



Acta Biológica Colombiana

ISSN: 0120-548X

racbiocol_fcbog@unal.edu.co

Universidad Nacional de Colombia Sede

Bogotá

Colombia

PÉREZ-VÁSQUEZ, Nabi Del Socorro; ARIAS-RIOS, Jorge; QUIRÓS-RODRÍGUEZ, Jorge
Alexander

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE PLANTAS VASCULARES ACUÁTICAS EN EL
COMPLEJO CENAGOSO DEL BAJO SINÚ, CÓRDOBA, COLOMBIA

Acta Biológica Colombiana, vol. 20, núm. 3, septiembre-diciembre, 2015, pp. 155-165

Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá

Bogotá, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319040736012>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / ORIGINAL RESEARCH PAPER

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE PLANTAS VASCULARES ACUÁTICAS EN EL COMPLEJO CENAGOSO DEL BAJO SINÚ, CÓRDOBA, COLOMBIA

Space-time Variation of Aquatic Vascular Plants in Complex Low Swampy Sinú, Córdoba, Colombia

Nabi Del Socorro PÉREZ-VÁSQUEZ¹, Jorge ARIAS-RIOS¹, Jorge Alexander QUIRÓS-RODRÍGUEZ¹.

¹ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Básicas. Universidad de Córdoba. Montería, Colombia.

For correspondence. nabyperez2@gmail.com

Received: 8th September 2014, Returned for revision: 10th January 2015, Accepted: 21st April 2015.

Associate Editor: Xavier Marquinez Casas.

Citation / Citar este artículo como: Pérez-Vásquez NDS, Arias-Rios J. Quirós-Rodríguez JA. Variación espacio-temporal de plantas vasculares acuáticas en el complejo cenagoso del bajo Sinú, Córdoba, Colombia. Acta biol. Colomb. 2015;20(3):155-165. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n3.45380>

RESUMEN

Se determinó la variación espacio temporal de las plantas vasculares acuáticas en las ciénagas de María Arriba, San Sebastián, Purísima y Momil del complejo cenagoso del bajo Sinú (CCBS), en el departamento de Córdoba (Colombia), abarcando los períodos hidrológicos ocurridos durante el año 2011. El área de estudio se dividió en cuatro sectores y mediante el método de intercepción en línea se determinó la abundancia y frecuencia de las hidrófitas. Se registraron 39659 individuos distribuidos en 24 familias, 30 géneros y 35 especies. La mayor abundancia de especies se presentó en Momil con 18582 individuos, siendo la familia Lemnaceae la más representativa. El análisis de varianza (ANOVA) indica que no existen diferencias estadísticas significativas en la abundancia de las especies de plantas acuáticas de los meses de muestreo ($F = 1,04$; $GL = 11$; $p = 0,083$), sin embargo, se evidenció la incidencia del período hidrológico sobre la dinámica de crecimiento de las plantas, algunas especies desaparecen en época seca, otras sobreviven un período corto de tiempo, mientras que otras como *Lemna minor* L y *Salvinia auriculata* Aubl aumentan en época de lluvia.

Palabras clave: Ciénagas, comunidad, composición estructura, plantas vasculares acuáticas.

ABSTRACT

The space-time variation of vascular aquatic vegetation was studied in María Arriba, San Sebastian, Purísima and Momil swamps of the lower Sinú swamp complex, located in the department of Córdoba (Colombia), covering hydrological periods occurred in one year. The area of study was divided in four sectors and by the linear intercept method it was determined the abundance and frequency of the hydrophytes. They were recorded 39659 individuals distributed in 24 families, 30 genus and 35 species. The highest abundance of species was presented in Momil with 18582 individuals being the family Lemnaceae the most representative. The analysis of variance (ANOVA) shows that not exist statistically significantly different in the abundance of the species of aquatic plants from sampling months ($F = 1,04$; $GL = 11$; $p = 0,083$), however, it has demonstrated the incidence of a hydrological period on the plants dynamic growth, some species disappear in dry season, others survive for a short period of time, while others like *Lemna minor* L. y *Salvinia auriculata* Aubl. increase in the rainy season.

Keywords: Swamps, community, composition, structure, aquatic vascular plants.

INTRODUCCIÓN

Las ciénagas son ecosistemas poco profundos que actúan como reguladoras de regímenes hídricos y de las áreas tributarias, y son hábitat de numerosas especies de fauna y flora (Ríos *et al.*, 2008). Entre la flora de las ciénagas se encuentran las plantas vasculares acuáticas, las cuales conforman un tipo vegetación que además crece en lagos, embalses, y ríos, ya sea en la interface agua tierra, sobre la superficie del agua o totalmente sumergidas (Tiner, 1991; Roldan, 1992; Lot *et al.*, 1999; Mora *et al.*, 2013). Estas plantas son capaces de realizar su ciclo regenerativo cuando sus partes vegetativas están sumergidas o soportadas por agua. Algunas son inducidas a reproducirse sexualmente cuando sus fracciones vegetativas quedan expuestas al ambiente aéreo (Spencer y Bowes, 1990). De forma general las hidrófitas, son productoras de materia orgánica e importantes en la dinámica de nutrientes del ecosistema (Pompeo, 1999), además, brindan directa o indirectamente alimento, protección y hábitats para muchos organismos (Raven *et al.*, 1992; Rottmann, 1995).

Las plantas acuáticas son importantes en el ecosistema, desde el punto de vista ecológico y su aprovechamiento depende de las necesidades y costumbres de los pobladores, tradicionalmente se han usado como materia prima para numerosas actividades por ejemplo son el sitio preferido para la pesca (Albuquerque, 1978; Petr, 2000; Petry *et al.*, 2003) y se incorporan en diversas actividades, como fuente de alimento, ornamental, artesanal, medicinal, forrajero o para producir abono verde, así como en el tratamiento de aguas servidas o como bioindicadoras de condiciones límnicas (Ramírez *et al.*, 1982; Hauenstein *et al.*, 1993; Ederra, 1997; Hauenstein *et al.*, 1999; Hauenstein *et al.*, 2002; Arroyave, 2004).

La composición, abundancia y distribución de plantas vasculares acuáticas en los diferentes ecosistemas tropicales depende de las características químicas (Kunii, 1991) y físicas del agua como la profundidad, el tipo de sustrato y el caudal (Schmidt-Mumm, 1988a; Schmidt-Mumm, 1988b; Arocena y Mazzeo, 1994), también influyen las condiciones topográficas del litoral (Roldan, 1992); así como factores externos como la cantidad y calidad de luz que penetra, el régimen de lluvia, la temperatura y los vientos entre otros. De igual manera, los cambios en el nivel del agua y sus efectos sobre la estabilidad del hábitat y su fisicoquímica repercuten en el establecimiento de la vegetación acuática (Terneus, 2007; Rivera, 2010). Así, el crecimiento de hidrófitas puede variar ampliamente de un año a otro, respondiendo a cambios hidrológico-climáticos de las cuencas de captación y a factores ambientales de los propios ecosistemas acuáticos, reflejándose en los incrementos o disminuciones de las coberturas (Getsinger y Dillon, 1984), por ejemplo, en humedales con régimen temporal, algunas especies pueden permanecer sin agua durante largos períodos de tiempo, hasta la próxima inundación (Mora *et al.*, 2013).

En Colombia son pocos los estudios sobre macrófitas acuáticas (Montoya y Aguirre, 2009), se puede mencionar el realizado por Schmidt-Mumm (1988) en Cundinamarca; el de Castillo y Forero (1991) quienes comparan la flora acuática acuática de diferentes sistemas lagunares del Meta; Arteaga (1995) estudió las macrófitas litorales en 14 lagos artificiales en municipios de Boyacá y Cundinamarca. En el departamento de Córdoba existe carencia de información sobre la taxonomía y la bioecología de las macrófitas, se han llevado a cabo trabajos con inventarios parciales, como el realizado por el (CIUC, 1985) y Cataño *et al.* (2008), además Rangel (2010) caracterizó la diversidad biótica de algunas ciénagas de Córdoba como Porro, Arcial, Cintura. El objetivo del presente estudio fue evaluar la variación espacial y temporal de la composición y estructura de las plantas vasculares acuáticas en cuatro ciénagas del complejo cenagoso del bajo teniendo en cuenta los períodos hidrológicos del año.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El complejo cenagoso del bajo Sinú (CCBS) (Fig. 1), tiene una extensión aproximada de 33,668 Ha, se ubica entre los municipios de Lorica, Purísima, Momil, San Andrés de Sotavento, Ciénaga de Oro, Cotorra y San Pelayo (AMBIETEC, 1997). Es un sistema constituido por una red de caños y leves depresiones o ciénagas, se alimenta por escorrentía superficial de su propia cuenca y por caudales del Sinú y caño Bugre (Correa *et al.*, 2006), dependen de la influencia de la acción inundante del río que periódicamente desborda sobre estos lagos de planos inundables (Montoya y Aguirre, 2009) En este complejo, en época de lluvia durante los meses de junio, julio y octubre se aumenta el nivel de agua y los pobladores solamente se dedican a la pesca, sin embargo en meses de sequía como diciembre, enero y febrero, los terrenos se utilizan para la expansión de la frontera agropecuaria con, cultivos de patilla (*Citrullus lanatus* L) yuca (*Manihot esculenta* L) y maíz (*Zea mays* L).

Para determinar la estructura y composición de las plantas vasculares acuáticas del CCBS y teniendo en cuenta que la superficie de las ciénagas fluctúa en relación con los períodos hidrológicos del año; aguas bajas (enero, febrero y marzo) en ascenso (abril, mayo y junio), altas (julio, agosto, septiembre y octubre) y descenso (noviembre, diciembre). (CVS, 2008), el área de estudio se dividió en cuatro sectores (Tabla 1).

María Arriba. Ciénaga con niveles de profundidad que oscilan entre 0,5 m en aguas bajas y de 5 m en aguas altas. Conectada por caños como Cotorra y Aguas Prietas

San Sebastián: Ciénaga más cercana al río Sinú conectada a este por el Caño Aguas Prietas; cuando el CCBS disminuye su volumen, como ocurre después de noviembre, lo hace a través del Caño Aguas Prietas y de la ciénaga del mismo nombre.

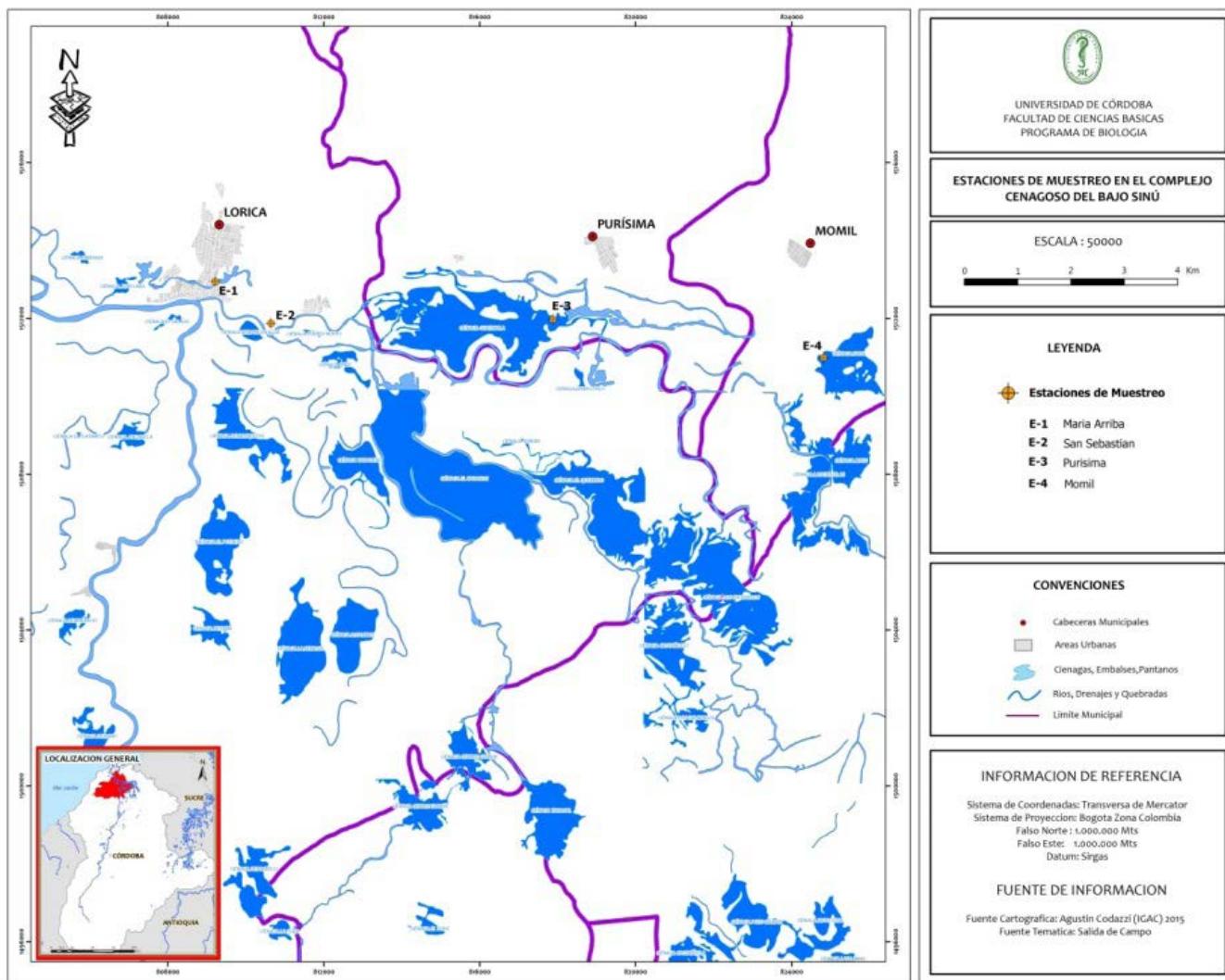


Figura 1. Área de estudio y ubicación de sectores de muestreo en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (CCBS).

Tabla 1. Sectores de estudio en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (CCBS).

SECTOR	UBICACIÓN GEOGRÁFICA
Sector 1: María Arriba	9° 14' 32" N y 75° 48'7,41" W.
Sector 2: San Sebastián	9°13'26.89"N y 75°46'31.44"W
Sector 3: Purísima	9°14'17"N y 75°43'33"W.
Sector 4: Momil	9°14'16"N y 75°36'30"W

Purísima: Ciénaga que registra niveles de profundidad entre 0,5 y 3 m en relación con los períodos climáticos del año. Una de las características principales de la ciénaga de Purísima es la variación sucesional de las plantas acuáticas durante todo el año (Quirós *et al.*, 2010). Está influenciada hidrográficamente por el caño de Aguas Prietas y por pequeños arroyuelos

Momil: Ciénaga conformada por dos espejos de agua llamados Playón de Momil con un área de 3,04 km², que en época de estiaje se desconecta del complejo cenagoso mediante un dique artificial, y Pantano de Momil con 2,81 km² (Universidad Nacional de Colombia, 2005).

Los niveles en los cuerpos de agua, tienen un régimen unimodal, con época de recesión en los meses de enero

a abril y otra de niveles altos que comienza en mayo, alcanzando su máximo valor en el mes de octubre (Correa *et al.*, 2006).

Trabajo de campo

Se realizaron 12 muestreos mensuales en cada una de las ciénagas entre enero y diciembre de 2011, abarcando los períodos hidrológicos del año; se ubicaron cuatro estaciones en el área de estudio, dependiendo de la topografía del litoral, la intervención antrópica y donde era evidente las diferencias en la composición y formas de vida de las plantas vasculares acuáticas (Terneus, 2002; Cataño *et al.*, 2008). En cada estación se extendió una línea de 200 m perpendicular al litoral, de la cual se hicieron tres replicas. Se ubicaron cuadrantes de 1 m² cada 50 m sobre la línea. La cobertura se determinó con medidas de largo por el ancho de la planta en cm. La frecuencia se midió a lo largo del transecto, en el que se contaron todos los individuos de cada especie que tuvieran contacto con la cuerda. Se empleó el método de intercepción en línea por ser adecuado y relativamente rápido para obtener estimaciones de distribución de las plantas acuáticas en un área geográfica determinada (Canfield, 1941). La mayor parte de las especies, se identificaron en campo a través de sus características fenotípicas, con la ayuda de expertos en el área y claves taxonómicas. Los especímenes que presentaron dificultad de identificación, se depositaron en bolsas plásticas resellables y se trasladaron al Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC).

Fase de laboratorio

Para la identificación de las especies vegetales se tomaron como base los trabajos de Schmidt-Mumm (1988a), Schmidt-Mumm (1988b), Schmidt-Mumm (1992), Crow (1993), Velásquez (1994) y Lot *et al.* (1999).

Análisis de los datos

Con los datos obtenidos en campo se construyeron matrices, con las cuales se calcularon las abundancias y frecuencias de las especies. Se realizó un análisis estadístico descriptivo que comprendió la media, la desviación estándar y el coeficiente de variación. Cuando los datos cumplieron los supuesto de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) se hizo un análisis de varianza a una vía y cuando no los cumplieron se realizó un contraste de homocedasticidad no paramétrico de Kruskal - Wallis (Guisande *et al.*, 2006). Estas pruebas se realizaron a través de los programas XLSTAT v2011 y STARGRAFIC Centurión 16.1.15 v2011. Se utilizó el programa IBM-SPSS 19.0 para realizar un análisis discriminante (AD) y evidenciar la relación entre las abundancias y la distribución espacial de las especies (Guisande *et al.*, 2006).

Para establecer los patrones de distribución temporal de las abundancias de las plantas se empleó un análisis de clasificación con base en el índice de similitud de Bray Curtis, mediante la técnica de ligamiento promedio no

ponderado (UPGMA). Las especies que más contribuyeron a la similaridad se detectaron con el análisis porcentual de similitud mediante la rutina Simper del programa PRIMER v6® (Clarke y Gorley, 2005).

Mediante el software Ecosim versión 7.72 (Gotelli y Entsminger, 2009), se realizó un análisis de modelo nulo de co-ocurrencia de especies (Gotelli y Entsminger, 2003), teniendo en cuenta la matriz de presencia-ausencia de plantas acuáticas en cada sitio de muestreo a través del índice C-score (Stone y Roberts, 1990). Considerando tres simulaciones, (1) modelo fijo/fijo, que preserva los datos de las filas (especies) y columnas (sitios) de la matriz, un segundo modelo (2) fijo/equiprobable (SIM 4), que mantiene fijas las filas considerando equiprobables las columnas, y un tercer modelo (3) fijo/proportional (SIM 9), donde se mantiene constante la ocurrencia total de especies, y la probabilidad de ocurrencia de una especie determinada en un sitio (columna) es proporcional al total de columnas de la muestra (Gotelli, 2000; Urrutia *et al.*, 2012).

RESULTADOS

Composición y abundancia de plantas vasculares acuáticas del complejo cenagoso del Bajo Sinú

En el período de estudio se registraron 39659 individuos distribuidos en 24 familias, 30 géneros y 35 especies. La mayor abundancia de plantas se presentó en Momil con 18582 individuos, seguida de Purísima con 11829 y la menor en San Sebastián (3729 individuos) (Tabla 2).

La familia Lemnaceae presentó la mayor abundancia porcentual con el 31,2 % correspondiente a 12409 individuos, seguida de la familia Poaceae con el 13,0 % y 4997 especímenes. Marantaceae fue la familia de menor abundancia con el 2,34 %. El resto de familias contaron con abundancias inferiores al 2 % (Fig. 2A). En cuanto a las especies, la mayor abundancia relativa fue *Lemna minor* L con el 31,9 % formando agremiaciones con otras especies flotantes como *Salvinia auriculata* Aubl, la cual resultó ser la segunda especie más abundante (12,4 %), y *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms que mostró una representación del 8,2 %, cabe destacar que esta última se reportó en todos los meses de muestreo. En contraste, *Thalia geniculata* L presentó baja abundancia (2,95 %) (Fig. 2B). Es de anotar que en el CCBS esta especie forma asociaciones con *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees y *Paspalum repens* Berg, las cuales mostraron una abundancia porcentual de 5,75 y 4,29 % respectivamente.

Variaciones temporales

Las mayores abundancias totales promedios se obtuvieron en junio (394, individuos.), mayo (289,79 individuos), septiembre (279, individuos) y octubre (272,7 individuos), meses con predominio de lluvias. Las menores abundancias se registraron en febrero y abril con 89,09 y 115,30 individuos respectivamente, meses en los que se presentaron menores precipitaciones (CVS, 2008).

Tabla 2. Composición y abundancia de plantas vasculares acuáticas en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (CCBS).

Familia	Especie	Momil	Purísima	María Arriba	San Sebastián	No. De especímenes
ARACEAE	<i>Pistia stratiotes</i> L.	142	81	6	51	280
ASTERACEAE	<i>Ambrosia cumanensis</i> (Var) Kunth.	0	0	3	22	25
AZOLLACEAE	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	0	0	22	21	43
BORRAGINACEAE	<i>Heliotropium indicum</i> L.	14	6	14	34	68
CABOMBACEAE	<i>Cabomba caroliniana</i> Aubl.	0	0	94	68	162
CAPPARACEAE	<i>Cleome spinosa</i> L.	3	456	0	12	471
CERATOPHYLLACEAE	<i>Ceratophyllum echinatum</i> A. Gray.	37	81	991	61	1170
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	573	248	125	205	1151
CYPERACEAE	<i>Torulinium odoratum</i> (L.) S. Hooper	237	428	0	0	665
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	119	0	0	0	119
EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia hypericifolia</i> L.	115	388	0	0	503
	<i>Euphorbia</i> sp.	379	264	0	0	643
FABACEAE	<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw.	122	29	0	0	151
	<i>Mimosa pigra</i> L.	44	163	0	2	209
	<i>Senna alata</i> L.	0	0	6	33	39
	<i>Neptunia oleracea</i> (Baillon) Lour.	626	1061	67	64	1818
LEMNACEAE	<i>Lemna minor</i> L.	10000	2000	340	69	12409
MALVACEAE	<i>Malva sylvestris</i> L.	0	0	0	14	14
MARANTACEAE	<i>Thalia geniculata</i> L.	180	31	91	626	928
MARSILEAEAE	<i>Marsilea polycarpa</i> Hook& Grew	0	9	0	0	9
NAJADACEAE	<i>Najas arguta</i> H.B.K	0	4	0	0	4
NYMPHAEACEAE	<i>Nymphaea ampla</i> . (Lehm)Salisb.	1	20	58	29	108
MENYANTHACEAE	<i>Nymphoides indica</i> (L.)Kuntze	0	0	17	3	20
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) Hara	969	545	334	114	1962
	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth.) Raven	1058	0	0	0	1058
POACEAE	<i>Echinochloa colonum</i> (L.) Link.	76	0	0	0	76
	<i>Echinochloa polystachya</i> H.B.K.(Hitchc.)	0	0	145	357	502
	<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees.	230	743	410	317	1700
	<i>Lersia hexandra</i> Swartz.	475	155	0	0	630
POLYGONACEAE	<i>Paspalum repens</i> Berg.	502	772	592	416	2282
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Kunth.	11	0	45	0	56
	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth.	81	134	431	109	755
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	709	1549	641	379	3278
SALVINIACEAE	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	1405	1861	1068	621	4955
SOLANACEAE	<i>Solanum hirtum</i> Vahl.	474	801	19	102	1396
TOTAL		18582	11829	5519	3729	39659

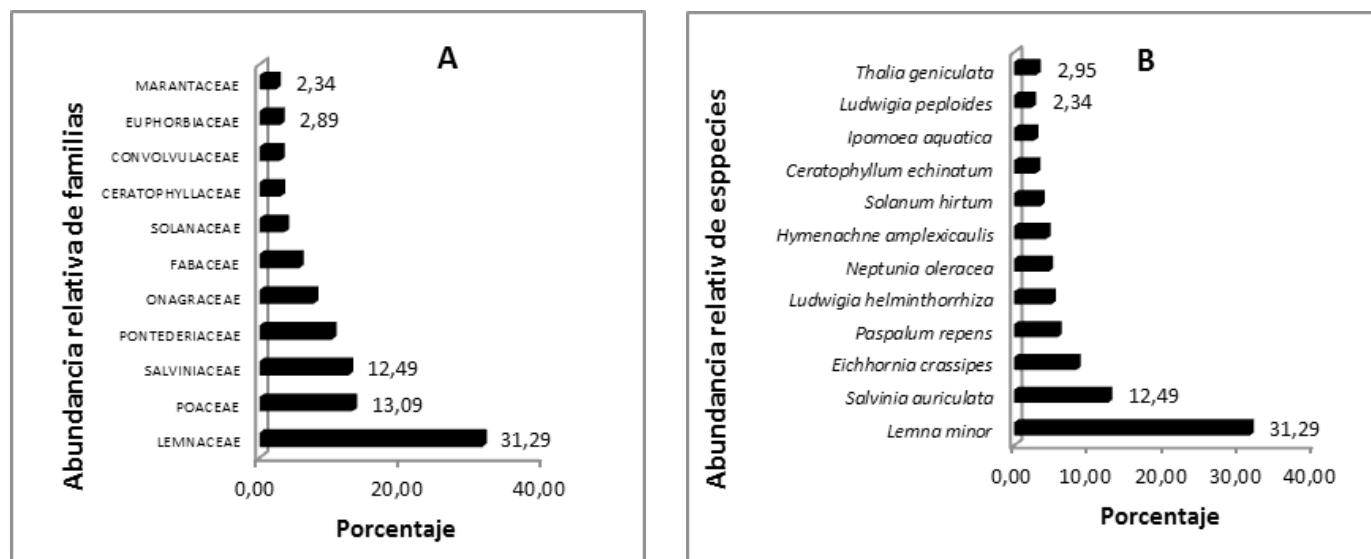


Figura 2. A. Abundancia relativa de familias. B . Abundancia relativa especies de plantas vasculares acuáticas en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (CCBS).

Los resultados por períodos hidrológicos muestran que la mayor abundancia de especies se presentó en las fases de aguas en ascenso (272,75 individuos) y aguas altas (223,69 individuos) (Fig. 3A-3B), lo cual demuestra la influencia del régimen de inundación sobre la variación espacio-temporal de la cantidad de plantas acuáticas.

El análisis de varianza (ANOVA) indica que no existen diferencias estadísticas significativas entre la abundancia de

especies y la temporalidad ($F = 1,04$; $GL = 11$; $p = 0,083$), sin embargo al comparar las medias obtenidas de la abundancia total promedio de las macrófitas con respecto a los meses mediante la prueba de rango múltiple, se formaron tres grupos homogéneos. El primero corresponde a diciembre, enero y febrero; el segundo a agosto, noviembre, marzo, abril, septiembre, julio, octubre y mayo y el tercero a junio. Este último se separó debido al incremento en la abundancia

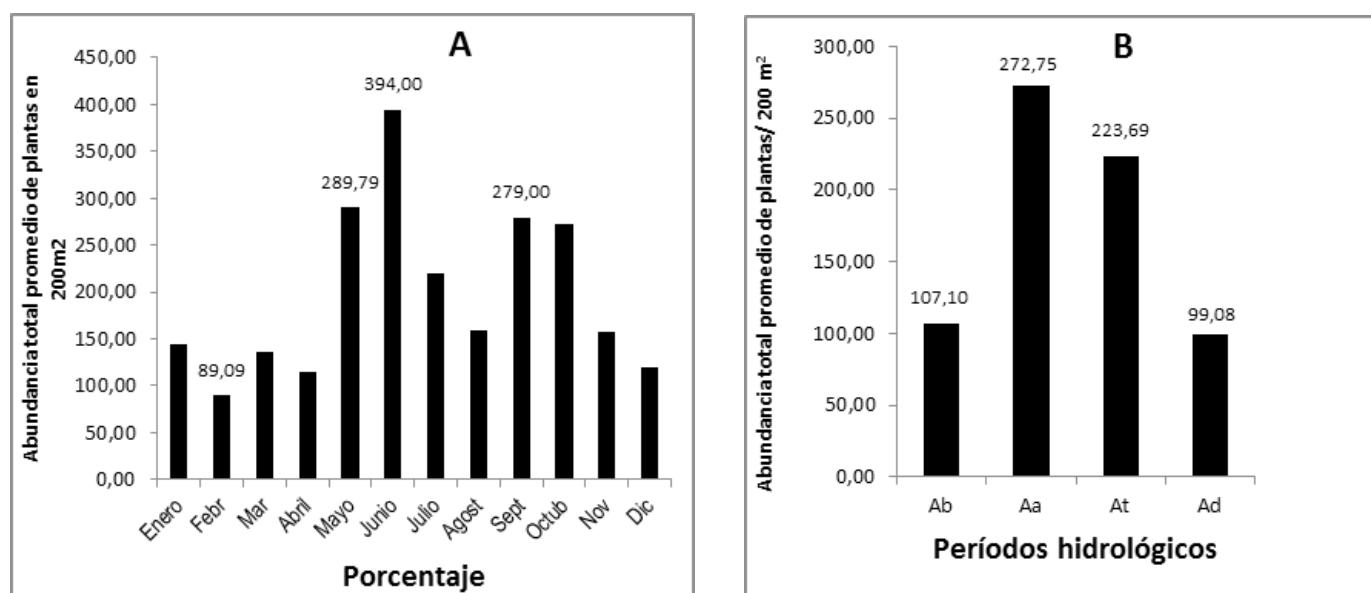


Figura 3. A. Abundancia total promedio de plantas vasculares acuáticas durante los meses de muestreo. B. Abundancia total promedio por períodos hidrológicos en el Complejo Cenagoso del Bajo Sinú (Ab: aguas bajas; Aa: aguas en ascenso; At: aguas altas y Ad: agua en descenso).

de plantas (8456), que al parecer estuvo influenciado por el aumento en las lluvias. En dicho mes predominaron las plantas flotantes como *L. minor* (6000) y *E. crassipes* (474).

El dendrograma de similaridad (Fig. 4) a nivel temporal mostró la formación de cuatro grupos, el primero conformado por los meses de octubre, septiembre y julio, con un nivel de afinidad del 51,01 %. En un segundo grupo estuvieron diciembre, noviembre y enero, con un porcentaje de 52,73 %; a medida que se van retirando las aguas durante este período (aguas en descenso) comienzan a aparecer especies vegetales propias de dicha época. Ademas, se desarrollaron plantas de hábitat acuáticos que necesitan de la sequía para iniciar su período vegetativo. Las especies reportadas para esta época fueron *Solanum hirtum* en mayor abundancia, *E. crassipes*, *Eichhornia azurea*, *T. geniculata*, *Ludwigia peploides*, *Heliotropium indicum*, *Euphorbia hypericifolia*, *Euphorbia* sp., *Mimosa pigra*, *Cyperus rotundus*, *Echinochloa colonum* y *Cleome spinosa*. En esta

época, la diversidad fue baja, lo cual pudo deberse en parte a que se formaron extensos playones que fueron arados para cultivar patilla y maíz. Un tercer grupo correspondió a mayo y junio con un porcentaje de 91,29 %. Tales meses son de incremento de las lluvias y esto incide directamente sobre la abundancia de las plantas que llegaron a 7775 y 8456 individuos respectivamente. Entre las más abundantes estuvieron *L. minor*, *S. auriculata*, *E. crassipes* y *Neptunia oleracea*. El cuarto grupo reunió los meses de enero, febrero y abril con un 57,09 % de afinidad que correspondió al período de aguas en ascenso, en el que empiezan a germinar las semillas de las especies típicas de la época de lluvias en las ciénagas como *Lersia hexandra*, *Ipomoea aquatica*, *N. oleracea*, *Ludwigia helminthorrhiza*, *P. repens* y *Ceratophyllum echinatum*.

El análisis discriminante (AD) (Fig. 5) explicó una varianza del 94,9 % en las dos primeras funciones. Mostró la separación de tres grupos, uno constituido por las ciénagas

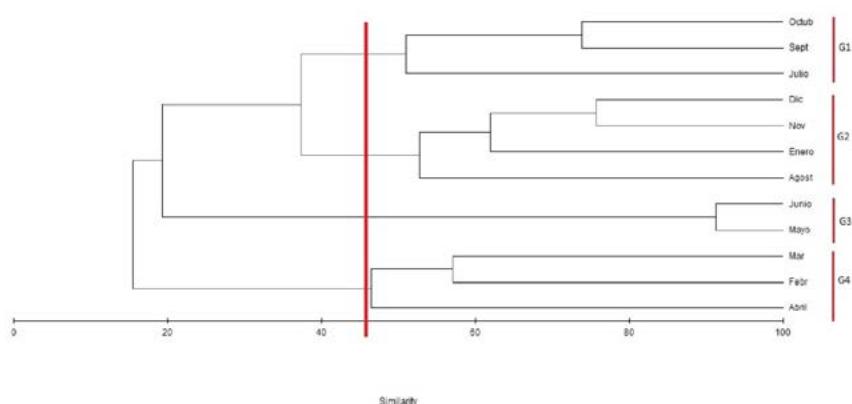


Figura 4. Dendrograma de similaridad de Bray-Curtis, UPGMA, entre las abundancias reportadas en los meses de estudio en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (CCBS).

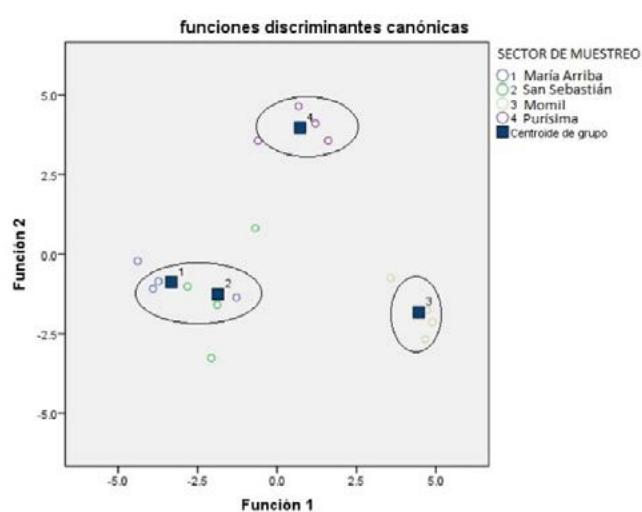


Figura 5. Análisis discriminante teniendo en cuenta la abundancia de las plantas vasculares acuáticas por estaciones de muestreo 1 (María Arriba), 2 (San Sebastián), 3 (Momil), 4 (Purísima).

de María Arriba y San Sebastián, el otro, por la ciénaga de Momil y un tercer grupo por la ciénaga de Purísima. Esta segregación podría estar relacionada con la presencia de plantas que sólo se presentan en uno de los sectores de estudio, como por ejemplo *Marsilea polycarpa* y *Najas arguta*, halladas únicamente en Purísima. El estadístico Lambda de Wilks indica niveles de probabilidad altamente significativos; en la primera función ($X 258,8 = 11,651$); $p = 0,005$) y la segunda función ($X 236,2 = 7,177$); $p = 0,061$.

Los resultados del modelo nulo (Tabla 3) a nivel espacial, indican que en uno de los modelos las asociaciones de especies no son aleatorias, es decir que hay factores reguladores, mientras que en los dos modelos restantes indica que las asociaciones de especies son aleatorias, o sea que no hay factores reguladores.

DISCUSIÓN

Las plantas acuáticas presentan adaptaciones morfológicas y estructurales que les permiten mantenerse en las condiciones cambiantes de las ciénagas, las cuales en su dinámica natural presentan variaciones en el nivel de agua asociada a régimen de precipitación anual. De las 35 especies reportadas solo 14 (40 %) se presentaron en todos los puntos de muestreo, a pesar de que los cuatro sectores considerados, forman parte del mismo complejo y de la poca separación geográfica entre ellas. Estas especies son *Pistia stratiotes*, *Heliotropium indicum*, *C. echinatum*, *I. acuática*, *N. oleracea*, *L. minor*, *T. geniculata*, *Nymphaea ampla*, *L. helminthorrhiza*, *H. amplexicaulis*, *P. repens*, *E. azurea*, *E. crassipes*, *S. auriculata* y *Solanum hirtum*. Algunas de éstas plantas son perennes como: *P. stratiotes*, *H. indicum*, *N. ampla*, *H. amplexicaulis* y *P. repens* que poseen la capacidad (o ventaja) de absorber nutrientes por hojas y raíces, suelen desarrollarse en playas y orillas fangosas y, es frecuente observar que algunas cambian de hábito enraizado a un biotipo flotante como *E. crassipes* y *P. stratiotes* cuando las aguas suben en época de lluvias (De La Barra, 2003); estas últimas captan los nutrientes del sustrato a través de su sistema radicular y emergen del agua para mantener un intercambio gaseoso con el aire, sin verse afectadas por las corrientes y las fluctuaciones del nivel del agua (Terneus, 2007).

En el estudio, *S. auriculata* y *E. crassipes*, fueron las hidrófitas flotantes más representativas, éstas según Roldán (1992) toman los nutrientes directamente del agua a través de la pared celular

o mediante su sistema radicular, por lo que, el mantenimiento de nivel de agua, es fundamental para su supervivencia, sin embargo, *E. crassipes*, puede enraizarse cuando el nivel de inundación baja favoreciendo su presencia en todos los períodos hidrológicos del año, aunque con relativa disminución en su abundancia durante esta fase seca; *S. auriculata*, abundante en las ciénagas de estudio, prolifera a temperatura aproximada de 30 °C, luz solar directa y alta cantidad de nutrientes, bajo condiciones ideales, puede duplicar su tamaño cada dos a cinco días en el medio tropical se duplica en promedio cada siete días (Room y Thomas, 1986).

En las ciénagas del complejo cenagoso del Bajo Sinú, la especie *E. crassipes*, formó agremiaciones mezcladas con otras plantas flotantes como *S. auriculata* y *P. stratiotes*, ésta es oportunista y puede formar grandes “tapetes” homogéneos (Niño y Lot, 1983) que modifican la calidad del agua.

Los resultados del complejo cenagoso muestran que las mayores abundancias de las especies se presentaron en meses de aguas en ascenso (272,75 individuos) (Fig. 3B) acorde con lo indicado por Wallsten y Forsgren (1989) y Gordon (1998). Estos autores afirman que en humedales de ambientes tropicales la abundancia de las especies aumenta con una relativa disminución de la riqueza durante el período de inundación. Asimismo, Junk y Howar (1984), Neiff (1986), Gopal (1990) señalan que las fluctuaciones de los niveles de agua ocasionan cambios en la diversidad y abundancia de las plantas acuáticas. La variación en el nivel del agua es el factor que influye en mayor medida sobre la riqueza y abundancia de las comunidades vegetales acuáticas (Rial, 2006). Además la sucesión vegetal está relacionada con el aporte de nutrientes proveniente de la descomposición de la materia orgánica y de fertilizantes agrícolas arrastrados por la escorrentía. De acuerdo con Rull (1990), la sucesión de las comunidades de macrófitas acuáticas en los ecosistemas cenagosos responde al patrón de “sucesión modulada” por lo menos durante la fase de llenado, la cual consiste en cambios de dirección en las tendencias sucesionales a causa de variaciones del ambiente externo que no determinan la sustitución de la hidroserie.

A medida que se van retirando las aguas durante el período de aguas en descenso, comienzan a aparecer especies vegetales propias de dicha época. Además, se desarrollaron plantas de hábitats acuáticos que necesitan de la sequia

Tabla 3. Resultados del análisis de modelo nulo para los sitios estudiados, los valores de $p < 0,05$ indican que las asociaciones de especies no son aleatorias.

Modelo	Índice observado	Índice Promedio	Efecto estándar del tamaño	P valor
Fijo-fijo	0,40	0,36	3,36	0,99
Fijo-equiprobable	0,40	0,74	-8,70	0,01
Fijo-proporcional	0,40	0,55	-1,601	0,06

para iniciar su periodo vegetativo. Las especies reportadas para esta época fueron *Solanum hirtum* en mayor abundancia, *E. crassipes*, *Eichhornia azurea*, *T. geniculata*, *Ludwigia peploides*, *Heliotropium indicum*, *Euphorbia hypericifolia*, *Euphorbia* sp., *Mimosa pigra*, *Cyperus rotundus*, *Echinochloa colonum* y *Cleome spinosa*. En esta época, la diversidad fue baja, lo cual pudo deberse en parte a que se formaron extensos playones que fueron arados por los pobladores.

En las ciénagas estudiadas, a medida que se va reduciendo el espejo de agua en el período de aguas bajas comienzan a desarrollarse especies vegetales propias de dicha época como *Solanum hirtum* (en mayor densidad), *T. geniculata*, *Ludwigia peploides*, *Heliotropium indicum*, *Euphorbia hypericifolia*, además, se desarrollaron plantas de habitats terrestre que inician su período vegetativo en esta época (Cataño et al., 2008) como *Euphorbia* sp., *Mimosa pigra*, *Cyperus rotundus*, *E. colonum* y *Cleome spinosa*, las dos últimas con bajas abundancias; especies que aprovechan los nutrientes producto de la descomposición de la vegetación acuática (De La Barra, 2006). Asimismo, Montoya y Aguirre (2009) señalan que se ha identificado la tendencia a la disminución de la cobertura de las plantas hacia la época seca.

El análisis discriminante evidenció la distribución espacial de las plantas acuáticas vasculares. De esta manera, las ciénagas de María Arriba y San Sebastián que tienen poca separación geográfica, registran especies comunes como *L. Helmintorrhiza*, *H. amplexicaulis* y *Echinochloa polystachya*, mientras que la ciénaga de Momil mostró una segregación definida por la presencia de *E. colonia*, *P. hydropiperoides* y *L. peploides*. Finalmente, la ciénaga de Purísima se consolidó en un tercer grupo por las especies como *M. polycarpa* y *N. arguta*.

El análisis nulo de co-ocurrencia evidenció que sólo una de las tres simulaciones mostró la existencia de un factor regulador, los patrones observados fueron aleatorios o azarosos. La inexistencia de un factor regulador, podría estar explicando por la existencia de plantas exclusiva en los sectores, por ejemplo *C. rotundus* y *E. colonum* que sólo se reportaron en Momil, *N. arguta* y *M. polycarpa*, en Purísima y *M. sylvestris* en San Sebastián; asimismo, se puede afirmar que la heterogeneidad espacial es tal vez uno de los factores que tienen una mayor influencia en la estructura de las comunidades de plantas acuáticas de los ecosistemas estudiados, siendo la topografía, las características del sedimentos y de la masa de agua y los factores antropogénicos, lo que marca la estructura de las agremiaciones en cada sector.

CONCLUSIONES

La composición y abundancia de las plantas vasculares acuáticas estuvo influenciada por el régimen hidrológico de 2011. Las especies más abundantes en los periodos de aguas en ascenso (abril, mayo y junio) y aguas altas (julio, agosto, septiembre y octubre) fueron *L. minor*, *E. crassipes*, *E. azurea*, *S. auriculata*, *P. stratiotes*, *S. hirtum*, mientras que, *Fuirena*

squarrosa y *T. odoratus* fueron abundantes durante el período de aguas bajas (enero, febrero y marzo), indicando que cada especie presenta ciclos reproductivos y se desarrollan eficazmente en una época determinada del año.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigación de la Universidad de Córdoba (CIUC) por apoyo logístico y económico, a través del proyecto “Estado actual de las Plantas acuáticas en Córdoba”, a los estudiantes de Biología, Luis Alfredo Regino Buelvas, Luis Fernando Sánchez Puche, Cristian Martínez Morelo y Valentín Espitia Argel que aportaron su fuerza y dedicación en el desarrollo del mismo.

REFERENCIAS

- Acosta L, Agüero R. Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. Agron Mesoam. 2006;17(2):213-219. Doi: <http://dx.doi.org/10.15517/am.v17i2.5162>
- Albuquerque W. Identificação de plantas invasoras de cultura da regiao de Manaus. (Tese de Mestrado), Manaos, Brasil: CNP/INPA/FUA 1978.; p. 475-471.
- AMBIETEC. Diagnóstico Ambiental de la Ciénaga Grande de Lorica y Ciénaga de Betancí. Bogotá: URRA S.A;1997; p. 96-102.
- Arrocena R, Mazzeo N. Macrófitas acuáticas de un arroyo urbano en Uruguay, y su relación con la calidad del agua. Rev BioTrop. 1994;42(3):723-728.
- Arroyave M. La lenteja de agua (*Lemma minor* L) una planta acuática promisoria. Revista EIA. 2004;1(1):33-38.
- Arteaga M. Estructura y biotipología de la comunidad de macrófitas de pequeños lagos artificiales en la región norte del altiplano Cundiboyacense. Colombia. Memorias de investigaciones limnológicas en ecosistemas acuáticos tropicales; 1995. p. 125-137.
- Canfield R. Application of the line interception method in sampling range vegetation. J For. 1941;34:388-394.
- Castillo A, Forero F. Estudio ecológico comparativo de los macrófitos acuáticos de dos sistemas lagunares del Municipio de Puerto López (Meta) (Trabajo de Grado). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia; 1991. p.126.
- Cataño Y, Quiros J, Arias J, Novoa J, Genes F. Estudio de la vegetación acuática en un área de inundación de la Ciénaga Grande del Bajo Sinú, sector Purísima, Departamento de Córdoba, Colombia. Rev Asoc Col Cien Biol Col. 2008;20(1):34-47.
- Clarke K, Gorley R. User Manual / Tutorial. Plymouth: PRIMER-E Ltda; 2005. p. 192.
- Corporación Autonóma de Los Valles del Sinu Y San Jorge (CVS). Plan de Manejo y Ordenamiento Ambiental del Complejo Cenagoso del Bajo Sinú. Medellín, Colombia: CVS; 2008. p. 119.
- Correa P, Velez J, Smith R, Velez A, Barrientos A, Gómez J. Metodología de balance hídrico y sedimentos como herramienta para la gestión integral del complejo lagunar

- del bajo Sinú. Rev Avances en recursos hidráulicos. 2006;14(1):71-86.
- Crow G. Species diversity in aquatic angiosperms: latitudinal patters. *Aquat Bot.* 1993;44(2-3):229-258.
- De La Barra N. Clasificación ecológica de la vegetación acuática en ambientes lacustres de Bolivia. *Rev Bol Ecol.* 2003;13(1):65-93.
- Ederra I. Botánica ambiental aplicada. España: Ediciones Universidad de Navarra (EUNSA); 1997. p. 98.
- Getsinger K, Dillon C. Quiescence, growth and senescence of *Egeria densa* in lake Marion. *Aquat Bot.* 1984;20(3-4):329-338.
- Gopal B. Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian Sub-continent. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers Group.;1990. p. 127-148.
- Gordon E. Seed characteristics in plant species from riverine wetlands in Venezuela. *Aquat Bot.* 1998;60(4):417-431.
- Gotelli N, Entsminger G. EcoSim: null models software for ecology. Version 7. (Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465); 2009. Disponible en <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>
- Guisande C, Barreiro A, Maneiro I, Riveiro I, Vergara A, Vaamonde. A. Tratamiento de Datos. España: Ediciones Díaz de Santos; 2006. p. 223.
- Hauenstein E, Ramírez C, González M, San Martín C. Comparación de la flora macrofítica de tres lagos del centro-sur de Chile (Budi, Llanquihue y Cayetué). *Rev Geogr Valparaíso.* 1993;22(1):175-193.
- Hauenstein E, González M, Leiva L, Falcón L. Flora de macrófitos y bioindicadores del lago Budi (IX Región, Chile). *Gayana Bot.* 1999;56(1):53-62.
- Hauenstein E, González, M, Peña F, Muñoz A. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Tolten (IX región, chile). *Gayana Bot.* 2002;59(2):87-100. Doi: [org/10.4067/S0717-66432002000200006](https://doi.org/10.4067/S0717-66432002000200006).
- Junk W, Howar H. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: Sioli H, editor. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.* Boston:Junk publisher; 1984. p. 269-293.
- Kunii H. Aquatic macrophyte composition in relation to environment factors of irrigation ponds around Lake Shinji, Shimane, Japan. *Vegetation.* 1991;97(2):137-148. Doi: [10.1007/BF00035387](https://doi.org/10.1007/BF00035387).
- Lot A, Novelo A, Olvera, M, Ramírez P. Catálogo de Angiospermas Acuáticas de México. Hidrófitas estrictas emergentes, sumergidas y flotantes. México: Universidad Nacional Autónoma de México.; 1999. p. 161.
- Montoya Y, Aguirre N. Estado del arte de la limnología de lagos de planos inundables (Ciénagas) en Colombia. *Gestión y Ambiente.* 2009;12(3):85-105.
- Mora A, Villaseñor J, Martínez M. Las plantas vasculares acuáticas estrictas y su conservación en México. *Acta Bot Mex.* 2013;103(1):27-63.
- Neiff J. Aquatic plants of the Paraná system. In: Davies B, Walker R., editores. *The ecology of river systems.* Holanda: Junk Dordrechl.; 1986. p. 557
- Niño S, Lot A. Estudio demográfico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms: Dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México. *Bol Soc Bot México.* 1983;11(45):71-83.
- Olvera V. Biología y ecología del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solm. In: *Control y aprovechamiento del lirio acuático en México.* Diaz G, editor. Serie Divulgación 17. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua: México. 1989. p. 9-42.
- Petr T. Interaction between fish and aquatic macrophytes in Inland Waters. A review No. 396. Roma: FAO Fisheries Technical Paper; 2000: p. 185.
- Petry P, Baley P, Markle F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon river floodplain. *Fish Biol.* 2003;63(3):547-579. Doi: [10.1046/j.1095-8649.2003.00169](https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169).
- Pompeo M. *Perspectiva da Limnologia no Brasil.* São Luis: Gráfica e Editora União.; 1999. p. 198.
- Quirós J, Dueñas R, Ballesteros J. Macroinvertebrados asociados a las raíces de *Eichhornia crassipes* (Mart). Solms, en dos sectores del complejo cenagoso del bajo Sinú, departamento de Córdoba, Colombia. *Rev Asoc Col Cienc Biol Col.* 2010;22(1):147-157.
- Rangel O. Vegetación acuática. Caracterización inicial. Colombia Biodiversidad Biótica IX. Ciénagas de Córdoba: biodiversidad, ecología y manejo ambiental. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales y Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge; 2010. p. 325-339.
- Ramírez C, Godoy R, Contreras D, Stegmaier E. Guía de plantas acuáticas y palustres valdivianas. (Tesis de grado). Chile: Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia; 1982. p. 52.
- Raven P, Evert R, Eichhorn S. *Biology of plants.* Barcelona: Reverté; 1992. p. 369.
- Rial A. Variabilidad espacio-temporal de las comunidades de plantas acuáticas en un humedal de los Llanos de Venezuela *Rev Biol Trop.* 2006;54(2):403-413.
- Ríos L Palacios J, Aguirre N. Variabilidad fisicoquímica del agua en la ciénaga El Eneal, reserva natural Sangaré municipio de San Onofre-Sucre, Colombia. *Rev Fac Ing Univ Antioquia.* 2008;46(1):39-45.
- Rivera O. Flora. In: Rangel O, editor. Colombia Biodiversidad Biótica IX. Ciénagas de Córdoba: biodiversidad, ecología y manejo ambiental. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales y Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge; 2010. p. 122.
- Roldan G. Fundamentos de limnología neotropical. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.; 1992. p. 18.
- Room P, Thomas P. Nitrogen, phosphorus and potassium in *Salvinia molesta* Mitchell in the field: effects of weather,

- insect damage, fertilizers and age. *Aquatic Bot.* 1986; 24(3):213-232.
- Rottmann J. Guía de Identificación de Aves de Ambientes Acuáticos. Chile: Editors J Aguirre y Tala. 1995; p. 405.
- Rull V. Quaternary palaeoecology and ecological theory. ORSIS. 1990;5(1):91-111.
- Schmidt-Mumm U. Notas sobre la vegetación acuática de Colombia I: Estructura. *Rev Fac Cien Univ Jav.* 1988(a);1(2):108-121.
- Schmidt-Mumm U. Notas sobre la vegetación acuática de Colombia. *Rev Fac Cien Univ Jav.* 1988(b);1(3):85-119.
- Schmidt-Mumm U. Primer registro de *Wolffia oblonga* (Phil) Hegel. Sinopsis de las lemnaceas en Colombia. *Caldasia.* 1992;17(1):11-20.
- Spencer W, Bowes G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: Pieterse AH, Murphy KJ, editors. *Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation.* New York: Oxford Science Publications.; 1990. p. 40-51.
- Stone L, Roberts A. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia.* 1990;85:74-79.
- Terneus E. Comunidades de plantas acuáticas en lagunas de los Páramos del Norte y sur del Ecuador. *Santafé de Bogotá. Caldasia.* 2002;24(2):379-391.
- Terneus E. Las plantas acuáticas en el sistema lacustre-ribertino Lagartococha, reserva de producción faunística Cuyabeno, Ecuador. *Acta Biol.* 2007;29(6):97-106.
- Tiner R. The concept of a hydrophyte for wetland identification. *Bioscience.* 1991;41(4):236-247.
- Universidad Nacional de Colombia. Plan de restauración Ambiental del Canal del Dique. Bogotá: UNAL: 2005. p. 225.
- Urrutia J, Rivera R, Hauenstein E, De los Ríos P. Modelos nulos para explicar asociaciones de macrófitas en ambientes léticos de la región de La Araucanía, Chile. *Phyton (B Aires).* 2012;81:7-13.
- Wallsten M, Forsgren P. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *J Aquat Plant Manag.* 1989;27(1):32 -37.
- Velásquez J. Plantas Acuáticas vasculares de Venezuela. Caracas: U. Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico; 1994. p. 992.

