

Evaluación mediante teledetección del efecto de canalizaciones sobre el humedal del Saladillo, Argentina

C. López¹, P. G. Brandolin², O. R. Campanella³,
A. L. Martino¹ y C. de Angelo⁴

¹ Departamento de Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto-UNRC. Ruta 36, km 601. 5800 Río Cuarto (Córdoba), Argentina

² Asociación Civil Amigos para la Conservación de las Aves. Leopoldo Lugones 1441. 5800 Río Cuarto (Córdoba), Argentina

³ Departamento de Geología. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto-UNRC. Ruta 36, km 601. 5800 Río Cuarto (Córdoba), Argentina

⁴ Instituto de Biología Subtropical. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Misiones - CONICET - Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico. Bertoni 85. Puerto Iguazú (Misiones), Argentina

Resumen

Los humedales son ecosistemas naturales cuya dinámica está determinada principalmente por la presencia de agua. Generalmente se los identifica como áreas que se inundan temporariamente donde el agua subterránea aflora en la superficie, o con áreas con suelos de baja permeabilidad que permanecen cubiertos por agua poco profunda. El agua, por lo tanto, juega un rol fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas. Los datos provistos por imágenes satelitales son una herramienta apropiada para analizar humedales y los cambios ocurridos en ellos a lo largo del tiempo. Los Bañados del Saladillo son un complejo de humedales en el centro de Argentina, de gran importancia para la preservación de aves acuáticas. Estos bañados han sufrido profundos cambios por el avance de la agricultura y las canalizaciones realizadas para mitigar el efecto de inundaciones en el sudeste de la provincia de Córdoba de este país. El objetivo del trabajo fue conocer la condición histórica y presente de los Bañados del Saladillo, y analizar los efectos de las canalizaciones sobre los mismos. Se estudiaron 6 imágenes satelitales que se clasificaron con ENVI 4.8, representando la estación seca y húmeda en tres períodos: previo a las canalizaciones (1996); posterior a las canalizaciones (2004-2006); período reciente (2010-2011). Éstas fueron seleccionadas de acuerdo a las precipitaciones acumuladas en 6 meses previos para que fueran comparables. El área de lagunas se redujo entre un 70% (estación húmeda) y un 33% (estación seca). Los mayores cambios observados en la estación húmeda se reflejaron también en la reducción del número de lagunas (40%), la variabilidad de su tamaño (66%), el perímetro de las mismas (28%) y el incremento de la distancia entre ellas. Más allá de la mitigación de las inundaciones, las canalizaciones favorecieron el avance de la agricultura sobre áreas históricamente inundadas en la estación lluviosa, poniendo en riesgo la persistencia de este importante humedal del sudeste de Córdoba en el centro de Argentina. Los resultados obtenidos representan una herramienta útil al momento de tomar decisiones para el manejo y conservación de estos relictos de hábitat natural y su biodiversidad.

Palabras claves: avance de la frontera agrícola, Bañados del Saladillo, canalizaciones, conservación de la biodiversidad, teledetección.

* Autor para la correspondencia: clopezmanyuk@gmail.com

Recibido: 24-12-12; Aceptado: 16-09-13.

Abstract

Using remote sensing to evaluate the effect of channelization on wetlands in central Argentina

Wetlands are natural ecosystems whose dynamics is mainly determined by the presence of water. They are generally identified as temporarily flooded areas where groundwater emerges at the surface, or areas with low permeability soils that remain covered by shallow water. The water, therefore, plays a key role in determining the structure and ecological functions of wetlands. Data provided by satellite images are an appropriate tool for analyzing wetlands and their changes over time. The Saladillo Wetlands are a complex of marshlands in the centre of Argentina, of great importance to the preservation of birds. These marshes have suffered profound changes caused by the advancement of agriculture and channels made to mitigate the effects of flooding in the southeast of the province of Cordoba in this country. The objective of our work was to know the historical and present condition of the Saladillo Wetlands, and to analyze the effects of the channelization on them. We studied six satellite images classified with ENVI 4.8. These images represented the dry and the wet season into three periods: prior to the channelization (1996), after the channelization (2004-2006); and recent period (2010-2011). They were selected according to the accumulated rainfall during the previous 6 months to make them comparable. The pond area was reduced by 70% (wet season) and 33% (dry season). The major changes observed in the wet season also reflected in the reduction in the number of ponds (40%), the variability of their size (66%), the perimeter of flooded areas (28%) and an increasing the distance between ponds. Beyond the flood mitigation, the channelization favoured the advancement of agriculture on areas historically flooded in the rainy season, threatening the persistence of this important wetland of the southeast of Cordoba in central Argentina. Our results represent a useful tool for the management and conservation of these remnants of natural habitat and biodiversity.

Key words: advance of the agricultural frontier, biodiversity conservation, channelization, remote sensing, Saladillo Wetlands.

Introducción

Los humedales son ecosistemas naturales cuya dinámica está determinada principalmente por la presencia de agua (Ramsar, 1971). El término humedales se refiere a una amplia variedad de hábitats interiores, costeros y marinos que generalmente se los identifica como áreas que se inundan temporariamente donde el agua subterránea aflora en la superficie, o con áreas con suelos de baja permeabilidad que permanecen cubiertos por agua poco profunda. El agua, por lo tanto, juega un rol fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas, entre ellas el sostenimiento de una rica biodiversidad (Andrade y Benítez, 2004; Alvarado Quesada, 2006; Celis, 2006).

A pesar de la rica biodiversidad y los servicios ambientales que brindan los humedales (Ramsar 1971 y 2000, Mengui 2000, Mitsch y Gosselink, 2000), el manejo de los mismos históricamente no ha tenido en cuenta sus valores y fue direccionado bajo el concepto de que estos ambientes podían ser drenados o rellenados (Neiff 1997, Canevari *et al.* 1998). A nivel global, estos ambientes están sometidos a una

magnitud sin precedente de disturbios antrópicos locales y globales (Brönmark y Hansson 2002, Saunders *et al.* 2002), indicando algunas estimaciones que más del 50% de los humedales ya han sido alterados, degradados o perdidos en los últimos 150 años a nivel global (O'Connell 2003). Los procesos de degradación ecológica que han sufrido los humedales se han acelerado e intensificado en las últimas décadas como consecuencia del avance de la frontera agrícola y otros cambios en el uso de la tierra asociados al aumento de la población, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico (Saunders *et al.* 2002). Sumado a esto, los fenómenos globales de cambio climático pueden alterar los parámetros hidrológicos de los humedales y afectar a las especies que dependen de ellos (Hartig *et al.* 2002). A causa de la alarmante pérdida de humedales es que organismos internacionales (*ej.* Ramsar, Wetlands International, Bird-Life International) han generado en la actualidad un interés particular en la conservación de estos ambientes debido a que el impacto sostenido históricamente sobre los mismos ha causado grandes pérdidas de su biodiversidad aso-

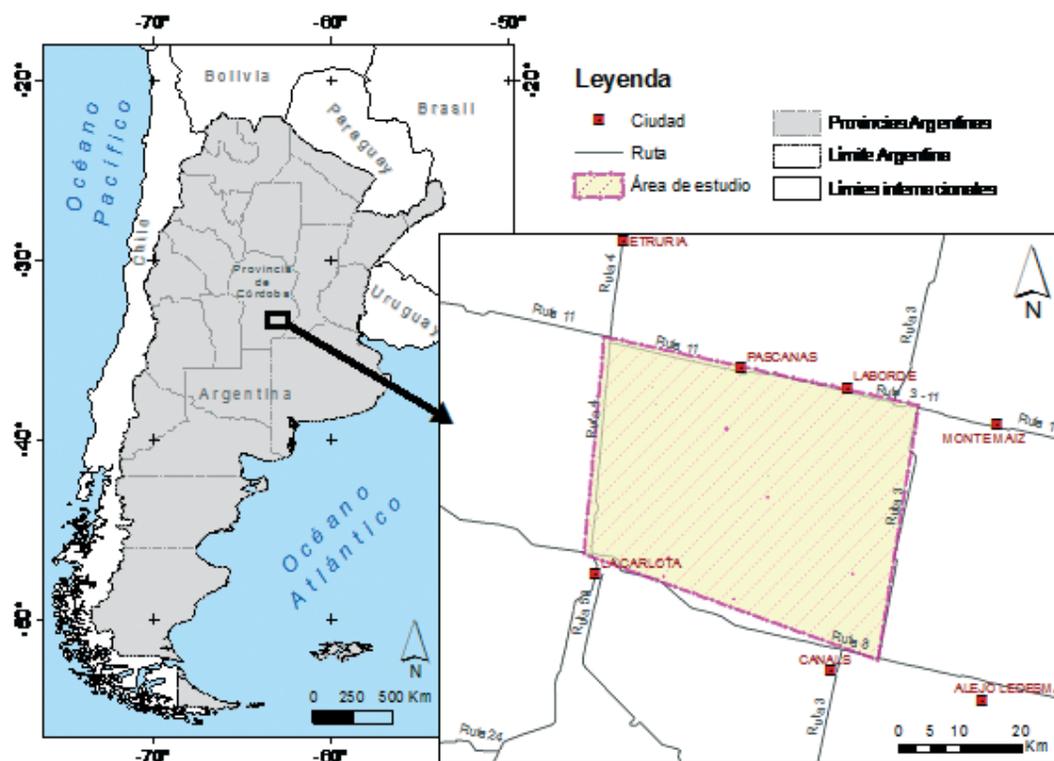


Figura 1. Localización del área de estudio en la provincia de Córdoba, Argentina (arriba-izquierda), y detalle del área seleccionada para el análisis (abajo-derecha).

ciada (RAMSAR, 1971). Por ello, describir y monitorear el estado de los humedales y las tierras que los rodean es de gran relevancia porque las prácticas de uso del suelo en las zonas adyacentes pueden causar la pérdida de los mismos, sus funciones, bienes, servicios y valores (Barbier *et al.*, 1997).

La República Argentina no es la excepción respecto al deterioro y pérdida de los humedales y su biodiversidad (Neiff, 2001b). Los más grandes humedales del país, como los Esteros del Iberá, han sufrido el deterioro y su reducción a partir del avance de actividades productivas como el arroz y las plantaciones forestales (Neiff y Poi de Neiff, 2006). Incluso aquellos humedales más remotos del país también fueron afectados por acciones antrópicas que ponen en riesgo su biodiversidad (Canziani *et al.* 2001). En la región central de Argentina encontramos otro caso destacado, el de los Bañados del Río Saladillo (Figura 1). Históricamente, esta región del sur de la provincia de Córdoba se ve afectado por inundaciones recurrentes. Las mismas se producen en años de precipitaciones extremas a causa de que el escu-

rimiento superficial del agua es escaso (Cuello *et al.*, 2003). Particularmente entre los años 1998 y 2001, áreas circundantes a los Bañados del Río Saladillo se vieron enormemente afectadas por las inundaciones coincidiendo con fenómenos de abundantes precipitaciones (Degioanni *et al.*, 2002b; Maldonado *et al.*, 2005). A causa de ello, los años sucesivos se realizaron en todo el sur provincial canalizaciones para mitigar el efecto de las inundaciones, principalmente atravesando el área por dos grandes canales construidos por el gobierno provincial: el canal del río Cuarto y el canal de La Brava (Brandolin *et al.* 2013; Brandolin y Ávalos, 2012). También se han construido en estos años una serie de canales por parte de propietarios privados, en su mayoría sin autorización ni planificación gubernamental alguna, que interconectan cuencas, derivan la problemática a otros sectores y afectan áreas que en otros momentos no eran afectadas (Maldonado *et al.*, 2005).

Como consecuencia de estas canalizaciones y dragados tendientes a mitigar los efectos de las inundaciones, se ha modificado el funcionamiento hidráulico de la cuenca del Río Sa-

ladillo (Brandolin y Ávalos, 2012). Si bien inicialmente los canales estaban destinados a drenar el excedente hídrico de lluvias extremas, existen indicios de que la superficie de los Bañados ha disminuido, y hay cierta controversia sobre si las causas de dicha disminución fueron dichas canalizaciones o causas climáticas (FICH-UNL, 1999; Brandolin y Ávalos, 2012). La obtención de información sobre la situación histórica y presente de los Bañados es imprescindible para evaluar acciones futuras tendientes a un manejo integrado de la región que contemple la conservación de su biodiversidad (Casañas, 2004).

En este trabajo se utilizaron herramientas de teledetección en la región de los Bañados del Río Saladillo para 1) Conocer la condición histórica y presente de estos humedales, 2) Describir los cambios ocurridos en los Bañados del Saladillo en los últimos 15 años en cuanto a la superficie ocupada, el número de lagunas, tamaño de las mismas, y proximidad entre ellas, entre otras características relevantes y 3) Analizar las posibles causas (climáticas vs. antrópicas) que llevaron a los cambios que se observan en los Bañados.

Datos y metodología

Área de estudio

El área de los Bañados del Río Saladillo se localiza en el sudeste de la provincia de Córdoba, República Argentina, en el Departamento de Unión, en una de las regiones más productivas para la actividad agropecuaria provincial. Es un sistema de aproximadamente 40 lagunas permanentes de agua dulce y numerosas lagunas temporarias ubicadas sobre una gran depresión del terreno, cercano a las ciudades de Canals y Laborde (Figura 1). El área de estudio se encuentra demarcada entre las coordenadas 33°04'-33°33'S y 62°46'-63°18'O cubriendo una superficie de unas 195.000 ha, 71 km de desarrollo en sentido Este-Oeste con desnivel de 179 m, pendiente general de 0.1% y máxima de 2.2%.

Se estima que históricamente los Bañados del Río Saladillo poseían una superficie apro-

ximada de 30.000 ha (Coconier, 2005). Este humedal se localiza en la ecorregión pampeana donde predominaban hábitats de pastizales y restos de espinal. Sin embargo, los principales usos de la tierra que hoy en día rodean los Bañados son agricultura, ganadería, y áreas utilizadas para la recreación y turismo (Di Giacomo, 2005). Las lagunas y bañados que componen el sistema del Saladillo son alimentadas principalmente por el Río Cuarto, que discurre en dirección SE-NE (que luego tomará el nombre de Saladillo). También recibe las aguas provenientes del suroeste que son canalizadas desde los Bañados de Tigre Muerto, a través del canal Devoto. Estas aguas, luego de pasar por una cadena de lagunas entre las que se destacan: Las Acollaradas, La Santa Ana, El Camoatí, La Helvecia, La Terita, La Dulce, La Salada Chica y La Salada Grande (Casañas, 2004); El Señuelo y La Brava, cruzan la Ruta Nacional N.º 8 y llegan a los Bañados del Saladillo. Estos conforman una planicie extensa de origen fluvial, que en épocas normales es una zona de circulación de agua hacia el Río Saladillo, mientras que en los momentos de grandes aumentos de caudal funciona como tapón provocando un aumento de las superficies inundadas. Los sedimentos provenientes del Río Cuarto, y arroyos como el de Chazón y Chucul que aportan al sistema crean en determinadas épocas, especialmente primavera y verano, un hábitat propicio para la alimentación de muchas especies de aves acuáticas (Casañas, 2004).

Estos bañados representan una enorme área de cría, alimentación y descanso invernal de numerosas especies de aves acuáticas, muchas de ellas migratorias demostrando su relevancia a nivel mundial (Casañas, 2004). Pese a ser considerados de gran importancia, los Bañados del Río Saladillo no poseen ninguna figura de protección que permita conservar porciones representativas de estos humedales para asegurar una mínima superficie de hábitat disponible para las aves y la vida silvestre en general (Coconier, 2005).

Análisis de imágenes satelitales

La teledetección ha resultado una herramienta particularmente apta para el estudio de

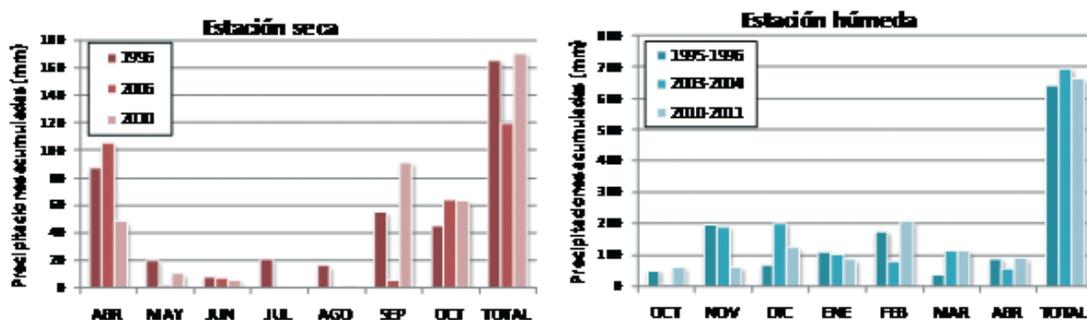


Figura 2. Lluvias acumuladas en los seis meses previos a la adquisición de las imágenes analizadas para la estación seca (izquierda) y húmeda (derecha). Se representan siete meses debido a las diferencias en las fechas de adquisición de las imágenes pero el total corresponde a la sumatoria acumulada en los seis meses previos a la fecha de la imagen de cada período.

Tabla 1. Imágenes analizadas para la estación húmeda y seca para monitorear la superficie inundada en la región de los Bañados del Saladillo en el sudeste de Córdoba, Argentina. Entre paréntesis se mencionan las lluvias acumuladas en los seis meses previos a la fecha de la imagen, valor utilizado como criterio para su selección para obtener imágenes comparables

	Estación seca (entre 100 y 200 mm)	Estación húmeda (entre 600 y 700 mm)
Período 1: Antes de las canalizaciones principales	Del 04/11/1996	Del 10/04/1996
Período 2: Después de las principales canalizaciones	Del 15/10/2006	Del 15/03/2004
Período 3: Situación reciente	Del 26/10/2010	Del 04/04/2011

un fenómeno, cuyo objeto de estudio es un cuerpo de la superficie terrestre (agua en el caso de los humedales) de fácil discriminación espectral (Degioanni *et al.*, 2002a). Por ello, la teledetección por satélite puede ser apropiada para analizar humedales, la pérdida de ellos en el tiempo y el seguimiento en torno a usos de la tierra, pudiendo con esta herramienta incluso monitorearlos estacional o anualmente (Ozesmi y Bauer, 2002).

Por ello, para este trabajo utilizamos imágenes satelitales de los Bañados del Río Saladillo a partir de la base de imágenes disponibles en el Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales de Brasil (www.inpe.br). De allí se escogieron las que poseían la mínima cobertura de nubes, para que no afecte a las mediciones en la región de interés. Se seleccionaron imágenes del satélite LANDSAT 5 TM WRS 228/083 de diferentes años (INPE, 2011) para cubrir el período 1996-2011. Se seleccionó en períodos de 4 a 5 años una imagen de finales de la estación seca (septiembre-octubre) y otra de finales de la estación húmeda (marzo-abril) (Degioanni *et al.*, 2002a). Se consideró adqui-

rir imágenes comparables respecto a los registros pluviométricos correspondientes a seis meses anteriores de la fecha de adquisición de la imagen (Figura 2). Esto contribuyó a detectar eventuales interferencias con otros factores que puedan modificar la condición de los Bañados. Los registros pluviométricos mensuales de la zona de estudio desde 1996 hasta 2011 fueron obtenidos a partir de Climate Explorer: time series (www.climexp.knmi.nl), para buscar y seleccionar las imágenes satelitales más adecuadas en años con precipitaciones que estuvieran dentro de los valores promedio para la región (Tabla 1). A partir de las imágenes disponibles para años comparables, se seleccionaron tres períodos a analizar: período 1 (previo a las grandes inundaciones de fines de la década y a las canalizaciones principales de comienzos del 2000); período 2 (posterior a las principales canalizaciones en el área); y período 3 (período más reciente, posterior a la ruptura y desborde del canal del río Cuarto).

De las imágenes seleccionadas se generaron sub escenas correspondientes al área de estudio. La imagen de fecha más reciente (marzo

Tabla 2. Cantidad de píxeles y superficie aproximada tomados como muestra para las diferentes clases de cobertura en cada imagen, con el fin de obtener clasificaciones comparables para los diferentes períodos. La superficie para cada clase se seleccionó a partir de su frecuencia relativa promedio en el área de estudio y los datos de la tabla representan los valores promedio utilizados para la clasificación de todas las imágenes analizadas. Los datos de la tabla corresponden a una imagen de la región e los Bañados del Saladillo de comienzos de abril de 2011 en la porción sudeste del área de estudio

Clases muestreadas	Píxeles	Superficie (ha)	Color
Agua	20.000	1.800	Azul
Agricultura	250.000	22.500	Anaranjado
Pastos o vegetación natural	100.000	9.000	Verde
Barro o áreas inundables	20.000	1.800	Marrón

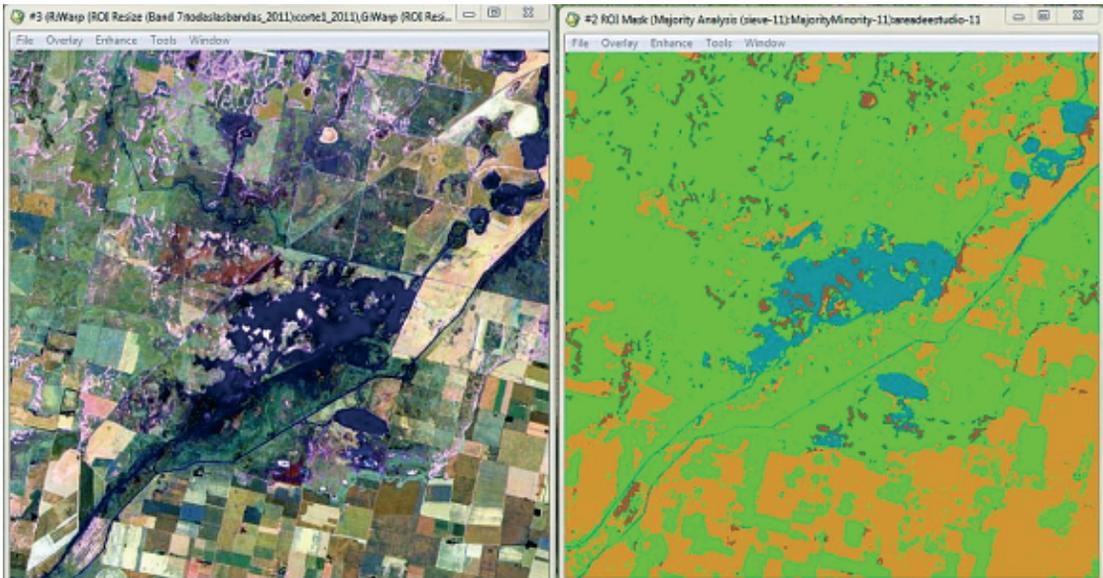


Figura 3. Ejemplo del resultado de la clasificación supervisada (derecha) de una imagen RGB 752 TM 04/04/2011 (izquierda) utilizando las siguientes categorías de cobertura del suelo: agua, agricultura, pastos o vegetación natural, y barro o áreas inundables (ver colores de referencia en Tabla 2); y el método de máxima verosimilitud. La imagen mostrada corresponde a la región de los Bañados del Saladillo de comienzos de abril de 2011 en la porción sudeste del área de estudio.

de 2011) se georreferenció a partir de 50 puntos de GPS tomados en el terreno en lugares que pudieran ser reconocibles en la imagen (cruces de rutas, puentes, etc.) (Degioanni *et al.*, 2002a). Las otras imágenes fueron coregistradas con esta imagen con un error medio cuadrático de la transformación menor a un píxel (30×30 m) de manera de reducir potenciales errores de superposición. En este estudio se utilizaron las aplicaciones ENVI 4.8 (ITT, 2010) y ArcMap 10 (ESRI, 2010).

Para la clasificación de las imágenes en las coberturas de suelo de interés se definieron diferentes tamaños y números de campos de en-

trenamiento para cada imagen independientemente para que no fueran necesarias correcciones radiométricas (Song *et al.*, 2001). Mediante el análisis visual de la composición RGB 752, se establecieron 4 clases de muestreo que representan: agua; barro o áreas inundables; pastos y vegetación natural; y agricultura (Degioanni *et al.*, 2002a) (Tabla 2). Se clasificaron supervisadamente usando el método de asignación de máxima verosimilitud. Mediante este método se obtuvo un mapa de las áreas cubiertas por los Bañados y otros usos de la tierra para la estación seca y húmeda en los diferentes períodos estudiados (Figura 3).

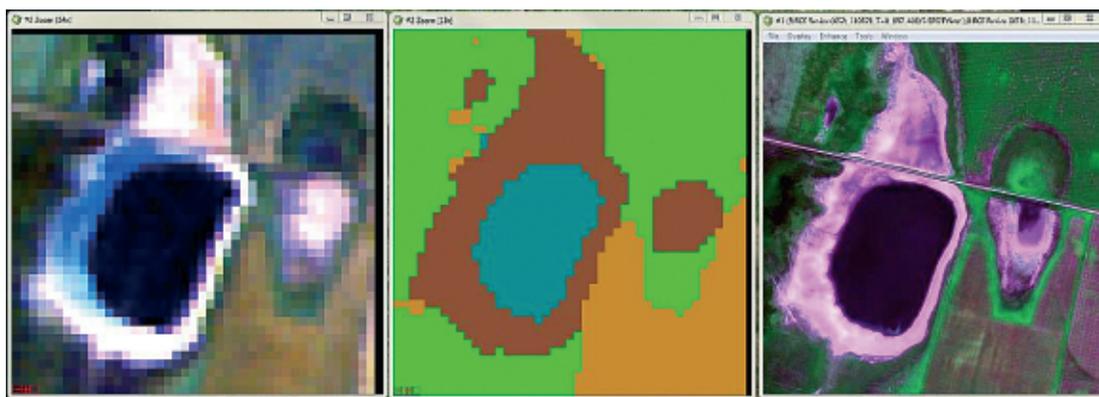


Figura 4. Ejemplo de la vista de una laguna en una composición RGB752 de la imagen Landsat 5 TM (30 m de resolución; izquierda), el resultado de la clasificación supervisada (centro, referencias de los colores en Tabla 2) y la misma laguna vista con una imagen del satélite SPOT 5 (2,5 metros de resolución; derecha) utilizada para estimar el error de clasificación en el período analizado más reciente (marzo-abril 2011).

Postclasificación y validación

La post clasificación se realizó mediante las herramientas Sieve classes y Majority/Minority Analysis de ENVI para eliminar puntos no clasificados, para disminuir el efecto de granulado y eliminar píxeles sueltos de las diferentes clases. Se guardó las imágenes con el formato Erdas Imagine para luego analizarlas con ArcMap10 (ESRI, 2010).

Para obtener una estimación del error asociado a las clasificaciones realizadas y poder estimar la confiabilidad de los resultados se utilizó un método alternativo de validación a partir de imágenes satelitales de alta resolución (Izquierdo *et al.*, 2008). Se presentó un proyecto de trabajo a la organización Planet Action (www.planet-action.org), mediante la cual se accedió a una imagen del satélite SPOT 5 de 2,5 m de resolución espacial, con fecha de adquisición 21/03/2011, fecha cercana a la correspondiente a la clasificación del último período analizado (estación húmeda 04/04/2011). Esta imagen fue corregistrada de la misma manera que las imágenes clasificadas e interpretada visualmente para el proceso de validación (Figura 4).

Se creó una grilla de puntos ubicados al azar en la parte del área de estudio cubierta por la imagen SPOT. Esta grilla fue de 35 puntos generados sobre superficies clasificadas como agua y 99 puntos en áreas clasificadas como otro uso de la tierra. Previamente, se eliminaron aquellos puntos que hubiesen quedado lo-

calizados a una distancia menor a 60 metros del borde (entre una zona de agua y «no agua») para evitar contabilizar errores que pudieran deberse a las diferencias de resolución entre las imágenes y a los errores de corregristo. Luego se observaron los puntos seleccionados en la imagen SPOT para corroborar si correspondían a agua o no, es decir si eran correctos e incorrectos, para luego calcular los porcentajes de la validación. También se calculó el Índice Kappa considerando la diferencia entre la proporción de acuerdo observado y la proporción de acuerdo esperado por azar.

Análisis de cambios en la superficie y fragmentación

Con la extensión PatchGrid para ArcMap10 (Rempel *et al.*, 2008) se analizaron índices cuantitativos de ecología de paisajes aplicados a nivel de fragmento de hábitat (Vilá Subiros *et al.*, 2006). En este caso, los fragmentos o parches de hábitat estuvieron representados por las lagunas y superficies cubiertas por agua, ya que el análisis se realizó desde la perspectiva de las aves acuáticas que corresponden a un grupo biológico de los más emblemáticos en cuanto la importancia de conservación de este sitio (Casañas, 2004). De esta manera se evaluó el cambio en aspectos básicos relacionados a la disponibilidad y fragmentación del hábitat de estas aves a lo largo del tiempo, considerando lo sucedido antes y después de las

canalizaciones de los Bañados tanto para las épocas lluviosas como secas. Entre el conjunto de índices disponibles, se calcularon los siguientes: área cubierta por lagunas; número total de lagunas; tamaño promedio de lagunas; desviación estándar del tamaño promedio de lagunas (medida de la variabilidad de tamaños de las lagunas); total de costa (sumatoria del perímetro del borde a nivel de laguna en todo el paisaje); y trayecto promedio entre lagunas (promedio de la distancia al fragmento de la misma clase más próximo). Para los índices de tamaño promedio de lagunas y distancia promedio entre lagunas, utilizamos comparaciones no paramétricas (test de Kruskal-Wallis y comparación múltiple simultáneas a posteriori de efectos relativos; Sokal y Rohlf, 1995; Konietzschke 2013) para observar si los cambios ocurridos en cada estación fueron significativos en comparación con periodo inicial analizado (período 1). Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa R (R Development Core Team, 2012).

Resultados

El porcentaje de concordancia entre puntos correspondientes a zonas cubiertas por agua en la imagen de alta resolución con los puntos clasificados como agua para la estación húmeda del 2011 fue del 90,6%. Por otro lado, el porcentaje de concordancia entre puntos clasificados como no agua sobre el total de puntos escogidos al azar clasificado como no agua fue del 93,6%. Esto resulta en una concordancia media del 92,1 demostrando que se obtuvo una clasificación relativamente precisa. Considerando que el mismo método de clasificación fue utilizado en ambas estaciones de los tres periodos analizados, podemos asumir que un error similar estaría asociado a las otras clasificaciones y, por lo tanto, cambios menores o de alrededor del 8% deben ser interpretados con precaución ya que podrían deberse principalmente a errores de clasificación. Al calcular el Índice de Kappa ($Kappa = 0,817$, $ES = 0,059$), este índice ratifica nuestra validación ya que la fuerza de concordancia es muy buena, siguiendo los criterios sugeridos por Lopez de Ullibarri Galparsoro y Pita Fernández (1999).

De manera cuantitativa se observa que entre el período 1 y 2 cuando las mayores canalizaciones fueron realizadas, el área total cubierta por lagunas disminuyó drásticamente en ambas estaciones (seca y húmeda, Figura 5a). Si bien entre el período 2 y 3 se ve una leve tendencia de incremento, en ninguna de las dos estaciones se llegó nuevamente a las más de 12000 ha de superficie cubierta por agua (Figura 5a). Del mismo modo, el número total de lagunas disminuyó de manera marcada en ambas estaciones entre los primeros periodos analizados (Figura 5b). En el período posterior se produjo un aumento hacia el 2010-2011, pero al igual que la superficie inundada la cantidad de lagunas se mantuvo por debajo de los valores iniciales. Para la estación seca en el último periodo el número de lagunas se asemeja a los valores del primer periodo (Figura 5b).

Las lagunas y cuerpos de agua, en promedio siempre fueron mayores en la estación húmeda respecto a la estación seca, pero el tamaño promedio de lagunas se redujo a lo largo de todo el período de estudio en ambas estaciones (Figura 5c; test de Kruskal-Wallis para estación seca: $x^2 = 21,79$, $gl = 2$, $p < 0,001$; para estación húmeda: $x^2 = 4,68$, $gl = 2$, $p = 0,095$). Si bien el valor promedio final de tamaño de lagunas fue menor en el último período respecto a los anteriores (Figura 5c), las diferencias más significativas en los tamaños de lagunas fueron observadas entre los periodos 1 y 2 para ambas estaciones (comparaciones múltiples respecto al período 1: período 1 vs 2 en estación seca: $F = 0,069$, $p < 0,001$, en estación húmeda: $F = -0,013$, $p = 0,06$; periodos 1 vs. 3 en estación seca: $F = -0,013$, $p = 0,1$; en estación húmeda: $F = -0,002$, $p = 0,95$). En concordancia con el resultado anterior, la variabilidad en el tamaño de las lagunas se observa que éste ha disminuido marcadamente desde el período 1 hacia el período 2, tanto en estación seca como en húmeda; y se produjo un leve aumento hacia 2010-2011 pero sin recuperar la variabilidad encontrada inicialmente (Figura 5d).

En cuanto a la distancia entre lagunas, se observó que en promedio esta distancia siempre fue mayor en la estación húmeda que en la estación seca, aumentando bruscamente en ambas estaciones desde 1996 al 2006 (Figura 5e;

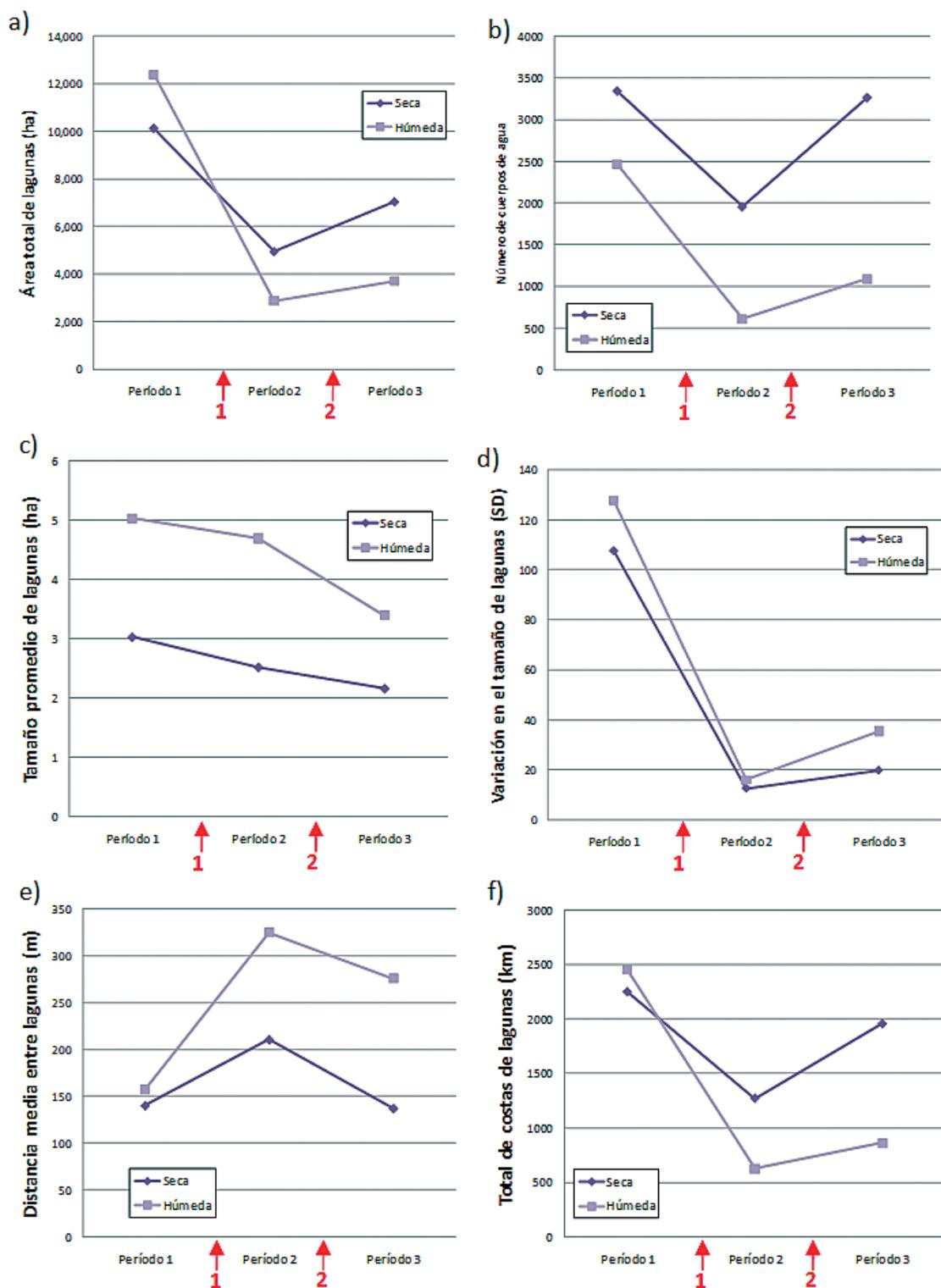


Figura 5. Índices cuantitativos de paisaje: a) Área total de lagunas; b) cantidad de lagunas; c) Tamaño promedio de lagunas; d) variación del tamaño promedio de lagunas medido a través de la desviación estándar (SD); e) Distancia promedio entre lagunas; f) total de costas de lagunas de los Bañados del Río Saladillo. Las flechas rojas indican: 1) creación de los principales canales; y 2) ruptura del canal del Cuarto.

test de Kruskal-Wallis para estación seca: $x^2 = 159,83$, $gl = 2$, $p < 0,001$, período 1 vs. 2: $F = -0,03$, $p < 0,001$; para estación húmeda: $x^2 = 21,49$, $gl = 2$, $p < 0,001$, período 1 vs. 2: $F = -0,027$, $p = 0,003$, con una tendencia en descenso hacia el 2010-2011 (Figura 5e); para estación seca: período 1 vs. 3: $F = -0,012$, $p = 0,059$; para estación húmeda: período 1 vs. 3: $F = 0,017$, $p = 0,04$). Mientras que en la estación seca la distancia promedio se acercó a los valores observados en 1996, en la estación húmeda las lagunas siguieron estando más alejadas entre sí que en el período inicial analizado (Figura 5e). Al igual que lo observado en la superficie cubierta por agua, la longitud de costas también disminuyó en ambas estaciones desde 1996 al 2004-2006, con una leve tendencia en aumento hacia el 2010-2011 luego de la ruptura del canal del Cuarto (Figura 5f).

Estos resultados se muestran también de manera cualitativa si observamos toda el área de estudio (Figura 6), pero particularmente para la región atravesada por los mayores canales en el sudeste de la misma (Figura 7).

Discusión

A través de este trabajo se pudo conocer la historia de los últimos 15 años y el presente de los Bañados del Río Saladillo en el área central de Argentina por medio de teledetección. Ello nos permitió observar los cambios ocurridos en los últimos 15 años en esta importante área para la conservación de la biodiversidad, período durante el cual se llevaron adelante numerosas obras de canalización en la región con el fin de mitigar inundaciones. Mediante este análisis observamos la disminución de la superficie ocupada por agua (más del 50% en la estación húmeda y del 30% en la estación seca), la reducción tanto del número de lagunas como el tamaño de las mismas (principalmente en la estación húmeda), y la desaparición de más del 50% en estación húmeda de superficies del ambiente costero (Figuras 5 y 6), lo que significa una cuantiosa pérdida y fragmentación del hábitat para la biodiversidad acuática, en especial para las aves acuáticas de esta región (Herrera, 2011; Valdés, 2011). Estos cambios se observaron a

pesar de hacer las mediciones en imágenes que provienen de épocas con similares condiciones meteorológicas y precipitaciones equivalentes en los meses previos, apoyando la hipótesis de que las causas principales de estos cambios están asociadas a las actividades de canalización y drenado de los Bañados (Brandolín *et al.* 2013).

Para la década del '90 el área analizada estaba cubierta por más de 10.000 ha de humedales a lo largo de todo el año, con al menos unas 2.000 ha más de superficie inundada en los meses de verano concentrados en grandes áreas inundadas en la región de los Bañados propiamente dichos al sudeste del área analizada (Figuras 5, 6 y 7). Para este período, Cantero *et al.* (1998) describen para los bañados del Saladillo una superficie aproximada de 30.600 ha con alrededor de 675 ha de lagunas permanentes (*i.e.* inundadas todo el año). Si bien estos valores no son comparables a los analizados en este trabajo debido a las diferencias metodológicas (se desconoce el área sobre la que estos autores estiman la superficie ocupada por humedales), es importante destacar que ellos apoyan lo observado aquí respecto a grandes superficies cubiertas por agua y de una importante variación estacional en la superficie de los Bañados. En el presente trabajo lo que observamos tanto en el análisis cualitativo como cuantitativo de las imágenes satelitales, es que luego de las canalizaciones esta variación anual entre estación seca y húmeda se vio reducida, y la distribución y superficie de los humedales de la región en la estación húmeda se parecen cada vez más a la estación seca. Por lo tanto, las canalizaciones permitieron no sólo controlar posibles inundaciones de áreas productivas como fue su intención inicial, sino también propiciaron el avance de la actividad agrícola sobre áreas que antiguamente eran parte del sistema de humedales que se inundaban cada año durante la estación lluviosa (Brandolín *et al.*, 2013). Estas áreas inundadas cada verano, ofrecían una importante diversidad de ambientes y hábitat para aves playeras (en especial las migratorias que arriban en la estación húmeda), vadeadoras y zambullidoras (Canevari *et al.*, 1991), que en el presente ven sumamente reducida la disponibilidad de su hábitat.

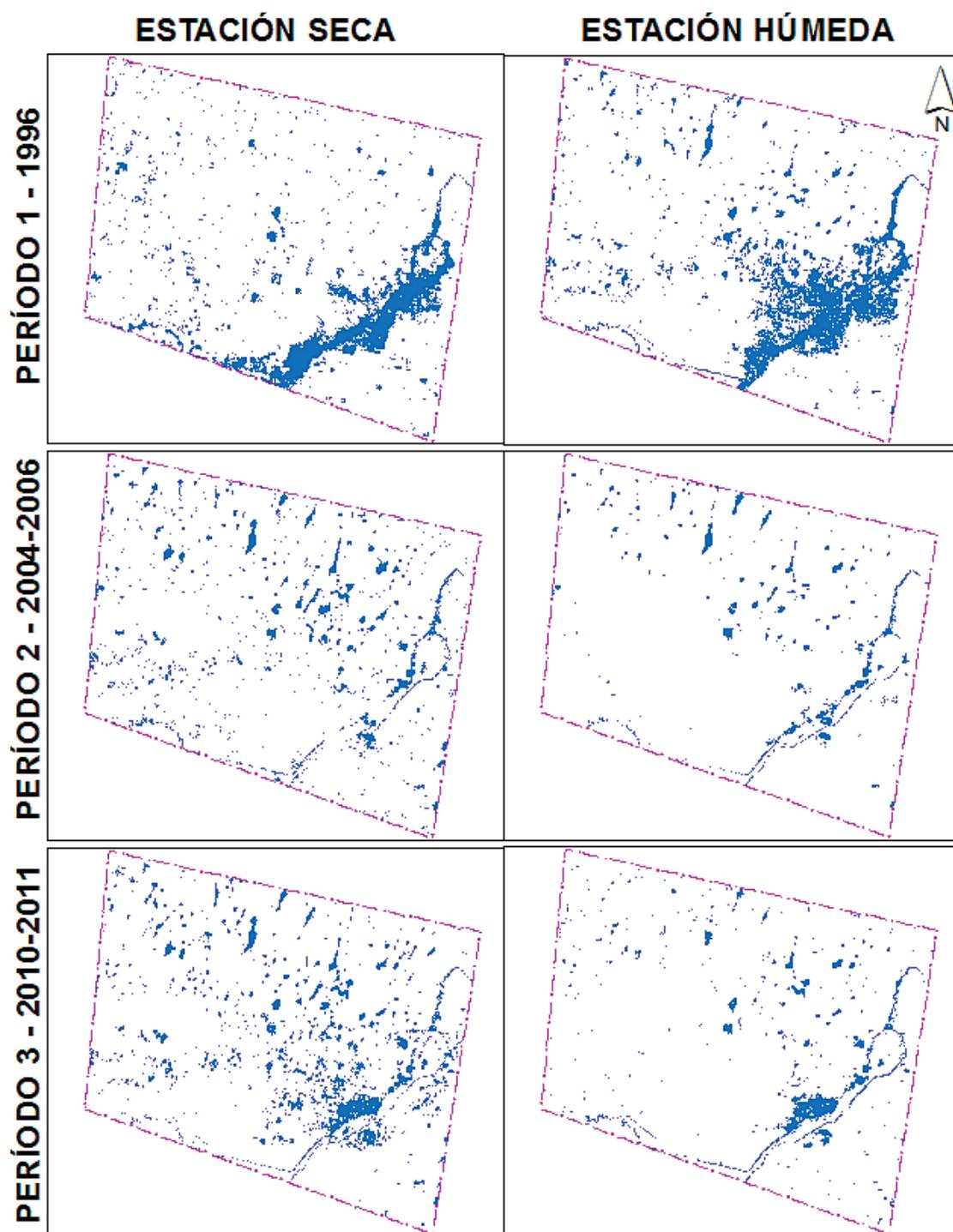


Figura 6. Distribución de las lagunas y humedales de la región de los Baños del Saladillo en la estación seca (izquierda) y húmeda (derecha) para los tres períodos analizados (período 1, 2 y 3).

Los mayores cambios que se observaron en el presente análisis ocurren entre el primer y segundo período (Figuras 5 y 6), coincidiendo con el desarrollo de las mayores obras de infraestructura por parte del gobierno provincial

entre los años 2002 y 2003: el canal de La Brava y el canal del río Cuarto. Estas obras, sumadas a canalizaciones menores realizadas por propietarios privados (Cuello *et al.*, 2003; Maldonado *et al.*, 2005), llevaron no sólo a la pér-

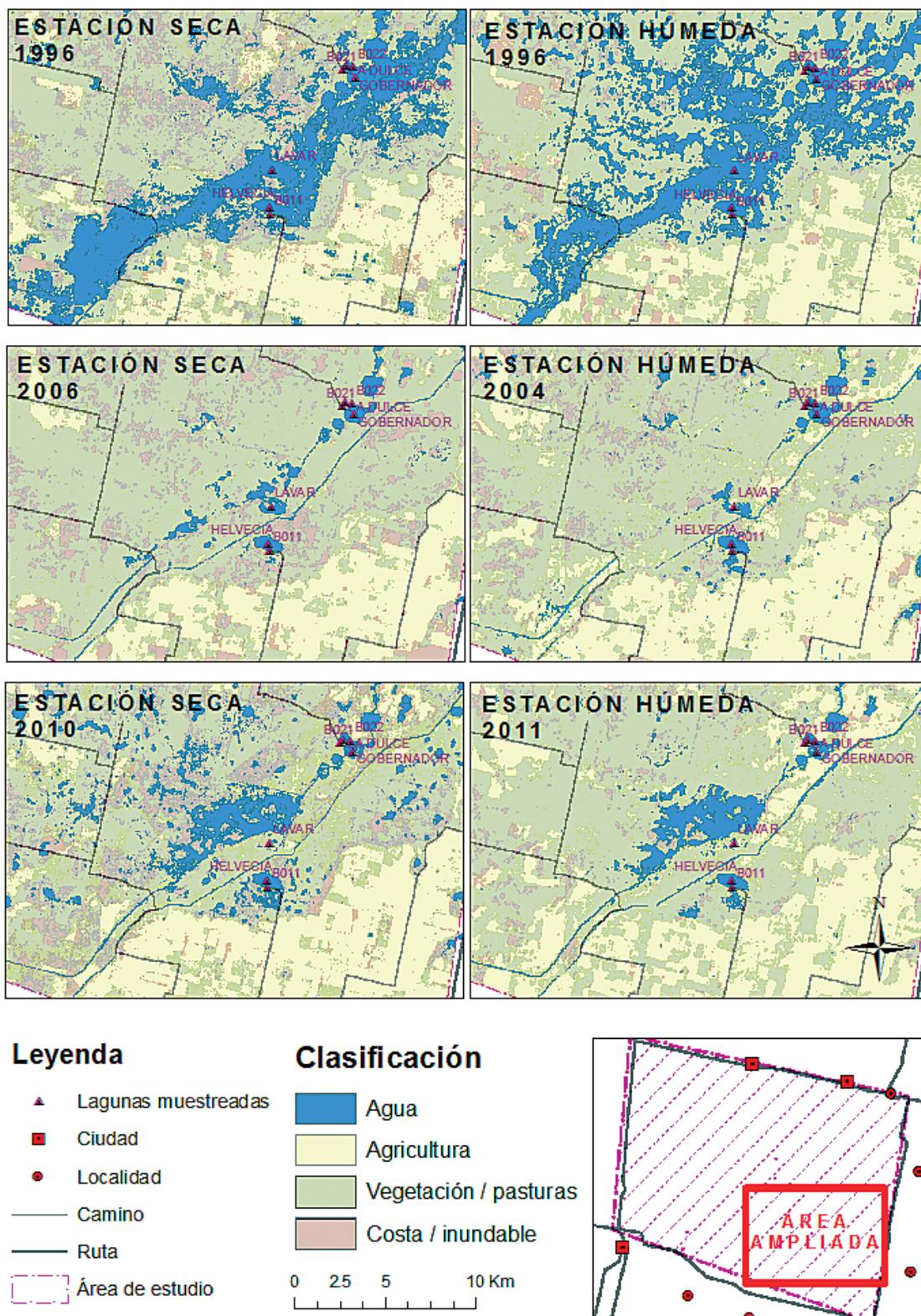


Figura 7. Detalle de la evolución del área ocupada por humedales región específica de los Baños del Río Saladillo en el sudeste del área de estudio. Se puede observar el área inundada en el período más reciente a causa de la rotura del canal principal.

didada de superficie de humedales, sino también a la disminución en el número y tamaño de las lagunas, lo que se reflejó en una marcada caída en la heterogeneidad de ambientes disponibles para las aves (Figura 5d). A ello se le suma el aumento del aislamiento entre lagunas a partir del aumento de la distancia entre las mismas y la reducción en la superficie cubierta por ambientes costeros, causado posiblemente no sólo por la pérdida de humedales sino también porque las lagunas al disminuir de tamaño toman forma circular (Castro Nogueira, 2002). Todos estos cambios fueron más marcados y evidentes en las imágenes correspondientes a la estación húmeda, mientras que en la estación seca los cambios más claros fueron la disminución en superficie de humedales y la pérdida de heterogeneidad en los tamaños de las lagunas presentes. Tanto para el número de cuerpos de agua y total de zona costera para la estación seca los valores de los últimos años se asemejan a los valores iniciales. En cambio para la estación húmeda todos los parámetros analizados no igualan a los valores iniciales. Para la biodiversidad existente en el área sería de suma importancia que los valores de estos parámetros se recuperaran. Entre los años 2004-2006 y el período más reciente (2010-2011), no se observan cambios tan marcados y, a pesar de que en promedio las lagunas siguen disminuyendo de tamaño, en general se observa una recuperación en los diferentes parámetros analizados (Figuras 5 y 7), pero nunca a valores cercanos a los observados en el período previo a las canalizaciones principales. Parte de estos resultados pueden deberse a que entre estos años ocurrió una ruptura del canal del río Cuarto, generando una extensa área inundada en el sector sudeste (Figura 7).

A pesar de los claros patrones encontrados, es importante destacar las limitaciones de la metodología empleada. Debido a la dependencia que tienen estos humedales al régimen de precipitaciones (Neiff, 2001a; Bó *et al.*, 2002; Malvárez, 2004), una limitante importante es obtener imágenes satelitales comparables para su análisis. Si bien se realizó un cuidadoso análisis de las precipitaciones acumuladas en los seis meses previos a cada imagen, se observó que la presencia de agua en muchas de las lagunas temporarias de la región podría de-

berse a condiciones climáticas más próximas en el tiempo y no al valor acumulado de lluvias. Por ejemplo, eso podría explicar los patrones observados en los períodos 2 y 3, donde la estación seca presenta superficies inundadas mayores a la estación húmeda (Figuras 5 y 6) y que la distancia promedio entre lagunas sea mayor en la estación húmeda que en la estación seca. Por este motivo, para futuros análisis se recomienda hacer una base de datos con las imágenes satelitales disponibles e incorporar más criterios en cuanto a las precipitaciones de manera de no sólo considerar las lluvias acumuladas sino también las lluvias ocurridas en los días previos a la captura de la imagen.

La fragmentación y pérdida de hábitat son las causas más importantes de pérdida de biodiversidad en el mundo (Grez *et al.* 2006). Los procesos de degradación ecológica que han sufrido los humedales se han acelerado e intensificado en las últimas décadas como consecuencia del avance de la frontera agrícola y otros cambios en el uso de la tierra asociados al aumento de la población, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico (Brönmark y Hansson en 2002; Saunders *et al.* 2002; O'Connell 2003)). Los ecosistemas acuáticos se hallan entre los más productivos y de mayor importancia ecológica del planeta. Esto se debe a que poseen una elevada productividad y que desempeñan un importante papel funcional en numerosos fenómenos y procesos de la naturaleza, además albergan una biota particularmente rica y abundante tanto en especies vegetales como animales dando sustento a una de las concentraciones de especies silvestres más grandes del mundo (Escobar *et al.* 2008). A su vez, se ha demostrado que los humedales, incluso aquellos de tamaño reducido, son de extrema importancia para la conservación de biodiversidad porque existe entre ellos conectividad para la fauna, siendo éste un elemento fundamental a tener en cuenta para la toma de decisiones sobre conservación (Gibbs 2000; Kusch *et al.* 2008).

Por otro lado, las inundaciones constituyen una problemática social ya que pueden afectar extensas áreas rurales que quedan temporalmente inutilizadas, y pueden producir daños en

la infraestructura, interrupción de las vías de comunicación e incluso la inundación de localidades y evacuación de personas (Cuello *et al.*, 2003; Degioanni *et al.*, 2002b; Maldonado *et al.*, 2005). Sin embargo, la canalización sin una adecuada planificación puede generar grandes daños ambientales y la pérdida de numerosos ambientes naturales como se observó en este trabajo. Por otra parte, en traspaso de agua desde zonas con actividades agrícolas hacia los humedales, pueden producir problemas de contaminación por fertilizantes u otros agroquímicos, y afectar además la estructura y funcionamiento de los sistemas naturales superando los límites de asimilación de nutrientes y contaminantes, y producir la eutrofización de los cuerpos de agua, entre otras problemáticas (Neiff 2001b; Montico, 2002; Pérez y Navarrete Le Blas, 2004; Rodrigues Capitulo *et al.*, 2010). En países desarrollados como los Estados Unidos, existen casos emblemáticos (*Everglades*, sur de Florida) donde debido a la necesidad de proveer protección contra las inundaciones y mantener fuentes de agua para la creciente población humana, a principios del siglo 20 se construyeron diversos diques, canales y sistemas de esclusas que alteraron el funcionamiento natural de los humedales. Actualmente y debido al creciente interés ambiental y de conservación del agua, en esta región se ha comenzado con un plan (CERP, *Comprehensive Everglades Restoration Plan*) para restaurar la cantidad, calidad, hidropérido y distribución del agua a un estado original (Johnson *et al.* 2007). Actualmente el 30% de la superficie original de los *Everglades* ha sido transformado para agricultura o el desarrollo urbano, el resto de la superficie pertenece al Estado en forma de Áreas de Conservación de Agua (*WCAs*, por sus siglas en inglés) (Richardson 2009). Programas de restauración de esta magnitud y sus mecanismos de seguimiento asociados son hoy posible gracias a que en las investigaciones se ha sumado el uso de imágenes satelitales, que permiten realizar un monitoreo preciso de la cobertura vegetal y cambios en el uso de la tierra (Ortiz 2000).

La región de los Bañados del Saladillo representaba una importante fuente de biodiversidad nativa para el área central de Argentina (Casañas, 2004). Las canalizaciones han sido

la mayor intervención del hombre en este paisaje natural, que han llevado a una pérdida sustancial de cuantiosos humedales que afectaron aproximadamente al 70% del área inundada en la estación húmeda y un 30% en la estación seca. Junto con la pérdida ambiental y de biodiversidad, se han perdido representaciones sociales y actividades culturales que tenían que ver con la identidad de los pueblos adaptados a la vida en comunión con las lagunas y bañados (Ramsar, 1971; Montenegro *et al.*, 2009). Además esta pérdida cultural afecta al ambiente en sí mismo, ya que las generaciones futuras perderán su vínculo con los ambientes naturales (Josens *et al.*, 2009; Perotti *et al.*, 2005; Sarriás *et al.*, 1996).

De esta manera, los resultados de este trabajo destacan la necesidad de planificación de las canalizaciones y uso del territorio en el centro de Argentina, que sea compatible con la conservación de la biodiversidad en ambientes rurales, primando la protección de relictos de hábitat natural y apuntando al desarrollo de valiosos corredores biológicos especialmente para las aves de estos humedales. Proteger los humedales de la región permitirá además la continuidad de los procesos y funciones que cumplen, y viabilizará la supervivencia de muchas formas de vida adaptadas a estos ecosistemas peculiares. La teledetección puede ser una herramienta clave para la planificación de medidas de manejo y ordenamiento territorial en esta región, así como para el monitoreo futuro de estos ambientes (Degioanni *et al.* 2002b).

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo de la Asociación Civil Amigos para la Conservación de las Aves; la Cátedra de Ecología del Departamento de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto; BirdLife International; y Aves Argentinas. Las licencias de software fueron obtenidas gracias al apoyo de la Sociedad de SIG para la Conservación (SCGIS) en coordinación con ESRI e ITT Visual Information Solutions. Las imágenes satelitales SPOT fueron provistas por Planet Action.

Referencias

- ALVARADO-QUESADA, G. M. 2006. Conservación de las aves acuáticas de Costa Rica. *Brenesia* 66: 49-68.
- ANDRADE, L. M. E., & BENÍTEZ, H. 2004 *Los Humedales de la Sabana de Bogotá: Área Importante para la Conservación de las Aves de Colombia y el Mundo*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, 38 págs.
- BARBIER, E., ACREMAN, M., & KNOWLER, D. 1997. *Valoración económica de humedales. Guía para decisores y planificadores*. Oficina de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza, 155 págs.
- BÓ, R. F., QUINTANA, R. D., & MALVÁREZ, A. I. 2002. El uso de las aves acuáticas en la región del Delta del Paraná. En: Blanco, D. E.; Beltrán, J. & De La Balze, V. (Eds.). *Primer taller sobre la caza de aves acuáticas. Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands: 93-107.
- BRANDOLIN, P. G., & ÁVALOS, M. A. 2012. Bañados del Río Saladillo ¿un paraíso perdido? *Aves Argentinas, Revista de Naturaleza y Conservación* 33: 14-19.
- BRANDOLIN, P. G., ÁVALOS, M. A., & DE ANGELO, C. 2013. The impact of flood control on the loss of wetlands in Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23: 291-300.
- BRÖNMARK C., & HANSSON, LA. 2002. Environmental cues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* 29: 290-306.
- CANEVARI, M., CANEVARI, P., CARRIZO, G. R., HARRIS, G., & RODRÍGUEZ MATA, J. 1991. *Nueva guía de las aves argentinas*. Tomo I y II. Fundación ACINDAR, Buenos Aires, Argentina, 410 pp. y 497 pp., respectivamente.
- CANEVARI, P., BLANCO, D., BUCHER, E., CASTRO, G., & DAVINSON, I. (Eds.) 1998. *Los humedales de la Argentina*. Wetlands International, Publ. 46: 1-208.
- CANTERO, A., CANTÚ, M., CISNEROS, J. M., CANTERO, J. J., BLARASIN, M., DEGIOANNI, A., GONZÁLEZ, J., BECERRA, V., GIL, H., DE PRADA, J., DEGIOVANNI, S., CHOLAKY, C., VILLEGAS, M., CABRERA, A., & ERIC, C. 1998. *Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable*. Universidad Nacional de Río Cuarto, 119 págs.
- CANZIANI, S. M., DERLINDATI, E. J., TÁLAMO, A., SUREDA, A. L., TRUCCO, C. E., & NICOLLOSI, G. 2001. Waterbird richness in Altiplano Wetlands of Northwestern Argentina. *Waterbirds* 24(1): 103:117.
- CASAÑAS, H. 2004. Bañados del Río Saladillo: Un Valioso Humedal Del Sur Cordobés. *Naturaleza y Conservación* 14: 22-25.
- CASTRO NOGUEIRA, H. 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Consejería del Medio Ambiente, Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales, Junta de Andalucía. Sevilla, España. 248 págs.
- CELIS, J. 2006. Humedales y Biodiversidad. *Ciencia ahora* 9(18): 25-31.
- COCONIER, E. G. 2005. *Aves acuáticas en la Argentina*. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. 137 págs.
- CUELLO, P., RECCA, L., & RISSO, R. 2003. Inundaciones, un problema ambiental en el sureste de Córdoba y noreste de La Pampa. *Anuario de la Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional de La Pampa* 5: 39-64.
- DEGIOANNI, A., REYNERO, M., CISNEROS, J., & CANTERO, A. 2002a. Batimetría de lagunas mediante teledetección: ajustes de un modelo empírico en el sureste de Córdoba, Argentina. *Revista de Teledetección* 17: 89-95.
- DEGIOANNI, A., CAMARAS, A., BELMONTE, A., CISNEROS, J., MARCOS, J., & CANTERO, A. 2002b. Las Inundaciones en el SE de Córdoba (Argentina) y las Tecnologías de Información Geográfica: Ejemplos de Aplicación. *Serie Geográfica* 10: 143-169.
- DI GIACOMO, A. S. 2005. *Áreas importantes para la conservación de las aves en la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, 514 págs.
- ESCOBAR, E., MAASS, M., et al. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 161-189.
- ESRI. 2010. ArcGIS versión 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, Estados Unidos.
- FICH-UNL. 1999. *Vulnerabilidad de los recursos hídricos en el Litoral-Mesopotamia*. Tomo I. Actividades habilitantes para la segunda comunicación Nacional del Gobierno de la República Argentina a las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. TF51287/AR. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina. 670 págs.
- GIBBS, J. R. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.
- GREZ, A., SIMONETTI, J., & BUSTAMANTE, R. (2007). Biodiversidad en Ambientes Fragmenta-

- dos de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas. *Ciencia e investigación agraria*, 34(2), 159.
- HARTIG, E. K., GORNITZ, V., KOLKER, A., MUSHACKE, F., & FALLON D. 2002. Anthropogenic and climate-change impacts on salt marshes of Jamaica Bay, New York city. *Wetlands* 22: 71-89.
- HERRERA, J. M. 2011. El Papel de la Matriz en el Mantenimiento de la Biodiversidad en Hábitats Fragmentados. De la Teoría Ecológica al Desarrollo de Estrategias de Conservación. *Ecosistemas* 20(2): 21-34.
- INPE,. 2011. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Ministerio da Ciencia, Tecnologia e Inovacao. Gobierno de Brasil. <http://www.inpe.br>.
- ITT. 2010. ENVI Versión 4.8. ITT Visual Information Solutions, Boulder (CO), Estados Unidos.
- IZQUIERDO, A., DE ANGELO, C., & AIDE, M. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: a test of the forest transition model. *Ecology and Society* 13(2): 3.
- JOHNSON, K. G., ALLEN, M. S., & HAVENS, K.E. 2007. A review of litoral vegetation, fisheries, and wildlife responses to hydrologic variation at Lake Okeechobee. *Wetlands* 27(1): 110-126.
- JOSENS, M. L., PRETELLI, M. G., & ESCALANTE, A. H. 2009. Censos de aves acuáticas en sus colonias reproductivas en lagunas del sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Hornero* 24: 7-12.
- KONIETSCHKE, F. 2013. Package «nparcomp»: Perform multiple comparisons and compute simultaneous confidence intervals for the nonparametric relative contrast effects 2.0. R Project. Disponible en <http://cran.r-project.org/web/packages/nparcomp/index.html> (Fecha de acceso 6 Jun 2013).
- KUSCH, A., CÁRCAMO, J., & GÓMEZ, H. (2008). Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile Austral. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 36(2), 45-51.
- LOPEZ DE ULLIBARRI GALPARSORO, I., & PITA FERNÁNDEZ, S. 1999. Medidas de concordancia: el índice de Kappa. *Cuadernos de Atención Primaria* 6: 169-171.
- MALDONADO, G., NATENZON, C., & CÓCCARO, J. M. 2005. *Algunos aportes teóricos metodológicos para el estudio de las inundaciones en el sur de la provincia de Córdoba*. Memoria Académica de las VII Jornadas de Investigación. Centro de Investigaciones Geográficas y Departamento de Geografía de la Facultad de Humanidades y Ciencias de la educación de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina, 17 págs.
- MALVÁREZ, A. I. 2004. *Consideraciones preliminares sobre un sistema nacional de clasificación e inventario de humedales*. Documentos del curso-taller «Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina». Ana Inés Malvárez Editora. Buenos Aires, 120 págs.
- MENGUI, M. 2000. *Reserva Natural de Fauna Laguna la Felipa (Ucacha, Córdoba): Un encuentro con el paisaje autóctono, sus ecosistemas y comunidades vegetales*. Departamento de Imprenta y Publicaciones de la UNRC.
- MITSCH, W., & GOSSELINK, J. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- MONTICO, S. 2002. Manejo Integrado de Cuenas Hidrográficas Rurales: Base para el Ordenamiento Territorial. *Revista Agromensajes* N° 7 (3), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Argentina. Publicado online: <http://www.fcagr.unr.edu.ar/Extension/Agromensajes/07/4AM7.htm>.
- NEIFF, J. J. 2001a. Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: B. Gopal, W.J. Junk & J.A. Davis (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys, Leiden, South Holland, the Netherlands. 157-186.
- NEIFF, J. J. 2001b. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. En: Cirelli, A.F. (Ed.): *El Agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura*. Publ. CYTED, Madrid, España, 83-112.
- NEIFF, J. J., 1997. El Régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. Pp. 1-49 en: Malvárez, A.I. y P. Kandus (Eds.) *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. ORCYTMAB (UNESCO) 106p.
- O'CONNELL, M. J. 2003. Detecting, measuring and reversing changes to wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 397-401.
- ORTIZ, S. 2000. *Monitoreo en el cambio de uso de la tierra en el área natural de manejo integrado Amboró (ANMIA), Bolivia*. Degree Dissertation. Santa Cruz-Bolivia.
- OZESMI, S. L., & BAUER, M. E. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Ecology and Management Wetlands* 10: 381-402.
- PÉREZ, A. A., & NAVARRETE LE BLAS, F. 2004. *Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico*. 1.ª edición, n.º 8, PNUMA/ORPALC, México, 2004, 112 págs.
- PEROTTI, M. G., DIÉGUEZ, M. C., & JARA, F. G. 2005. Estado del conocimiento de humedales del norte patagónico (Argentina): aspectos relevantes e importancia para la conservación de la biodiversidad regional. *Revista chilena de historia natural* 78: 723-737.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en www.R-project.org (Fecha de acceso 20 Apr 2012).

- RAMSAR, 1971. *Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. Ramsar, Irán.
- RAMSAR. 2000. Manuales RAMSAR para el uso racional de los humedales. Tomos 1-9.
- RAMSAR. 1971. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Irán.
- REMPEL, R. S., CARR, A. P., & KAUKINEN, D. 2008. Patch Grid extension for ArcMap Version 4.2. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario, USA. Disponible en <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch> (Fecha de acceso 2 Mar 2012).
- RICHARDSON, C. J. 2009. The Everglades: North America's subtropical wetland. *Wetlands Ecology and Management*. doi: 10.1007/s11273-009-9156-4.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., GÓMEZ, N., GIORGI, A., & FEIJOÓ, C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* 657(1): 53-70.
- SARRÍAS, A. M., BLANCO, D., & LOPEZ DE CASENAVE, J. 1996. Estructura en gremios de un ensamble de aves acuáticas durante la estación reproductiva. *Ecología Austral* 6: 106-114.
- SAUNDERS, D. L., MEEUWIG, J. J., & VINCENT, A. C. J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16(1): 30-41.
- SLUTZKY, D. 2004. *Los conflictos por la tierra en un área de expansión agropecuaria del NOA con referencia especial a la situación de los pequeños productores y a los pueblos originarios*. Versión ampliada de la ponencia presentada en las Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Regionales del NOA, Programa Interdisciplinario de Estudios Agrarios, Universidad Nacional de Salta, Salta, 41 págs.
- SOKAL, R. R., & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3 ed. W. H. Freeman and Company. New York, New York, USA. pp 887.
- SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., LENNEY, M. P., & MACOMBER, S. A. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote sensing of environment* 75(2): 230-244.
- VALDÉS, A. 2011. Modelos de Paisaje y Análisis de Fragmentación: de la Biogeografía de Islas a la Aproximación de Paisaje Continuo. *Ecosistemas* 20(2): 11-20.
- VILA SUBIRÓS, J., LINDE, D. V., PASCUAL, A. L., & PALOM, A. R. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje. Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica* 48: 151-16.