

2.7

Índice de estado ecológico de criptohumedales semiáridos en relación con la protección de sus cuencas

Javier Martínez López

M. Francisca Carreño Fructuoso

Miguel Ángel Esteve Selma

2.7.1. INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, los humedales han sido objeto de un esfuerzo protector muy importante hasta llegar a cotas muy elevadas, entre el 70 y el 90% de su superficie con una tutela administrativa específica (Gómez-Limón García et al., 2008). No obstante, las perturbaciones y las amenazas han sido constantes en muchos de estos humedales (Carreño et al., 2008; Esteve et al., 2008), algunos comprometidos hasta prácticamente su modificación extrema como ha ocurrido en las últimas décadas con el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel en relación al acuífero 23 del cual se alimenta.

A pesar de la protección formal del conjunto de humedales, la casuística de trayectorias regresivas es muy prolija aunque la mayoría responde a una causa última: muchos de los procesos ecológicos que gobiernan a estos humedales tienen su origen fuera de sus límites de protección, en sus cuencas de drenaje o en las aguas subterráneas asociadas. Ya en los años 70 del pasado siglo algunos autores insistían en la necesidad de abarcar unidades ecológicas íntegras en los espacios protegidos (Primack y Ros, 2002), lo que se considera hoy día un criterio básico en el diseño de reservas naturales, o en su defecto incidir ambientalmente de forma efectiva en los

territorios no estrictamente protegidos, en la lógica de una cierta servidumbre de protección difusa u horizontal para el conjunto del territorio. Se acuñó entonces el término "Insularidad funcional" (Kushlan, 1979) para hacer referencia a este hecho, justamente como una lección derivada del estudio de un gran humedal norteamericano, los Everglades en Florida. No obstante este término ha sido utilizado con otros muchos significados ecológicos en relación con la Teoría Biogeográfica Insular. En nuestro caso, viene a señalar que los espacios protegidos deben tener incluidos en sus límites los principales procesos ecológicos de los cuales dependen. La dificultad de materializar esta idea en los humedales resulta obvia, y esto diferencia claramente la protección de humedales de la de las áreas montañosas, los sistemas ecológicos mejor atendidos en las estrategias de protección.

En la Región de Murcia se ha ido desarrollando tradicionalmente una agricultura de regadío basada en el aprovechamiento de unos recursos hídricos limitados. En las últimas décadas, el acceso generalizado a los recursos subterráneos, y sobre todo la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura en 1979 han supuesto una profunda transformación, con un importante incremento del regadío y del aporte de fertilizantes agrícolas. Todo ello ha generado profundas transformaciones en el funcionamiento hidrológico de algunas cuencas de la región, de las cuales dependen los diversos ecosistemas que albergan, y en especial los humedales.

Los humedales mediterráneos semiáridos son ecosistemas muy singulares, a caballo entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos, que presentan una alta estacionalidad y se ven muy influenciados por las condiciones de humedad y salinidad tanto a nivel superficial como subsuperficial. Sus especies o comunidades vegetales y animales características están adaptadas a dichos condicionantes ambientales, pudiendo verse rápidamente sustituidas por otras más típicas de ecosistemas puramente terrestres o acuáticos en el caso de alteraciones continuadas en su régimen hídrico.

Las cuencas representan entidades funcionales discretas en tanto que los procesos hidrológicos de escorrentía superficial e infiltración que se dan dentro de ellas afectan a todos los elementos presentes aguas abajo. Los humedales son excelentes indicadores de alteraciones hidrológicas a escala

de cuenca ya que éstas revierten sobre las condiciones hídricas de los mismos, y por tanto sobre su estructura y estado ecológico.

El estudio de las relaciones entre los procesos que suceden a escala de cuenca y humedal es por tanto esencial para entender la dinámica de estos ecosistemas y para diseñar medidas de protección adecuadas. En este sentido, los criptohumedales son idóneos para este tipo de estudios debido a que dependen mayoritariamente de procesos externos, que se dan a escala de cuenca/paisaje. Dichos humedales carecen de lámina de agua libre en la mayor parte de su superficie, y se desarrollan sobre zonas llanas o de escasa pendiente y drenaje difuso, que son receptoras de escorrentía y descargas laterales y subterráneas (Vidal-Abarca et al., 2003). Entre sus valores ambientales destaca la presencia de comunidades de vegetación halófila (saladares, juncuales y estepa salina), aves acuáticas invernantes y nidificantes, aves esteparias, invertebrados acuáticos y terrestres, así como puntualmente fauna piscícola endémica. Dentro de los servicios ecosistémicos que ofrecen cabe señalar la retención de nutrientes y sedimentos provenientes de la cuenca, la disipación de energía en inundaciones, así como su papel como sumideros de carbono. Su interés paisajístico y los diversos usos tradicionales que en ellos se han ido realizando son también valores que justifican su conservación.

Los indicadores propios de ecosistemas acuáticos continentales difícilmente pueden utilizarse en el estudio de estos ecosistemas, y por tanto otros parámetros indicadores deben ser incluidos en su estudio y caracterización (Innis et al., 2000). La vegetación puede servir a este respecto como un buen indicador de las condiciones hídricas y fisicoquímicas que se dan en los humedales, ya que su distribución está estrechamente ligada a las condiciones de salinidad y humedad (Cronk y Fennessy, 2001).

En las decisiones de protección de los humedales resulta muy difícil ampliar los límites al conjunto de la cuenca de drenaje o a la unidad hidrogeológica correspondiente. Una de las hipótesis básicas sería que dicha dificultad dependería del ratio entre la superficie de la cuenca y la del humedal. Cuanto más reducida sea esta proporción más sencillo será una protección conjunta de cuenca y humedal. Otro factor que debe afectar con frecuencia a esta decisión es el valor natural de la propia cuenca, que puede generar una iniciativa propia de protección. Ambas hipótesis quieren

comprobarse estudiando la evolución temporal de varios humedales murcianos.

Diversos índices para evaluar el estado de humedales han sido propuestos y aplicados anteriormente, ya sea basados en especies vegetales (FQAI: Lopez y Fennessy, 2002), en comunidades vegetales (Johnston et al., 2009), o en otros parámetros de la cuenca y/o el humedal (Ortega et al., 2004; ORAM: Mack, 2001). Se hace necesaria la existencia de un índice sencillo de aplicar y específico para criptohumedales semiáridos.

En este estudio se pretende proponer un índice de estado ecológico o condición para criptohumedales basado en las especies vegetales que mejor indiquen, positiva o negativamente, el cambio ambiental generado por la actividad humana. Para ello se estudió el cambio de los usos del suelo agrícolas en las cuencas de drenaje en relación con el cambio en la frecuencia de aparición de ciertas especies vegetales presentes en 8 criptohumedales de la Región de Murcia durante un periodo de 20 años (Figura 43). Tras la obtención del índice de condición se analizó su posible relación con la protección del humedal y con la protección de la cuenca.

Figura 43. Vista aérea del humedal de Playa de la Hita en 1987 (izquierda) y 2008 (derecha).



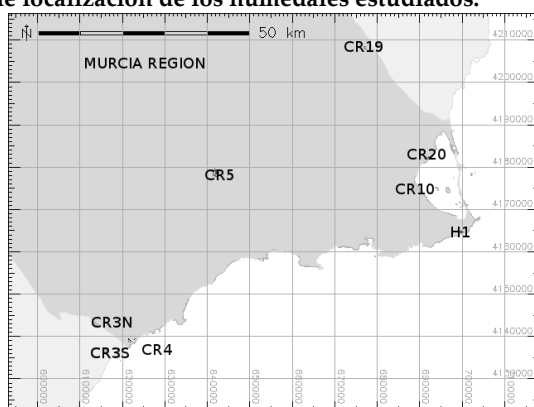
2.7.2. METODOLOGÍA

2.7.2.1. Área de estudio

La Región de Murcia tiene un clima mediterráneo semiárido con una temperatura media anual de 15,9 °C y una precipitación media anual de 338,7 mm (Esteve et al., 2006). Los ocho humedales objeto de estudio, seis de

ellos costeros y dos de interior, están catalogados como criptohumedales en el Inventario Regional de Zonas Húmedas de la Región de Murcia (Vidal-Abarca et al., 2003) y son: el humedal de Boquera de Tabala (CR19), Playa de la Hita (CR20), Marina del Carmolí (CR10), Rasall (H1), Alcanara (CR5), Matalentisco (CR4), Cañada Brusca Norte (CR3N) y Cañada Brusca Sur (CR3S). La división de este último en dos subhumedales en este estudio es debida a que aunque pertenecen al mismo complejo de humedales, se pueden diferenciar dos cuencas de drenaje independientes, que vierten a cada uno de ellos, y su composición de especies vegetales, así como la evolución de los usos de suelo en sus cuencas son notablemente distintos. Los humedales de la Marina del Carmolí y Playa de la Hita se encuentran en la planicie del Campo de Cartagena a orillas de la laguna del Mar Menor, que es la mayor laguna costera presente en el Mar Mediterráneo occidental (Conesa, 1990; Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007). La laguna y sus humedales asociados, incluyendo el humedal de las Salinas del Rasall, están incluidos en el catálogo de protección internacional de humedales RAMSAR. El humedal de las salinas del Rasall y su cuenca de drenaje se encuentran a su vez dentro del parque regional de Calblanque, que fue protegido como Plan Especial de Protección en 1987.

Figura 44. Mapa de localización de los humedales estudiados.



2.7.2.2. Modelización de cuencas hidrológicas

A partir de un modelo digital de elevaciones de 10 m de resolución horizontal se establecieron las cuencas hidrológicas que drenan a cada humedal mediante el programa GRASS GIS (GRASS Development Team, 2008). Se aplicaron modificaciones sobre el modelo digital de elevaciones para obtener correctamente las cuencas en zonas muy llanas, tal y como se describe en Martínez-López y colaboradores (*en prensa*). Los módulos de cálculo de cuencas hidrológicas se basan por lo general en un único punto vertiente, mientras que nuestra intención era determinar la cuenca correspondiente a la totalidad de cada humedal, por lo que se aplicó a su vez una modificación en la superficie de los humedales sobre el modelo digital de elevaciones que consistió en generar un punto de desagüe en su interior, a partir del cual modelizar la cuenca. De esta forma, la cuenca resultante recogía el área vertiente a cualquier punto dentro del humedal.

2.7.2.3. Teledetección de usos del suelo

Se caracterizaron los usos de suelo dentro de las cuencas de drenaje de los humedales en los años 1987 y 2008 por medio de teledetección usando técnicas de clasificación supervisada de imágenes provenientes del satélite Landsat a 30 m de resolución espacial. Once coberturas fueron estudiadas: arbolado natural denso, arbolado natural claro, matorral denso, matorral claro, secano arbolado, secano herbáceo, regadío arbolado, regadío herbáceo, invernaderos, improductivos y cuerpos de agua. Los programas usados fueron GRASS GIS (GRASS Development Team, 2008) y QGIS (Development Team, 2009).

Dos imágenes por año, correspondientes a verano e invierno, fueron usadas para incorporar la distinta fenología estacional de la vegetación. Se establecieron áreas de entrenamiento y validación de los usos de suelo para ambas fechas mediante fotointerpretación de ortofotografía aérea. Diversos mapas correspondientes a índices espectrales fueron incluidos en la clasificación: NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Bannari et al., 1995; Rouse et al., 1973), MNDWI (Modified Normalized Water Index) (Hui et al., 2008), NDBI (Normalized Difference Built-up Index) (Zha et al., 2003) y NDBaI (Normalized Difference Bareness Index) (Chen et al., 2006).

Además, se calcularon e incluyeron en la clasificación dos mapas basados en índices de forma de las manchas del paisaje: un índice de forma (SI) y el índice de dimensión fractal (FD) (Chust et al., 2004). Para el cálculo de estos dos últimos se generó primero un mapa automático de manchas del paisaje usando el programa SPRING (Cámara et al., 1996). El algoritmo de clasificación usado fue el de máxima verosimilitud (Michelson et al., 2000; Richards and Jia, 2006), que a su vez se combinó con una técnica iterativa basada en la aleatorización en la selección de subconjuntos de áreas de entrenamiento (González, 2011). Se generaron así cien clasificaciones distintas y finalmente a cada píxel le fue asignada la cobertura con mayor probabilidad de pertenencia. El procedimiento completo se explica con mayor detalle en Martínez-López y colaboradores (*en prensa*). La fiabilidad global de los mapas de usos de suelo resultantes fue alta, alcanzando el 73% para la clasificación de 1987 y el 83% para la del año 2008. Las clases de interés para este estudio eran los usos agrícolas de regadío y los naturales, por lo que se agruparon las coberturas correspondientes en dos (uso natural y regadío) y las demás coberturas no fueron tenidas en cuenta en los siguientes análisis.

2.7.2.4. Vegetación

Las comunidades vegetales más características de humedales mediterráneos semiáridos son la estepa salina y el saladar. La estepa salina está dominada por el hábitat prioritario 1510 'Estepas salinas mediterráneas (*Limnietalia*)' y secundariamente por el hábitat 1430 'Matorrales halonitrófilos (*Pegano-Salsoletea*)' de la Directiva Europea de Hábitats – DH (Council of Europe, 1992; European Commission, 2007). Las especies dominantes de la estepa salina son *Lygeum spartum*, *Suaeda vera*, *Frankenia corymbosa* y varias especies del género *Limonium*. El saladar está dominado por los hábitats 1420 'Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*)' y 1410 'Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*)'. El hábitat 92D0 'Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea*)' formado por tarays (*Tamarix canariensis* y *Tamarix boveana*) se encuentra a su vez representado en los humedales sobre sustratos con un componente arenoso relevante. Las especies dominantes del saladar son *Sarcocornia fruticosa*, *Arthrocnemum*

macrostachyum, *Halimione portulacoides* y *Halocnemum strobilaceum*. Finalmente el carrizal, compuesto por *Phragmites australis*, también forma parte de estos humedales. Todos estos hábitats son de reconocido interés comunitario según la DH excepto el carrizal. La estepa salina se extiende en las áreas con menor disponibilidad de agua y elevada salinidad dentro de los humedales, mientras que el carrizal representa el extremo opuesto del gradiente ambiental, ocupando zonas de baja salinidad y con régimen regular de agua.

Figura 45. Comunidades vegetales: carrizal, saladar y estepa salina.



2.7.2.4.1. Muestreos de vegetación

Nueve taxones perennes representativos fueron estudiados: *Arthrocnemum glaucum*, *Atriplex glauca*, *Atriplex halimus*, *Limonium* sp. (agrupando *Limonium cossonianum*, *Limonium caesium* y *Limonium insigne* como mayoritarios), *Tamarix canariensis*, *Phragmites australis*, *Suaeda vera*, *Sarcocornia fruticosa* y *Halimione portulacoides*. Otras especies cuya aparición era puntual o muy infrecuente, como *Tamarix boveana* o *Halocnemum strobilaceum*, fueron obviadas.

Para la caracterización de la frecuencia de aparición de las especies vegetales seleccionadas en los humedales se llevaron a cabo muestreos de campo en los años 1989 y 2008. Las unidades de muestreo comprendían áreas circulares de 25 m² regularmente espaciadas, en las cuales se contabilizó la presencia/ausencia de los taxones vegetales objeto de estudio. El número de puntos muestreados en cada humedal fue establecido de forma que el esfuerzo de muestreo fuera proporcional a su superficie y a la heterogeneidad presente dentro de cada uno de ellos, con un mínimo de 12

y un máximo de 116 unidades de muestreo por humedal. En este sentido cabe hacer notar que el humedal de Boquera de Tabala sufrió una reducción de su extensión en 2008 de aproximadamente un tercio de su superficie con respecto a 1989.

2.7.2.4.2. Cambios en la frecuencia de los taxones vegetales

El análisis estadístico de los datos de campo se realizó mediante el software estadístico R (R Development Core Team, 2011) sobre una matriz de datos de presencia de especies por unidad de muestreo en los humedales. Se determinaron los cambios significativos entre 1989 y 2008 en la frecuencia de aparición de las especies en cada humedal mediante un test binomial de proporciones pareadas (Crawley, 2007). A su vez, se realizó un test pareado de la t sobre la frecuencia de cada especie en 1989 y 2008 para determinar las que presentaban diferencias significativas en el conjunto de humedales.

2.7.2.5. Relaciones entre vegetación y usos de suelo

Para establecer el papel indicador de una especie se estudió su dinamismo en los humedales, así como la relación entre su frecuencia y el carácter natural o perturbado de las cuencas de drenaje de los humedales donde se encontraba. Para ello se usaron modelos de regresión lineal. Dichos análisis se realizaron con los datos de cada año por separado y con las diferencias entre los mismos. Previamente a este análisis, los valores de frecuencia de las especies fueron transformados mediante el arco seno de la raíz cuadrada para cumplir el requisito de normalidad (McDonald, 2009).

Con el fin de caracterizar la distribución espacial de los usos de suelo en las cuencas de drenaje se ponderó el porcentaje de cada uso según la inversa de las distancias (IDW) (King et al., 2005). Para ello se calculó el porcentaje de cada uso de suelo dentro de la cuenca en los anillos 0-100 m, 101-250 m, 251-500 m, 501-1.000 m, 1.001-2.000 m, 2.000-4.000 m y > 4.000 m respecto al borde del humedal. La siguiente ecuación se aplicó, donde C es el número de anillos usado, n_x es el número de celdas de la clase de interés presentes en el anillo i , n_t es el número total de celdas presentes en el anillo i y W_i es la inversa de la distancia mayor contenida en el anillo i .

$$\% \text{ de uso de suelo (IDW)} = 100 \frac{\sum_{i=1}^C n_x W_c}{\sum_{i=1}^C n_t W_c}$$

A su vez, tanto los valores de porcentaje bruto de los usos del suelo en las cuencas como los obtenidos mediante la ponderación IDW fueron divididos entre la raíz cuadrada del área del humedal al que vierte la cuenca donde se encuentran. De esta manera se tuvo en cuenta el efecto del tamaño del humedal en relación al impacto de los drenajes provenientes de la cuenca, el cual se ve reducido en humedales de mayor tamaño. Así se ponderaron los porcentajes, tanto en bruto como los calculados mediante IDW, por el tamaño del humedal recipiente mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de uso de suelo (IDW}_p\text{)} = \frac{IDW}{\sqrt{\text{Área del humedal}}}$$

2.7.2.6. Índice de estado ecológico o condición de humedales

A partir de los resultados de la regresiones lineales se calculó un índice de estado ecológico o condición de humedales (ICH) basado en la proporción entre la frecuencia de las especies indicadoras de prevalencia de usos naturales en la cuenca y las indicadoras de perturbación por regadío presentes en cada humedal.

2.7.3. RESULTADOS

2.7.3.1. Modelización de cuencas hidrológicas

Las cuencas drenantes específicas para cada humedal estudiado fueron delimitadas y se calculó el porcentaje de la superficie de las mismas que se encuentra bajo alguna figura de protección, así como el ratio entre la superficie de la cuenca y el área del humedal.

ÍNDICE DE ESTADO ECOLÓGICO DE CRIPTOHUMEDALES SEMIÁRIDOS EN
RELACIÓN CON LA PROTECCIÓN DE SUS CUENCAS

Tabla 20. Área de los humedales y sus cuencas de drenaje (ha).

Código	Nombre humedal	Humedal	Cuenca	Ratio cuenca/humedal
H1	Humedal de las Salinas del Rasall	26,3	236	9
CR3S	Saladar de Cañada Brusca Sur	3,8	70	18
CR3N	Saladar de Cañada Brusca Norte	17,4	360	21
CR5	La Alcanara	199	6.508	33
CR10	Marina del Carmolí	314	16.923	54
CR20	Playa de la Hita	34,4	2.053	60
CR4	Saladar de Matalentisco	10,4	908	87
CR19	Saladar de la Boquera de Tabala	36,9	5.819	158

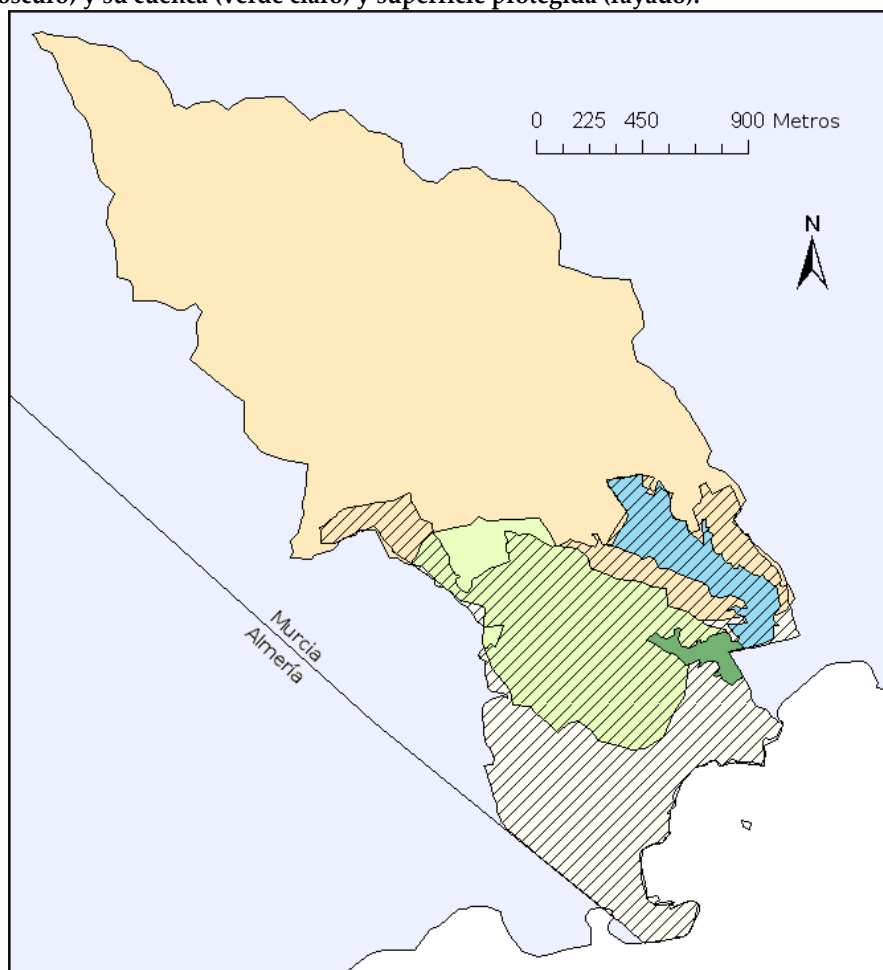
En la Figura 46 puede verse el mapa de Cañada Brusca Norte (CR3N) y Cañada Brusca Sur (CR3S) con sus respectivas cuencas de drenaje y la superficie protegida en 2008.

La Tabla 21 muestra el porcentaje del área de los humedales y sus cuencas de drenaje que se encuentran bajo una figura de protección (LIC, ZEPA, Paisaje Protegido y Parque Regional) en 2008. El humedal de Matalentisco (CR4) es el único que no se encuentra bajo ninguna figura de protección, al igual que su cuenca de drenaje. El humedal de Boquera de Tabala (CR19) tampoco se encuentra protegido pero sí lo está parte de su cuenca de drenaje.

Tabla 21. Porcentaje del área protegida actualmente en los humedales y sus cuencas de drenaje. PP: paisaje protegido; PR: Parque Regional; LIC: Lugar de Importancia Comunitaria; ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves; H: Humedal; C: Cuenca.

	CR3S		CR3N		CR4		CR5		CR10		CR19		CR20		H1	
	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C	H	C
LIC	100	88	100	10	0	0	99,82	9	95	2	0	5	0	0	100	100
ZEPA	0	0	0	0	0	0	99,82	14	95	0	0	28	71	0	0	0
PP	100	88	100	10	0	0	99,82	9	0	0,12	0	0	71	0	0	0
PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
Total	100	88	100	10	0	0	99,82	14	95	2	0	33	71	0	100	100

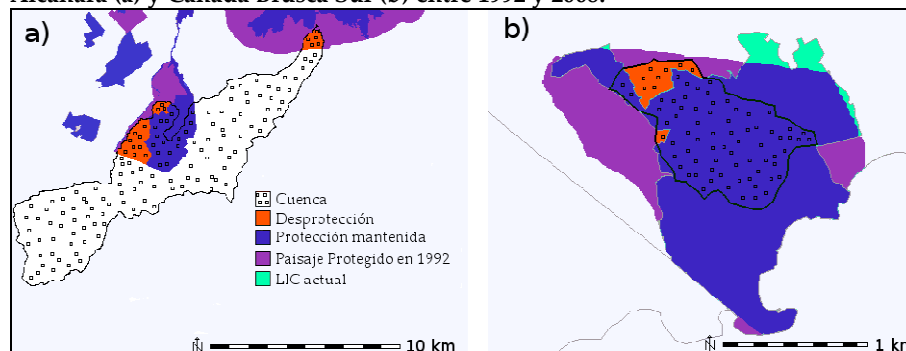
Figura 46. Humedal de Cañada Brusca Norte y Sur junto con sus respectivas cuencas de drenaje y el área incluida dentro del paisaje de cuatro calas en 2008. Cañada Brusca Norte (azul) y su cuenca (naranja), Cañada Brusca Sur (verde oscuro) y su cuenca (verde claro) y superficie protegida (rayado).



Durante el periodo de estudio sólo se han producido cambios en la cuenca de Cañada Brusca Sur (CR3S), que se encontraba protegida al 100% en 1992 y en Alcanara (CR5), que presentaba en esa fecha el 15% de su cuenca protegida (Figura 47).

Existe una relación inversa (R^2 aj. = 0,8; $P < 0,05$) entre la proporción cuenca/humedal y la superficie protegida en las mismas en su forma logarítmica (Figura 48) para el caso de humedales protegidos.

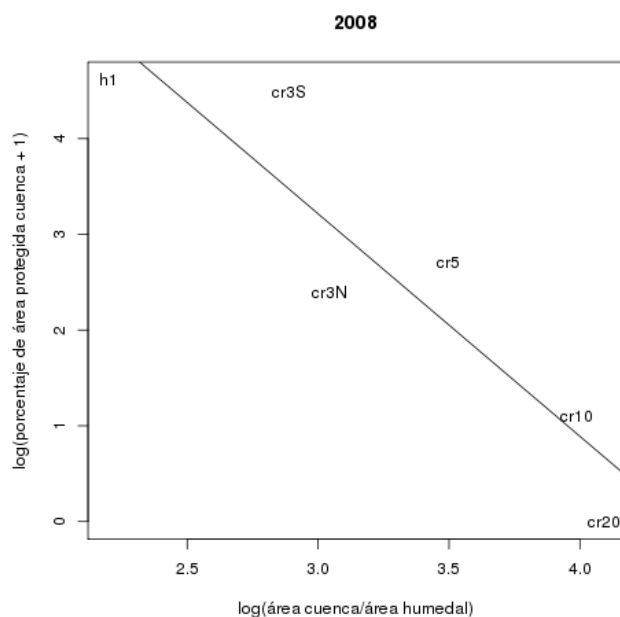
Figura 47. Cambios en el área protegida en las cuencas de los humedales de Alcanara (a) y Cañada Brusca Sur (b) entre 1992 y 2008.



2.7.3.2. Cambios en los usos del suelo

El rango de ocupación de regadío, así como sus valores máximos aumentaron en 2008 con respecto a 1987, como puede verse en la Figura 49. Las cuencas de los humedales de Cañada Brusca Sur (CR3S) y Salinas del Rasall (H1) no presentaron regadío durante el periodo de estudio. En 2008 el regadío alcanzó valores por encima del 60% de ocupación en las cuencas de los humedales de Playa de la Hita (CR20) y Marina del Carmolí (CR10). Las cuencas de los humedales de Cañada Brusca Norte (CR3N), Alcanara (CR5) y Marina del Carmolí (CR10) experimentaron el mayor aumento del regadío durante el periodo de estudio (alrededor del 30%).

Figura 48. Regresión lineal entre la proporción cuenca/humedal (log) y la superficie protegida de la cuenca de drenaje de los humedales protegidos (log+1). Rasall (H1), Cañada Brusca Sur (CR3S), Cañada Brusca Norte (CR3N), Alcanara (CR5), Marina del Carmolí (CR10) y Playa de la Hita (CR20).



2.7.3.3. Cambios en la vegetación

Limonium sp. fue el único taxón que presentó diferencias significativas en su frecuencia en el conjunto de humedales según el test pareado de la *t* ($P < 0,05$), siendo la diferencia media de la frecuencia entre 1989 y 2008 de -0,44 (Figura 50).

Figura 49. Porcentaje de regadío en la cuencas de los humedales durante el periodo de estudio. Las barras en gris oscuro se corresponden con 1987 y en gris claro con 2008.

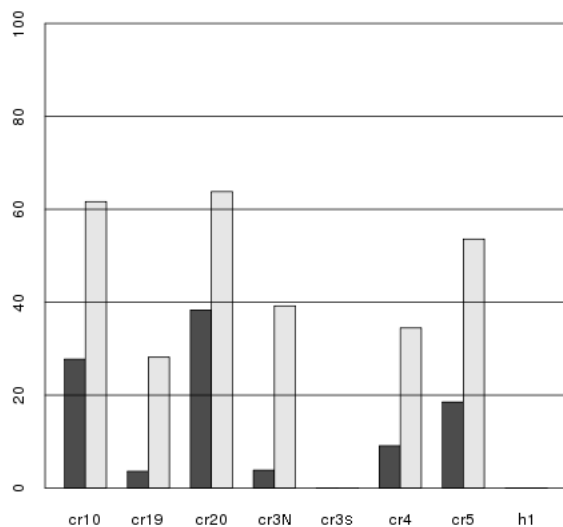
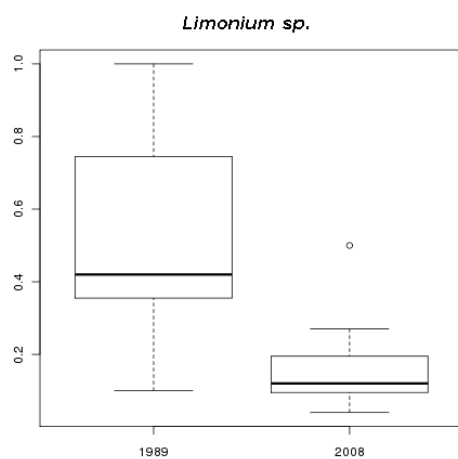


Figura 50. Rango de frecuencias y mediana de *Limonium sp.* en 1989 y 2008 en los humedales estudiados.



El test binomial de proporciones pareadas mostró cambios significativos entre 1989 y 2008 en la frecuencia de aparición de las especies en cada humedal, cuyos resultados pueden verse en la Tabla 22.

Tabla 22. Cambios en la frecuencia de especies durante el periodo de estudio mediante el test binomial de proporciones pareadas. Los cambios significativos están en negrita ($P < 0,1$), denotándose con * significaciones de $P < 0,05$. La ausencia de la especie en un humedal se denota con '-'.

Especies	Humedal							
	cr3n	cr5	cr10	cr20	cr4	cr19	cr3s	h1
<i>Limonium sp.</i>	-0.32*	0.02	-0.23*	-0.69*	–	-0.61*	-0.50	-0.15
<i>Atriplex glauca</i>	-0.29*	-0.36*	-0.30*	-0.03	-0.43*	0.00	–	-0.10
<i>Suaeda vera</i>	-0.18	-0.25*	-0.29*	-0.39*	0.14	0.09	0.29	-0.43*
<i>Arthrocnemum glaucum</i>	-0.14	-0.03	-0.13*	-0.41*	–	–	-0.17	–
<i>Phragmites australis</i>	0.25*	0.07*	0.07	0.15	0.00	0.16	–	-0.12
<i>Tamarix canariensis</i>	0.64*	–	0.04	–	0.32*	-0.14	0.17	-0.18
<i>Atriplex halimus</i>	0.21	–	0.01	–	0.32*	-0.22	0.08	–
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	0.25*	-0.06	0.05	-0.17	–	0.14	0.04	0.28
<i>Halimione portulacoides</i>	0.07	0.06	0.01	0.01	0.04	-0.17	-0.04	-0.25

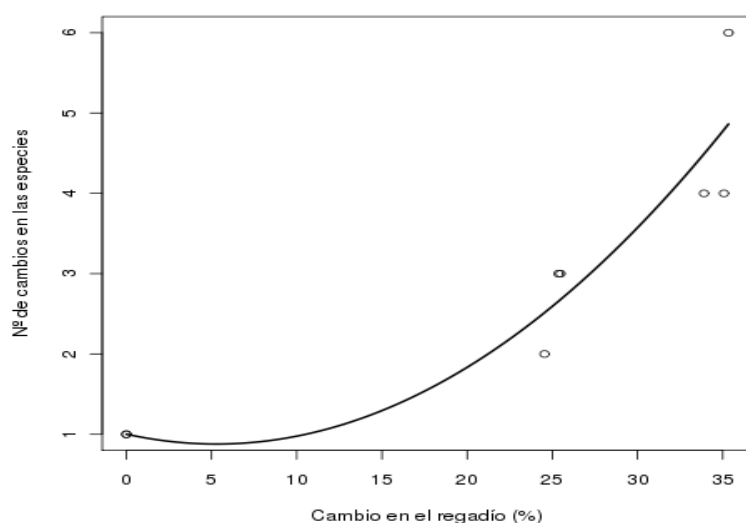
Se han observado 24 cambios significativos, siendo Cañada Brusca Norte (CR3N) y la Marina del Carmolí (CR10) los humedales que mayor número de cambios presentan en la frecuencia de 6 y 4 taxones respectivamente. Rasall (H1) y Cañada Brusca Sur (CR3S) son los humedales que han sufrido un menor número de cambios, con una disminución significativa de *Suaeda vera* en el primero y marginalmente significativa en la frecuencia de *Limonium sp.* en el segundo.

Limonium sp. es el taxón que más cambios ha sufrido en los humedales, generalmente disminuyendo su frecuencia, mientras que *Halimione portulacoides* es la única especie que no ha presentado diferencias significativas en ningún humedal durante el período de estudio.

Globalmente, las especies de la estepa salina han disminuido su frecuencia, mientras que las del saladar y el carrizal han aumentado, siendo estas diferencias más pronunciadas y generalizadas para las especies de la estepa salina.

Si se relaciona el número de especies que han sufrido cambios significativos en su frecuencia por humedal con los cambios porcentuales de los usos del suelo en sus cuencas se obtiene que únicamente el regadío explica dichas variaciones. Este modelo, en su forma cuadrática, muestra una R^2 ajustada de 0,81, y una $P < 0,01$ (Figura 51). La relación cuadrática viene a señalar una respuesta menor cuando los cambios en el regadío son bajos o medios, hasta un 20% aproximadamente, y una respuesta mucho más pronunciada a partir de un cambio en la superficie de regadío del 25%.

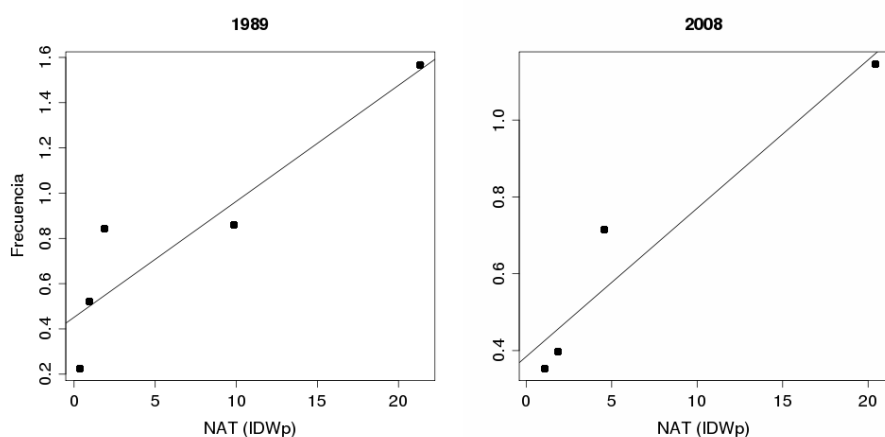
Figura 51. Regresión cuadrática entre el número de especies que cambian significativamente en cada humedal y el cambio del regadío (%) en las cuencas de los mismos.



2.7.3.4. Relaciones entre vegetación y usos de suelo

La frecuencia de *Arthrocnemum glaucum* respondió positivamente a la presencia del uso natural en los dos años estudiados con una R^2 ajustada de 0,79 en 1989 y 0,88 en 2008 ($P < 0,05$) (Figura 52).

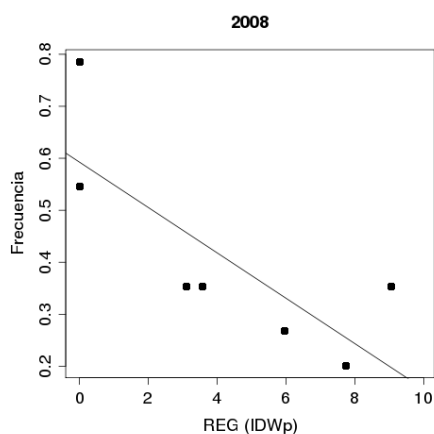
Figura 52. Regresión lineal de *A. glaucum* con el uso natural en 1989 y 2008.



Las medidas de frecuencia están transformadas mediante el arco seno de la raíz cuadrada.

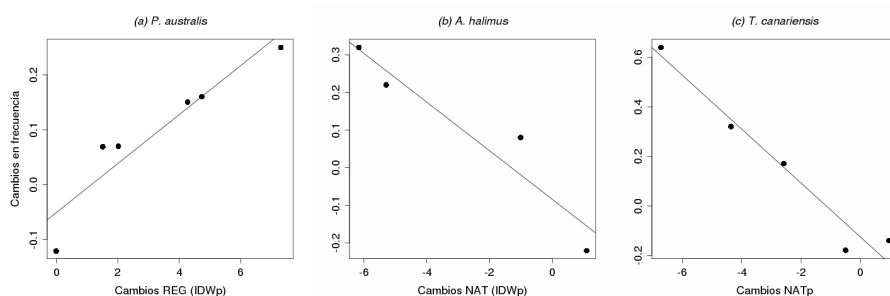
La frecuencia de *Limonium sp.* respondió negativamente al regadío en el año 2008 (R^2 aj. = 0,55; $P < 0,05$) (Figura 53).

Figura 53. Regresión lineal entre *Limonium sp.* y el regadío en 2008. Las medidas de frecuencia están transformadas mediante el arco seno de la raíz cuadrada.



Hubo relación entre los cambios en el uso de regadío y natural y los cambios en la frecuencia de *Phragmites australis* (R^2 aj. = 0,85; $P < 0,01$) y *Atriplex halimus* (R^2 aj. = 0,86; $P < 0,05$) respectivamente (Figura 54 a y b). También hubo una relación negativa entre los cambios en la frecuencia de *Tamarix canariensis* y los cambios en el uso natural ponderados con la raíz cuadrada del área del humedal sin usar IDW (R^2 aj. = 0,94; $P < 0,01$) (Figura 54 c).

Figura 54. Regresión lineal de los cambios en la frecuencia de *Phragmites australis*, *Atriplex halimus* y *Tamarix canariensis* con los cambios en el uso natural. Las medidas de frecuencia están transformadas mediante el arco seno de la raíz cuadrada.



2.7.3.5. Índice de estado ecológico o condición de humedales

El índice de estado ecológico o condición de humedales (ICH) fue calculado en función de la frecuencia de especies que indican naturalidad y las que indican perturbación por presencia de regadío en la cuenca (ver ecuación ICH).

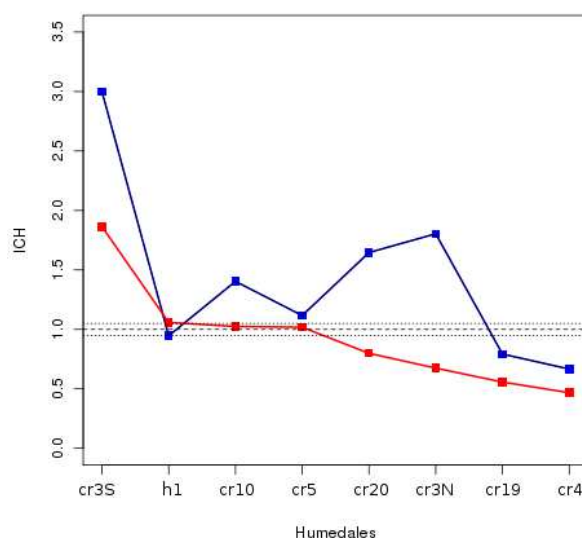
$$ICH = \frac{Limonium \text{ sp.} + Arthrocnemum \text{ glaucum} + 1}{Phragmites \text{ australis} + Atriplex \text{ halimus} + Tamarix \text{ canariensis} + 1}$$

La Figura 55 muestra los valores del índice para cada humedal en los dos años estudiados. Se puede ver un descenso casi generalizado de dichos

valores entre las dos fechas, a excepción del humedal de las salinas del Rasall (H1), así como una homogeneización de los valores del índice en 2008.

El rango de valores del índice va de 0,25 a 3. Todos los humedales que en 1989 tenían un valor de $1 \pm 0,05$ o más estaban protegidos. Este umbral puede compararse con el valor actual del índice que ha bajado de 1 en la mayoría de los casos.

Figura 55. Valores del ICH de los humedales en 1989 (en azul) y 2008 (en rojo). Se señala el valor umbral observado ($1 \pm 0,05$).



Los valores del índice en 2008 para los humedales estudiados se relacionan negativamente con la superficie de regadío (IDW_p) en las cuencas en ese mismo año (R^2 aj. = 0,58; $P < 0,05$).

A su vez, el valor de condición de un humedal en 2008 se relaciona positivamente con el valor que tenía en 1989 y con el porcentaje de área

protegida de su cuenca de drenaje, como puede verse en el siguiente modelo (R^2 aj. = 0,73; $P < 0,05$):

$$ICH_{08} = 0,25 + 0,38 \ ICH_{89} + 0,47 \ PROT$$

Donde ICH_{08} e ICH_{89} son los valores del índice de condición de los humedales en 2008 y 1989 respectivamente y $PROT$ es el porcentaje del área protegida en las cuencas expresado en tanto por uno. Este último coeficiente se encuentra muy próximo a la significación, arrojando una $P < 0,1$.

De la misma forma, las diferencias observadas en el índice de condición de humedales durante el periodo de estudio también se relacionan positivamente con el valor del índice en 1989 y con el porcentaje del área protegida en las cuencas (R^2 aj. = 0,8; $P < 0,05$).

2.7.4. DISCUSIÓN

La metodología propuesta en este estudio permitió la correcta determinación de las cuencas de drenaje específicas de cada humedal, así como la obtención de una cartografía histórica de los usos de suelo presentes dentro de las mismas con gran fiabilidad. Estos elementos, junto con los muestreos de campo, nos han permitido estudiar las relaciones entre los procesos que se dan a escala de cuenca y de ecosistema en un conjunto representativo de humedales semiáridos. Así, se han obtenido varios indicadores biológicos, que han sido resumidos en un índice de estado ecológico o condición específico para este tipo de humedales.

Este índice pretende ser una herramienta válida para la monitorización y la gestión de los mismos, quedando a su vez de manifiesto la importancia de la protección de sus cuencas de drenaje para mantener el buen estado de los mismos.

Consideramos que el significado ecológico del valor umbral de 1 del índice es que al menos hay tanta frecuencia de especies que señalan a un saladar original, gobernado por procesos naturales, como de otras especies

que pudieran indicar una cierta tensión o presión de cambio. Si dominan las primeras especies se supera el umbral de 1, indicando buen estado ecológico, y si por el contrario dominan las que responden al cambio estaríamos por debajo de 1, indicando presión.

Todos los humedales, a excepción de las salinas, han bajado su valoración en los últimos 20 años. Esta bajada de valoración se explica por el valor inicial o de partida y la superficie protegida de la cuenca. Cuanto más protegida está la cuenca menos baja el valor del humedal. De hecho los dos únicos humedales que superan en 2008 el umbral de 1 (Cañada Brusca Sur y salinas del Rasall) son los que tienen la cuenca protegida ante los cambios de uso, presentando cuencas pequeñas. Incluso en el caso de Rasall el índice aumenta su valor ligeramente respecto a 1989. Este último hecho es interesante pues refleja probablemente que en el periodo de no funcionamiento continuo de las salinas, el humedal ha recuperado parte de su dinámica original, con encharcamientos más estacionales y no permanentes. Por otro lado cabe resaltar que los dos únicos humedales que no superan el umbral de 1 durante el periodo de estudio, Boquera de Tabala (CR19) y Matalentisco (CR4), no se encuentran bajo ninguna figura de protección.

El hecho de que exista una relación inversa entre la proporción de la superficie cuenca/humedal y la superficie de cuenca protegida confirma la hipótesis de que cuanto más reducida sea esta proporción, más sencilla será una protección conjunta de cuenca y humedal. Aunque los humedales de Boquera de Tabala (CR19) y Matalentisco (CR4) no se han tenido en cuenta para estudiar esta relación, por no estar protegidos, el caso de Boquera de Tabala es interesante, ya que se encuentra protegida una parte de la cuenca pero no el humedal. Lógicamente, en el caso de cuencas muy grandes, cabe la posibilidad de que existan protecciones independientes debido a valores naturalísticos dentro de la propia cuenca, esté o no protegido el humedal.

En cuanto a las especies que sufren cambios, los resultados son claramente interpretables en términos del gradiente hidro-halófilo en el que se disponen las especies. Las especies propias de la estepa salina, más xerófilas, como *Atriplex glauca*, *Limonium sp.* y *Suaeda vera*, tienden a ser menos frecuentes y las más exigentes en términos de suelos hidromórficos o disponibilidad hídrica en el subsuelo, como *Phragmites australis* y *Tamarix*

canariensis, son las que más han aumentado. La reducción de las especies propias de la estepa salina parece más extendida, pues se observa en todos los saladares, mientras que el progreso significativo de las especies de formaciones más húmedas parece estadísticamente menos general, en términos de frecuencia de especies. Por otro lado, la disminución generalizada y significativa en la frecuencia de *Limonium sp.* en el conjunto de humedales, además de deberse al incremento del regadío en las cuencas de drenaje, parece responder a otros factores que nos son desconocidos.

Arthrocnemum glaucum, situado ecológicamente en el saladar húmedo, podría responder a las modificaciones en la salinidad del suelo y en el régimen de inundación, ya que está muy asociada a salinidades elevadas y a encharcamientos temporales, por lo que era de esperar que su frecuencia bajara al aumentar el regadío en la cuenca. El regadío (sus drenajes) supondría una reducción en la salinidad de los humedales y un régimen de encharcamiento más continuo, ya observado en muchos humedales influenciados por el regadío (Esteve et al., 2008). La frecuencia de esta especie muestra una relación más acentuada con el regadío en 2008 que en 1989. En 1989 todavía estaríamos en el proceso de crecimiento de los regadíos (o de modificación hidrológica de las cuencas) y entonces los cambios en los humedales aún no habrían ocurrido en toda su intensidad. Otros estudios muestran que las respuestas de los humedales a los cambios en su cuenca ocurren con un retraso de 5 años, como se ha demostrado en la cuenca del Mar Menor (Carreño et al., 2008).

En las especies que se benefician de los cambios (*Phragmites australis*, *Atriplex halimus* y *Tamarix canariensis*) la simple frecuencia no parece el mejor descriptor. Son especies cuya presencia en los humedales muestra gran inercia, por lo que su mayor o menor presencia en un momento puntual no da información inequívoca sobre el grado de perturbación de la cuenca sino que se necesitan al menos dos fotos fijas para ver su dinámica de cambio, así como probablemente estudiar más parámetros de esta especie, no sólo su frecuencia. En otros momentos históricos han podido colonizar la zona, manteniéndose con una vigorosidad muy reducida en los periodos menos favorables, sin dar lugar a formaciones dominadas por ellas, lo que no implica una frecuencia de aparición nula o baja. En los sitios donde el

cambio del regadío es muy rápido, los cambios de estas especies resultan mucho más significativos.

En definitiva, los cambios en las especies vegetales muestran cambios en los humedales relativos a tres procesos:

- Cambios en el régimen hídrico hacia una mayor humedad edáfica continua.
- Cambios en los contenidos salinos del suelo.
- Modificaciones físicas y en los nutrientes del humedal.

Por último, señalar que se está elaborando un índice de condición de humedales basado en información más compleja a escala de comunidades vegetales, las cuales son ponderadas en base a su papel indicador, así como un índice de evaluación rápida de humedales que incorpora otros parámetros estructurales y funcionales de fácil medición en campo.

2.7.5. AGRADECIMIENTOS

La investigación ha sido financiada por el proyecto “Estado Ecológico de los Humedales Mediterráneos Semiáridos: Propuesta de Indicadores para su Evaluación” (I+D N°: CGL2006-08134). Las imágenes Landsat se han obtenido mediante el Plan Nacional de Teledetección (PNT). Agradecemos a M. Almagro por la revisión del texto y sus comentarios.