Total Clases
1986	Bosque	251	17	414	283
	Bosque seco	1	170	15	226
	Cultivos	33	280	55	727
	Total clases	285	467	484	
	Cambio clases	34	297	70	
	Diferencia	-2	-241	243	

En las zonas ribereñas de las cuencas altas cuya área total es de 35 km², los cambios de uso del suelo y cobertura fueron de menor magnitud, representados en la Figura 3.

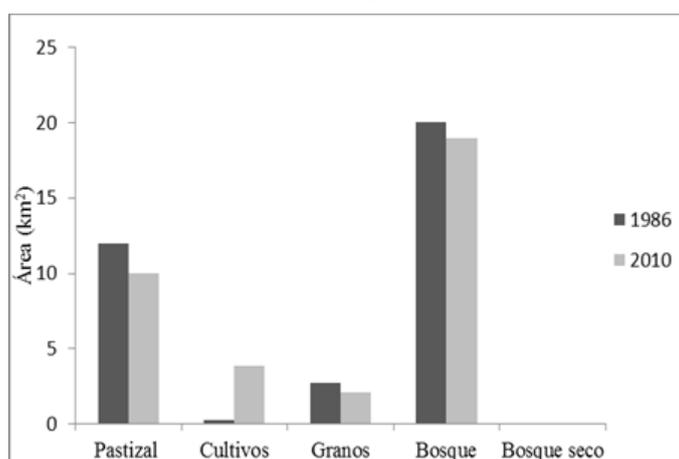


Figura 3. Superficie de ocupación de cobertura y usos del suelo durante el período 1986-2010, en la zona ribereña de las cuencas altas, con área *buffer* de 250 m.

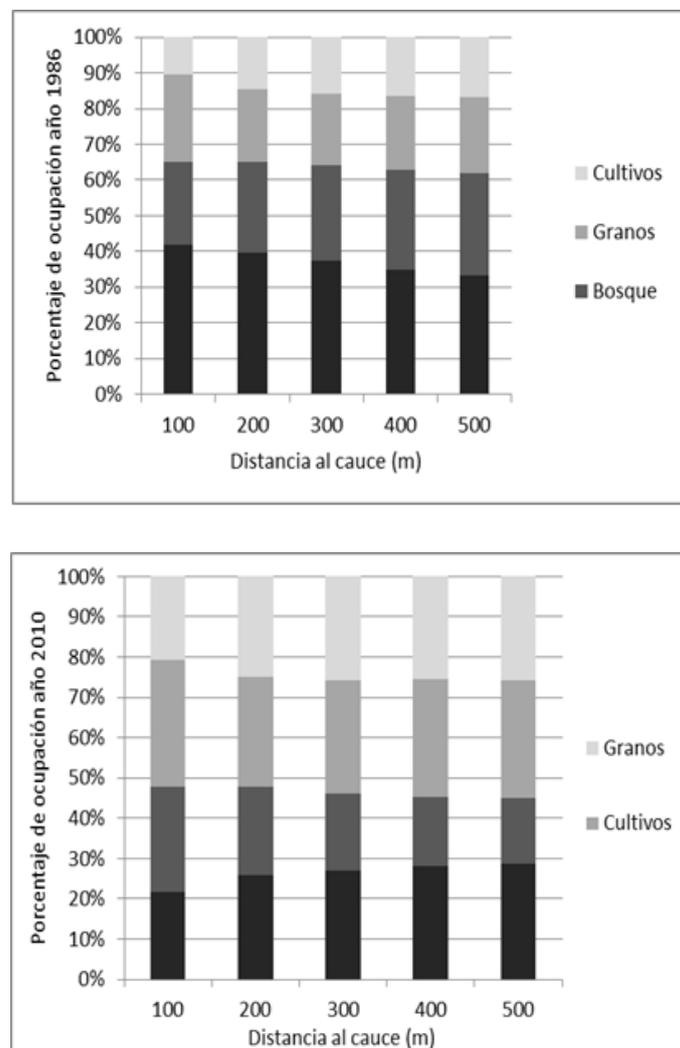
La superficie boscosa presentó cambios poco relevantes, siendo el pastizal la cobertura natural más modificada (Figura 3). La superficie de pastizal ocupaba el 34 % del área en el año 1986 disminuyendo al 28 % en el año 2010, correspondiente a 2 km². La superficie boscosa incrementó su ocupación en un 3 % (1 km²) reemplazando áreas con pastizal. La superficie de cultivos incrementó un 8 % sobre la cobertura de pastizal (Tabla 3).

La Figura 4 evidencia la pérdida gradual del bosque seco de ribera en todos los anchos del área *buffer*, en el período 1986 - 2010, el cual fue reemplazado por tierras destinadas a cultivos. El bosque seco ocupaba el 41% de la zona y el bosque 21 % en el año 1986 a los 100 metros de distancia desde el centro del cauce. En el ancho de los 100 metros de zona *buffer*, el uso del suelo para agricultura (clase cultivos y granos) ocupó un total de 51 % de superficie en la zona ribereña en el año 2010. La superficie de bosque seco era de 80 km² (25 %) decreciendo hasta ocupar 39 km² en la franja de los 500 m. Por el contrario, la superficie de la clase bosque ocupaba el 67 km² (21%) de la zona riparia, con una superficie constante a distancia media del cauce. No presenta cambios de superficie superiores a los 3,5 km² entre las fechas analizadas.

Tabla 3. Matriz de transición de los usos y cobertura del suelo (en km²) de la zona ribereña en las cuencas altas.

		2010			
		Bosque	Cultivos	Pastizal	Total clases
1986	Bosque	18	0	10	20
	Cultivos	2	3	1	5
	Pastizal	0	0	1	10
	Total clases	19	3	12	0
	Cambios clases	2	0	2	0
	Diferencia	1	2	-2	0

Estos resultados permiten definir un patrón de distribución durante el periodo 1986-2010 de las áreas destinadas a agricultura, expresando que la clase cultivo es la que incrementó su superficie (76 km²) en las zonas más cercanas al cauce, e incrementó su distribución en un rango de 16-17 km² en franjas a mayor distancia del cauce.

**Figura 4.** Superficie de cambio de uso y cobertura en distintos anchos de la zona ribereña de las cuencas bajas entre 1986-2010.

Los patrones espaciales de distribución de usos y coberturas en la zona ribereñas analizadas, responden al proceso de deforestación que consistió en un proceso de agriculturización (avance de la agricultura), que fue verificado a diferentes escalas en la región del Noreste del país, por autores como Grau *et al.* (2005), Gasparri *et al.* (2010) y Volante *et al.* (2012). Sin embargo, este análisis a menor escala permitió visualizar además, el efecto del proceso de agriculturización en las zonas ribereñas.

Según el análisis de zonas *buffer*, la pérdida de superficie de bosque de ribera en la zona ribereña próxima al cauce, podría responder a que se trata de terrenos con mayor acceso al recurso hídrico, suelos con mayor porcentaje de materia orgánica y por lo tanto, más productivos y requeridos por la agricultura. Otro factor influyente es el acceso vial a los predios rurales, dado por los caminos que por lo general se distribuyen a la orilla de los cauces.

Por otro lado, en la zona ribereña de las cuencas altas, se observó que la superficie boscosa ha sido levemente modificada, situación que podría estar explicada debido a las elevadas pendientes y la menor rentabilidad de la explotación agrícola. Sin embargo, en estas zonas se destaca la presencia de ganado que afectaría la calidad del bosque ribereño.

Existe un marco legal de protección de los bosques en la región del NOA, en la provincia de Tucumán la Ley Provincial de Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (Ley N° 8.304) que propone un área de protección de márgenes, a partir de la línea máxima de creciente. Establecida en forma diferenciada para la cuenca alta, media y baja, se propone una zona de circulación de 7 m, zona de bosque de ribera bajo categoría rojo I de un ancho mínimo de 35 m y una zona de amortiguamiento bajo categoría II amarillo de un ancho mínimo de 15 metros. Sin embargo, este trabajo pone en evidencia que solo el 48 % de superficie de bosque ripario se distribuye en la zona ribereña. Estos resultados podrían servir como base de información espacial en la aplicación de planes de restauración o estrategias de conservación para el cumplimiento de la ley.

La ausencia de bosque de ribera en las áreas cercanas a los cauces, presenta importantes consecuencias ambientales en el sistema fluvial de los ríos, posibles fallas en el control natural del cauce y reducción de desbordes (Naiman y Turner, 2000; Dixon y Sear, 2012). Durante eventos de inundación en las cuencas del Río Gastona (2009 y 2015) y Río Marapa (2015) se observó que las zonas de desbordes coincidían espacialmente con áreas con ausencia de bosque de ribera y presencia de cultivo de caña de azúcar, en zonas adyacentes a la llanura de inundación.

La importancia de la presencia del bosque de ribera para la biodiversidad fue demostrada en un estudio realizado por Morales *et al.* (2015), en bosques de ribera de Jujuy, donde encontró que la riqueza y diversidad de los ensambles de aves en bosques riparios comparadas con los de la Selva Pedemontana no difieren, destacando la importancia en la conservación del bosque de ribera para complementar la biodiversidad regional. Por ello, es necesario este tipo de investigación para cuantificar la biodiversidad de bosque de ribera a escala regional.

Evaluaciones de la calidad del bosque de ribera en cuanto a composición florística a partir de la aplicación de índices de calidad demostraron la presencia de especies exóticas en corredores riparios en cuencas de Tucumán (Sirombra y Mesa, 2012), lo cual revela la importancia de realizar estudios a escala local. En este estudio no es posible identificar la presencia de especies exóticas, aunque es factible identificar zonas cercanas al cauce con ausencia de bosque de ribera prioritarias para restauración.

4. CONCLUSIONES

La clasificación de las imágenes satelitales permitió cuantificar el cambio de uso y cobertura del suelo en la zona ribereña en las cuencas subtropicales del FOAS, durante el período 1986-2010. La distribución espacial del proceso de deforestación, como principal cambio observado, se refleja al considerar la heterogeneidad altitudinal.

El análisis espacial con zonas *buffer* serviría como base para estudios posteriores a escala local y/o a nivel de cuencas hidrográficas, constituyendo una herramienta útil para el monitoreo del bosque ripario en zonas ribereñas y la detección de zonas de protección, conservación y/o restauración.

Los resultados alcanzados en este estudio sugieren la complementación con estudios que diagnostiquen la calidad de los bosques remanentes, considerando la biodiversidad y estructura de los mismos, para analizar el impacto de la pérdida de bosque de ribera, en casos concretos, a escala local. Es necesario recomendar, que el análisis espacial a escala local, se realice con imágenes satelitales o metodologías de mayor resolución espacial.

Es importante resaltar que la metodología aplicada permitió definir y analizar los patrones de distribución del bosque de ribera en las cuencas FOAS, considerando las áreas adyacentes. Sin embargo, se sugiere que en estudios posteriores, realizar un análisis de estructura del paisaje y un análisis de distribución de parches de bosque de ribera en el área de estudio.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Ann Rev Ecol Syst* 35:257-84.
- Barden, C. J.; K. R. Mankin; D. Ngandu; W. Geyer; D.L. Devlin. 2013. Assessing the effectiveness of various riparian buffer vegetation types. *Kansas Agricultural Experiment Station contribution*; No. 03-305-S.
- Barling, R. D. and I. D. Moore. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* 18: 543-558.
- Baudry, J. C. and C. Thenail. 2004. Interaction between farming systems, riparian zones and landscape patterns: a case study in western France. *Landscape and urban planning* 67: 121-129.
- Bertonatti, C. y J. Corcuera. 2000. *Situación Ambiental Argentina*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 440 pp.
- Brown, A.; A. Grau; T. Lomáscolo y N. I. Gasparri. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (yungas) de Argentina. *Ecotropicos*, 15(2), 147-159.
- Busnelli, J. y L. R. Horta. 2014. Morfometría de cuencas Montanas y Metamorfosis fluvial, Tucumán. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 71(1), 11-20.
- Cabrera, A. L. y A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Secretaría General de la O.E.A. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. *Serie de Biología. Monografía* N° 13.
- Chang, C. C. and C. J. Lin. 2011. LIBSVM: a library for support vector machines. *ACM Transactions on Intelligent Systems and Technology (TIST)* 2(3), 27.
- Cummins, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631-641.
- Díaz Gómez, A. R. 2015. *Análisis de la vulnerabilidad a cambios climáticos y de uso del territorio de las cuencas hidrológicas del faldeo oriental de la Sierra del Aconquija y del Sudoeste*. Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Tesis Inédita. 231 p.

- Diebel, M. W.; J. T. Maxted; D. M. Robertson; S. Han and M. J. Vander Zanden. 2009. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction III: assessing phosphorus and sediment reduction potential. *Environmental Management* 43(1): 69-83.
- Dixon, S. and D. Sear. 2012. The effect of riparian forest management on flood risk and flood hydrology. *Geophysical Research Abstracts* Vol.14, EGU2012-11151-1.
- Fernández, D. S.; A. M. Lutz; M. G. García; M. Del V. Hidalgo; M. Sirombra. 2004. *Carta de Líneas de Base Ambiental 2766-IV Concepción. Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero*. SEGEMAR. 149 p.
- Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of the Environment* 80:185-201.
- François Mas, J.; J. Reyes Díaz-Gallegos, y A. Pérez Vega. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones geográficas*, (51): 53-72.
- Gasparri, N. I.; M. G. Parmuch; J. Bono; H. Karszenbaum and C. L. Montenegro. 2010. Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal of Arid Environments* 74(10): 1262-1270.
- Gayoso, J. y S. Gayoso. 2006. Recomendaciones para el diseño de franjas ribereñas. *Policy Brief. Epicforce Chile. Boletín N° 1*. Programa Producción Forestal y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.
- Gergel, S. E.; M. G. Turner; J. R. Miller; J. M. Melack and E. H. Stanley. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128.
- Giraut, M. A.; Valladares, A. I.; A. Ruiz; C. A., Rey; V. Dente, y S. Ludueña. 2003. *Cartografía hídrica superficial de la provincia de Tucumán*. [Fecha de consulta: 3 de enero 2017], 12p. Disponible en: <<http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos /congresoAgua07b.pdf>>
- Grau, H. R. and A. D. Brown. 1995. Patterns of tree species diversity in latitudinal, altitudinal and successional gradients in the argentinian subtropical montane forests. In Churchil *et al.* (eds.): *Biodiversity and conservation of Neotropical Montane Forests*. TheNew York Botanical Garden. 295-300.
- Grau, H. R.; M. T. Aide y N. I. Gasparri. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34(3): 265-266.
- Guida-Johnson, B., and G. A. Zuleta. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 181: 31-40.
- Hood, W. G. y R. J. Naiman. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148: 105-114.
- Izquierdo, A. E., Angelo, C. D. D. and T. M. Aide, 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the forest transition model. *Ecology Society*. 13(3).
- Lemly, A. D. and R. H. Hilderbrand. 2000. Influence of large woody on stream insect community and benthic detritus. *Hydrobiologia* 421:179-185.
- Ley N° 8.304. *Ley provincial de ordenamiento territorial de bosque Nativo*. Tucumán.
- Lorion, C. M. and B. P. Kennedy. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater biology* 54(1), 165-180.
- Master, L. L.; S. R. Flack and B. A. Stein. 1998. *Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity*. The Nature Conservancy. 77 pp Arlington, Virginia.
- Mesa, L. M. 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hidrobiología* 641(1): 85-95.
- Minetti, J. I. 1999. *Atlas climático del noroeste argentino*. Laboratorio Climatológico Sudamericano. Universidad Nacional de Tucumán. Pp. 86. Tucumán.

- Minetti, J. I. y J. A. González. 2006. *El Cambio Climático en la provincia de Tucumán, Sus impactos. Serie de Conservación de la Naturaleza N° 17*. Pp. 30. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. Argentina.
- Morales, A. M; Rivera L. O. Gómez D. y N. Politi. 2015. *Ensamblajes de aves de sotobosque de la Selva Pedemontana y de los bosques de ribera de las Yungas Australes de la provincia de Jujuy*. XVI Reunión Argentina de Ornitología.
- Naiman, R. J. and M. G Turner. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecol Appl* 10:958-70.
- Naiman, R. J.; H. Décamps and M. Pollock. 1997. The Role of Riparian Corridors in maintaining. Regional Biodiversity. *Ecol. Appl.* 3: 209-212.
- Shao, Y. and R. S. Lunetta. 2012. Comparison of Support Vector Machine, Neural Network, and CART Algorithms for the Land-Cover Classification Using Limited Training Data Points. *ISPRS: Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 70: 78-87.
- Sirombra, M. G. y L. M. Mesa. 2010. 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. and L. M. Mesa. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRY index. *Ecological Indicators* 20, 324-331.
- Tockner, K., and J. A. Stanford. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation* 29(03), 308-330.
- Paneque-Gálvez, J.; J. F Mas, G. Moré; J. Cristóbal; M. Orta-Martínez; A. C Luz and V. Reyes-García 2013. Enhanced land use/cover classification of heterogeneous tropical landscapes using support vector machines and textural homogeneity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 23, 372-383.
- Pérez, D.; G. Rodríguez; V. Paredes y A. Berettoni. 2008. *Reporte Agroindustrial. El Arándano en Tucumán Superficie Implantada, Rendimientos, Producción, Precios y Gastos De Producción*. EEAOC, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombes. Año IV. Boletín, (25).
- Vanonckelen, S.; S. Lhermitte; A. Van Rompaey. 2013. The effect of atmospheric and topographic correction methods on land cover classification accuracy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* v. 24]: 9-21.
- Volante, J. N.; D Alcaraz-Segura; M. Mosciaro; E. F. Viglizzo and J. M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 154, 12-22.
- Wu, T. F.; C. J. Lin and R. C. Weng. 2004. Probability estimates for multi-class classification by pairwise coupling. *Journal of Machine Learning Research* 5: 975-1005.

