

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS DEL HÁBITAT

RIBEREÑO DE LA PARTE BAJA DEL RÍO SAN MIGUEL, SONORA

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CON OPCIÓN EN:

RECURSOS NATURALES TERRESTRES

PRESENTA:

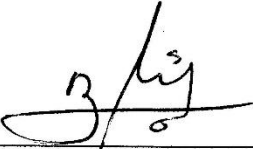
ONÉSIMO GALAZ GARCÍA

FORMATO DE APROBACIÓN

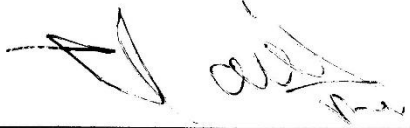
Los miembros del Comité de Tesis designado para revisar la Tesis de Onésimo Galaz García la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el Título de Licenciado en Biología con Opción en Recursos Naturales Terrestres.



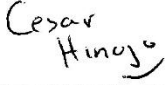
Dr. Alejandro E. Castellanos Villegas
Director de Tesis



M.C. Gilberto Solís Garza
Sinodal Secretario



Dr. José Raúl Romo León
Sinodal



M.C. Cesar Hinojo Hinojo

DEDICATORIA

Este trabajo, presentado como una primicia en mi carrera profesional, lo dedico a Dios y reconociendo su soberanía quiero expresar mi gratitud citando al salmista:

Él fundó la tierra sobre sus cimientos; no será jamás removida. Con el abismo, como con vestido, la cubriste; sobre los montes estaban las aguas. A tu reprensión huyeron; al sonido de tu trueno se apresuraron; subieron los montes, descendieron los valles, al lugar que Tú les fundaste. Les pusiste término, el cual no traspasarán, ni volverán a cubrir la tierra.

Tú eres el que envía las fuentes por los arroyos; van entre los montes; dan de beber a todas las bestias del campo; mitigan su sed los asnos monteses. A sus orillas habitan las aves de los cielos; cantan entre las ramas. Él riega los montes desde sus aposentos; del fruto de sus obras se sacia la tierra. El hace producir el heno para las bestias, y la hierba para el servicio del hombre, sacando el pan de la tierra, y el vino que alegra el corazón del hombre, el aceite que hace brillar el rostro, y el pan que sustenta la vida del hombre.

Se llenan de savia los árboles de Jehová, los cedros del Líbano que Él plantó. Allí anidan las aves; en las hayas hace su casa la cigüeña. Los montes altos para las cabras monteses; las peñas, madrigueras para los conejos.

Hizo la luna para los tiempos; el sol conoce su ocaso. Pones las tinieblas y es la noche; en ella corretean todas las bestias de la selva. Los leoncillos rugen tras la presa y para buscar de Dios su comida. Sale el sol, se recogen y se echan en sus cuevas. Sale el hombre a su labor y a su labranza hasta la tarde.

¡Cuán innumerables son tus obras, oh Jehová! Hiciste todas ellas con sabiduría; la tierra está llena de tus beneficios.

Salmos 104:5-24 RV60

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi amá Rosalía García R. y mi apá Onésimo Galaz M. porque su ejemplo ha sido para mí como un punto de apoyo que me impulsa a continuar hacia adelante.

A mis hermanos Luis y Daniel que siempre están cuando más.

A mis amigos del Laboratorio de Ecofisiología Vegetal del DICTUS con quienes la convivencia es más una retroalimentación en donde cada comentario se ha vuelto un aporte es sustancial en este trabajo de investigación; Caro, Cesar, José, Tere, Nacho, Karenka, Romeo, Diana, Emilio, Lupitsa, Mapolo y Lara; sin dejar de lado a Laurita y Mardelrío et al. Gracias chavos.

También a Stephanie Franco (inexplicablemente me has contagiado una especie de inspiración en el ejercicio de representar ideas, palabras o números mediante letras u otros signos gráficos en este trabajo).

A los miembros del comité de quienes recibí consejos, apoyo y grandes motivaciones durante el todo el proceso de tesis.

A la Universidad de Sonora, al DICTUS y a la Licenciatura en Biología. Es aquí donde mis maestros compartieron esos conocimientos y enseñanzas que se han convertido en una parte importante de la formación profesional y ética en mi persona.

Y, por supuesto, reiterar mi agradecimiento por ser parte del Proyecto “CNH: STRENGTHENING RESILIENCE OF ARID REGION RIPARIAN CORRIDORS: ECOHYDROLOGY AND DECISION-MAKING IN THE SONORAN AND SAN PEDRO WATERSHEDS” con financiamiento de la National Science Foundation a través de la University of Arizona a la Universidad de Sonora por medio del Dr. Alejandro E Castellanos V.

CONTENIDO

FORMATO DE APROBACIÓN	iii
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTOS	vii
CONTENIDO.....	viii
LISTA DE TABLAS.....	x
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMEN.....	xii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
II.1. La Naturaleza de los Ríos	4
II.2. EL Hábitat Ribereño	5
II.2.1 Conservación y legislación.....	5
II.2.2 La vegetación del hábitat ribereño	6
II.2.3 El hábitat ribereño en zonas áridas.....	8
II.3. La Diversidad como un Indicador Biológico.....	10
III. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	14
IV. JUSTIFICACIÓN	15
V. HIPÓTESIS CIENTÍFICA.....	16
VI. OBJETIVOS	17
VI.1. Objetivo General	17
VI.2. Objetivos Específicos	17
VII. MATERIALES Y MÉTODOS.....	18
VII.1. Características Generales del Río San Miguel.....	18
VII.2. Sitios de Muestreo.....	18
VII.3. Análisis de Diversidad	22
VII.3.1 Curvas de Whittaker.....	22
VII.3.2. Diversidad alfa	22
VII.3.3. Diversidad beta.....	23

VII.4. Análisis Multivariado	24
VIII. RESULTADOS	25
VIII.1. Composición Florística y Formas de Vida.....	25
VIII.3. Diversidad	33
VIII.3.1 Diversidad-Dominancia.....	33
VIII.3.2 Índices de diversidad alfa	34
VIII.3.3 Índices de diversidad beta	37
VIII.3.4 Ordenación	39
IX. DISCUSIÓN.....	40
X. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	44
XI. LITERATURA CITADA.....	45
XII. APÉNDICE 1. Listado florístico de la parte baja de la cuenca del Río San Miguel	53
XIII. APÉNDICE 2. Dominancia por sitio expresada en términos de cobertura relativa.	58

LISTA DE TABLAS

Tabla I	Localidades estudiadas del Río San Miguel.	19
Tabla II	Grado de disturbio en los sitios estudiados del Río San Miguel.	19
Tabla III	Escala de abundancia-dominancia cualitativa de Braun-Blanquet y la transformación cuantitativa de los valores.	21
Tabla IV	Valores de diversidad de especies por sitios de muestreo. GAL: Galera; CCO: Casa Colorada; PIN: Pino; HOR: Horcasitas; VEN: Venados; CUC: Cucurpe.	35
Tabla V	Valores de diversidad beta del índice de Jaccard.	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa del sitio de estudio. Los puntos rojos corresponden a los sitios ribereños y los puntos verdes a los sitios del mezquital (fuera del hábitat ribereño).	20
Figura 2	Abundancia de géneros y especies de las principales familias de la parte baja del Río San Miguel.	26
Figura 3	Porcentaje del total de especies en función de los rangos de frecuencia de relevés en los que cada especie está presente.	27
Figura 4	Frecuencia de las especies en los relevés realizados en la zona ribereña del Río San Miguel.	28
Figura 5	Abundancia de géneros y especies de las principales familias de plantas de la zona ribereña del Río San Miguel.	29
Figura 6	Abundancia de géneros y especies de las principales familias de plantas del mezquital de la parte baja del Río San Miguel.	30
Figura 7	Contribución porcentual de las diferentes formas de vida de las plantas (FV) de la flora registrada en el estudio.	31
Figura 8	Contribución porcentual de las diferentes formas de vida de las plantas (FV) de la flora registrada en los sitios Ribereños (PIN, CCO, GAL, HOR) y los sitios Mezquital (VEN, CUC).	32
Figura 9	Curva de acumulación de especies de los sitios ribereños y mezquital.	33
Figura 10	Curva de rango-abundancia (dominancia-diversidad de Whittaker) de las especies en los sitios ribereños y mezquital	34
Figura 11	Dominancias de Simpson de las especies entre los sitios.	37
Figura 12	Dendrograma de similitud usando el coeficiente de Jaccard y el método UPGMA comparando la riqueza de los sitios del hábitat ribereño (CCO, PIN, GAL y HOR) y el mezquital (CUC y VEN).	38
Figura 13	Ordenamiento no paramétrico multidimensional (NMDS) de la vegetación de hábitat ribereña usando las distancias de Bray-Curtis entre los relevés de cada sitio.	39

RESUMEN

El hábitat ribereño en zonas áridas representa un ecotono entre el medio acuático y el medio terrestre árido. Se caracteriza por presentar una humedad edáfica elevada en ciertas épocas del año, resultando del aporte superficial o subsuperficial del río. El marcado contraste entre la vegetación ribereña y la adyacente del mezquital, y las diferencias de dichos hábitats a todo lo largo de los escurrimientos produce una diversidad estructural con componentes verticales marcados con diversos y distintos estratos de vegetación desde la superficie del agua hasta la parte superior del dosel dominado por árboles. En este sentido, este trabajo busca contribuir al estudio de la estructura, composición y diversidad de las comunidades de plantas del hábitat ribereño del Río San Miguel (RSM), Sonora, un cauce semipermanente en la región árida del Desierto Sonorense. Se hicieron muestreos en cuatro sitios del hábitat ribereño de la parte baja del RSM mediante el método del relevé. Se analizó la riqueza de especies, diversidad alfa y beta, la estructura de la vegetación y se realizó escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Se registraron 154 especies de plantas entre árboles, arbustos, hierbas, cactáceas, trepadoras y pastos. Los valores más altos de diversidad alfa los presentan los sitios ribereños más perturbados. La diversidad beta mostró un patrón de disimilitud por el grado de perturbación. La estructura de la vegetación fue distinta entre los sitios en función del grado de perturbación y el escalamiento NMDS mostró que los sitios ribereños se comportan de manera relativamente independiente. La estructura de la vegetación y diversidad florística del RSM es influenciada por condiciones locales como la humedad (disponibilidad de agua), el régimen fluvial del cauce, el grado de perturbación local y muestra hábitats extremadamente heterogéneos, por lo que es importante considerar su mayor estudio y posible conservación.

I. INTRODUCCIÓN

El lugar donde una especie vive, con sus características biofísicas, se define como su hábitat, y todas las especies que viven en un hábitat representan una comunidad (Smith y Smith, 2007). El hábitat ribereño es la interfaz entre la tierra y un río, un espacio de transición o ecotono entre el medio acuático y el medio terrestre donde plantas y animales adaptados a éste hábitat forman una comunidad distinta y que además se distingue por gradientes en las condiciones biofísicas, ecológicas, de procesos y las características de la biota, son áreas a través de las cuales la hidrología superficial y subsuperficial conecta los cuerpos de agua con zonas adyacentes (National Research Council, 2002). En zonas áridas la transición del hábitat ribereño al espacio adyacente suele ser más corto y marcado que en zonas húmedas, dado que en éstas últimas la humedad ambiental tiende a difuminar el límite exterior el hábitat ribereño (Magdaleno, 2013). Estas características hacen que los hábitats ribereños sean considerados como islas biogeográficas, por la capacidad de permitir la entrada de especies propias de regiones climáticas más húmedas a las zonas áridas (Álvarez y Oria de Rueda, 2006).

La comunidad de plantas del hábitat ribereño se refiere a la vegetación que se encuentra inmediatamente adyacente al afluente fluvial del cauce de un río y se caracteriza por especies y formas de vida que difieren de aquéllas circundantes. El hábitat ribereño junto con la vegetación ribereña es fundamental para la evaluación de la calidad ecológica de un río y son componentes importantes que promueven los servicios de los ecosistemas ribereños. La vegetación ribereña produce una diversidad estructural con un componente vertical bien marcado, con diversos estratos distintivos de formas de vida desde la superficie del agua hasta la parte superior del dosel (Granados-Sánchez et al., 2006). Muchos factores influyen en la estructura de una comunidad de plantas; el clima y la topografía influyen en las características del hábitat incluyendo la temperatura, el suelo y la humedad; la limitación de recursos como agua y nutrientes; las especies tienen características particulares que les permiten adaptarse a ciertas condiciones del hábitat; las especies interactúan de tal manera que provocan cambio en su número y su abundancia; el momento y la historia de las alteraciones, tanto naturales como inducidas por el hombre, afectan la estructura de la vegetación ribereña (Vidal-Abarca et al., 2004).

En los ríos el hábitat ribereño y la comunidad de plantas son componentes importantes que promueven los servicios del ecosistema. Uno de los servicios más importantes de los ecosistemas ribereños se relaciona con la característica de mantener una alta biodiversidad y productividad, al proporcionar refugio y alimento a muchas especies (Patten, 1998), así como actuar como un buffer biológico al minimizar la entrada de sedimentos o contaminantes al río (Carothers, 1997), incluso controlan los regímenes de temperatura y flujos intensos del agua del cauce (Dale et al., 1999, Carver et al., 2004) y evitan la escorrentía superficial contribuyendo a mantener un nivel óptimo de nutrientes en el suelo (Pimentel y Kounang, 1998).

A nivel regional estos hábitats se extienden como corredores ribereños desde el centro-oeste de Canadá hasta el noroeste de México dominados por especies de Álamos (*Populus* spp.) y Sauces (*Salix* spp.) y presentan una estructura y composición uniforme del hábitat en una escala continental (Scott et al., 2009; Felger et al., 2007). Además de proveer importantes servicios ecológicos al hombre, estos hábitats ribereños son utilizados como corredores biológicos por un gran número de especies de aves que migran desde la región del Neotrópico, aquí es donde este hábitat se convierte en una ruta de migración que les proporciona alimento, refugio y condiciones óptimas para la anidación (Villaseñor-Gómez, 2006). Sin embargo, se ha observado que la riqueza y diversidad de aves se relaciona con el estado de perturbación del hábitat ribereño (Hinojosa-Huerta et al., 2008).

El hábitat ribereño de regiones áridas y semiáridas tiene una particular distinción de la matriz de vegetación natural adyacente porque aquí es donde los ecosistemas ribereños reverdecen primero y con frecuencia una franja arbórea marca un curso de agua (Granados-Sánchez et al., 2006). En Sonora los hábitats ribereños constituyen sólo el 0.5% de la superficie total del Estado y de estos se conoce que un 34% han sido transformado a cultivos agrícolas y un 39% aún permanece como vegetación natural (Scott et al., 2009). A pesar de que el hábitat ribereño del Estado representa sólo una pequeña parte de la superficie terrestre, la vegetación ribereña se ven realzada por la importancia los servicios ecológicos que proveen.

Sin embargo, los esfuerzos por conocer a fondo la ecología de las comunidades ribereñas en Sonora no han sido suficientes. Se destacan los trabajos como en el Gentry y colaboradores. (1998) para la región del Río Mayo, Solís-Garza et al. en la Sierra los Ajos (1993), en el Río San Pedro (2000), en el Río Santa Cruz (Solís y Jenkins, 1998), y así como también un trabajo que engloba los principales ríos de Sonora en el cual se presenta el Río San Miguel con un

enfoque en la parte alta del río (Scott et al., 2009), dejando un hueco en la información de la parte baja de éste. Por lo anterior es necesario ampliar el conocimiento sobre la dinámica de las comunidades de plantas del hábitat ribereño que aún permanecen de manera natural dada la importancia que tiene al prestar servicios ecosistémicos únicos y a su vez como corredor biológico.

En este sentido, este trabajo busca contribuir al estudio de la estructura, composición y diversidad de la comunidad de plantas de los hábitats ribereños de la parte baja Río San Miguel, Sonora, un cauce semi-permanente en la región árida del Desierto Sonorense (Shevre y Wiggins, 1964) y discute la importancia que este tipo de hábitats representa para la diversidad, así como el papel de los efectos antropogénicos en su estructura ecológica y diversidad, y el potencial de los servicios de ecosistemas ribereños y sus necesidades de conservación.

II. ANTECEDENTES

II.1. La Naturaleza de los Ríos

Los ríos son sistemas naturales de gran importancia debido a que son esenciales para el funcionamiento del ecosistema. El transporte y circulación cíclica del agua dentro de una cuenca ribereña permite la existencia de los seres vivos, el crecimiento económico y el desarrollo social de una región (Becerra-Rodas, 2013).

El agua proveniente de las precipitaciones es uno de los principales afluentes de recursos hídricos para la región del noroeste de México y sureste de Estados Unidos. En zonas áridas de Sonora éstos afluentes son ríos efímeros por donde fluyen torrentes que discurren esporádicamente, causados comúnmente por tormentas convectivas que ocurren en su mayoría en la época estival de verano y en menor intensidad durante el invierno, pero regularmente están secos el resto del año (Salas, 2000).

La importancia ecológica de los ríos radica en su influencia sobre otros ecosistemas, en los que se presentan ciclos biológicos como el anidamiento y desove de organismos, reproducción y crecimiento de peces y anfibios, cuyos intercambios de materia y energía permiten estructurar cadenas tróficas y ciclos de nutrientes de una infinidad de organismos (Postel y Richter, 2003).

El valor ambiental de los ríos se estima por los beneficios que conceden al hombre, como el abasto de agua potable, agrícola e industria; purificación de aguas residuales; mitigación de inundaciones; mantenimiento de fertilidad de suelos; distribución de nutrimentos a lo largo de la cuenca; provisión de espacios recreativos; generación de energía y medios de transporte (Nilsson y Malm Renöfält, 2008).

A pesar a su relevante significado en el desarrollo de la vida, las actividades humanas han tenido impactos negativos directos e indirectos sobre la integridad ecológica de los ríos. Estos impactos promueven la pérdida del estado ecológico de los ríos. Los primeros se refieren a la extracción demediada de agua subterránea, su desviación, represamiento, con la inadecuada operación de obras (Nilsson et al., 2005) y con la contaminación que causa la descarga de aguas residuales municipales e industriales la cual modifica el volumen, la calidad y la estacionalidad

de los ríos (Jones et al., 2000). Los segundos se caracterizan por el inadecuado manejo territorial de las cuencas, como la deforestación, la fragmentación de ecosistemas a causa de cambios de uso de suelo no planificados, crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura carretera, afecta negativamente la cantidad y calidad de agua disponible (Rosenberg et al., 2000).

II.2. EL Hábitat Ribereño

El término “hábitat” se refiere al lugar donde un organismo vive y está compuesto por un conjunto de factores bióticos y abióticos (Odum et al., 1971). En los ríos, el hábitat ribereño se encuentra junto o directamente influenciada al curso del agua. Esta zona representa un interfase entre el ambiente terrestre y acuático, con atributos físicos y químicos específicos, propiedades bióticas y procesos de flujo de materia y energía, con interacciones únicas entre los sistemas ecológicos adyacentes. Las comunidades bióticas que se desarrollan en éste hábitat son tradicionalmente denominadas como ribereñas (Naiman y Décamps, 1997).

II.2.1 Conservación y legislación

El hombre, como parte integral del ecosistema, se sirve del capital natural satisfaciendo sus necesidades. Sin embargo, además de apropiarse de los bienes materiales de la naturaleza, también altera una cantidad de procesos ecológicos que regulan y mantienen los ecosistemas, el uso indebido que el ser humano está haciendo en los hábitats ribereños contribuirá con seguridad en un futuro más que próximo a su total degradación. En clara contraposición con lo que sucede en la actualidad, resulta de suma importancia destacar que los hábitats ribereños deberían mantenerse inalterables ya que éstas nos proveen de diversos servicios ambientales, como aquellos que regulan el clima, los que mantienen el suelo fértil, los que controlan inundaciones, los que purifican el agua, los que mantienen la biodiversidad y los que facilitan estabilidad a los ecosistemas (Daily et al., 1997).

El hábitat ribereño constituye un sistema de redes interconectadas con el resto de ecosistemas adyacentes (corredor biológico), por lo cual su conservación y restauración no se pueden considerar de manera aislada, sino a escala de cuenca hidrográfica (Naiman et al., 1998).

La Ley de Aguas Nacionales (LAN; CONAGUA, 1992) considera a los ríos sólo como corrientes de agua natural y no como fuente y soporte de múltiples formas de vida, por lo que su regulación se fundamenta en la administración, centros y planificación del aprovechamiento del agua, conforme a ciertos usos. Al omitir esta ley los aspectos referentes a la protección, la conservación y el manejo regulado de dichos ecosistemas, permiten que su integridad ecológica se exponga al impacto de las actividades humanas. El manejo de cuencas requiere la integración del conocimiento científico de los aspectos ecológicos del hábitat ribereño dentro de un marco complejo de valores culturales y tradiciones, para lograr así una integridad socio-ambiental. Lo anterior implica que dicha integridad debe operar a largo plazo, sobre grandes escalas espaciales y la integración de las ciencias humanas, naturales y de manejo (Naiman et al., 1998).

II.2.2 La vegetación del hábitat ribereño

La vegetación inmediata al afluente fluvial caracterizada por especies y formas de vida distintas de aquellas circundantes, se denomina vegetación ribereña. Se desarrolla a lo largo de corrientes permanentes o semipermanentes, compuesta por árboles de hoja perenne, decidua o parcialmente decidua, con una altura de 4 a 40 m. Estas comunidades se encuentran entre 0 y 2,800 msnm y por lo general su distribución es espaciada e irregular (Rzedowski, 1978).

La vegetación ribereña posee un fuerte control sobre el microclima del cauce modulando la cantidad y calidad de radiación solar que incide sobre el cuerpo de agua en función de la altura y la densidad de la vegetación (Ghermandi et al., 2009). El sistema radicular de los árboles y arbustos ribereños ayuda a compactar el suelo proporcionando así una estabilidad en el cauce y promoviendo una alta infiltración. La vegetación ribereña también reduce la energía del flujo de agua, evita la erosión de suelo y fortalece los bancos de las orillas del cauce.

La vegetación ribereña es un promotor de la biodiversidad, proporcionando hábitat y alimento para otras especies. Presenta una amplia variedad de formas de vida que van desde

arbustos, los que sirven de refugio para pequeños mamíferos, hasta árboles que aprovechan como nidos y sitios de perchas para aves. Y así mismo es considerada como un corredor biológico para la dispersión de plantas y animales (Meave et al., 1991). Ofrece un espacio de reposo para la fauna silvestre y local migrante, dado que es aquí donde las especies pueden anidar, alimentarse, moverse o refugiarse (DeBano et al., 2003).

En los ríos, el aporte de materia orgánica por la vegetación ribereña es determinante para promover las tramas tróficas de especies animales (Quinn et al., 2004), constituye el mayor aporte de recursos a los ríos, siendo ésta una fuente importante de alimento para la fauna de microinvertebrados que allí habitan (Bunn et al., 1999), a la vez estos forman la base de la cadena alimenticia de organismos mayores como peces o aves. Si la vegetación ribereña es alterada, cambia la comunidad de invertebrados, lo cual afectaría directamente a otros taxa (Karr y Schlosser, 1978).

La flora ribereña es en sí misma única y diversa, con una vegetación generalmente más alta, densa y estructuralmente más compleja que la vegetación circundante (Prince y Lovett, 2002). La vegetación ribereña presenta una amplia variedad de formas de vida que van desde arbustos, lo que sirven de refugio para pequeños mamíferos, hasta árboles que ofrecen nidos y sitios de perchas para aves (Cartron et al., 2005). Ofrece un espacio de reposo para la fauna silvestre local y migrante, dado que ahí es donde las especies pueden anidar, alimentarse, moverse o refugiarse. Incluso, puede albergar además de las especies endémicas, a especies depredadoras de roedores o insectos de zonas productivas aledañas (Barton et al., 1985).

Entre otros beneficios de la vegetación ribereña, se encuentran el suministro de alimento a seres humanos, la generación de ingresos agrícolas a través de los productos cosechados, la captura de dióxido de carbono que contribuye a reducir los gases de efecto invernadero y la diversificación del paisaje. A pesar de su importancia en el mantenimiento de la biodiversidad regional y en la generación de servicios ambientales, la vegetación ribereña en México ha sido relativamente poco estudiada.

Por lo anterior, se destaca la vegetación ribereña como una unidad biológica que permite evaluar los efectos de cambios que ocurren y permanecen en el tiempo, ya que la supervivencia, biodiversidad y productividad dependen de la geomorfología del sistema y de la dinámica fluvial. En conjunto estos atributos regulan los intercambios ecológicos en la zona de transición acuática-terrestre, por lo que la vegetación ribereña se convierte en un elemento clave del paisaje

y de la ecología y entorno de los ríos (Lot-Helgueras y Novelo, 1990). La efectividad con la que la zona ribereña cumple sus funciones ecológicas depende de las características de la misma, ya sea por el ancho de la franja, la continuidad longitudinal, la composición, edad y condición de la vegetación, la geomorfología y la fragilidad del sitio (Phillips et al., 2000).

II.2.3 El hábitat ribereño en zonas áridas

En zonas áridas la transición del hábitat ribereño al espacio adyacente suele ser más corto y marcado que en zonas húmedas (Fernández, 2010), dado que en éstas últimas la humedad del ambiente tiende a difuminar el límite exterior del hábitat ribereño (Magdaleno, 2013). Por ejemplo, dentro de una selva tropical, la vegetación ribereña es apenas evidente, pero en zonas áridas la vegetación ribereña se compone de parches de vegetación distintiva distribuidas en bandas estrechas a lo largo del río, formando corredores biológicos, siendo a veces un único hábitat para cierto tipo de fauna silvestre (Nores et al., 2005). Estas características hacen que los hábitats ribereños de zonas áridas sean considerados como islas biogeográficas, por la capacidad de permitir la entrada de especies propias de regiones climáticas más húmedas a las zonas áridas (Álvarez y Oria de Rueda, 2006).

Por lo anterior, la vegetación ribereña de zonas áridas se trata de una vegetación azonal que corresponde al ecotono entre el ecosistema terrestre y acuático (Sabater y Elosegí, 2009) dado que la disponibilidad de recursos hídricos hacen que las plantas desarrollen una exuberante cobertura y biomasa, equivalente a la productividad de la vegetación de una selva baja (Hernández-García et al., 1999). La composición y estructura de la vegetación condicionan tanto los procesos ecosistémicos como las condiciones biológicas del hábitat ribereño en zonas áridas (Ward et al., 2002).

Los ríos en Sonora ocupan sólo 0.5% de la superficie total del Estado (Scott et al., 2009). Sin embargo, cerca del 80% de especies de vertebrados de la región dependen del hábitat ribereño de zonas áridas para completar su ciclo de vida (Scott et al., 2009, Patten, 1998). De esta manera, la vegetación actúa como refugio y/o fuente de recursos alimenticios y en algunos casos como corredores para la migración y dispersión de especies.

La vegetación ribereña de zonas áridas se compone de especies de árboles, arbustos y hierbas adaptadas a los regímenes fluviales del cauce s. La composición arbórea de los hábitats

ribereños de la región consta de especies del género *Populus* spp. y *Salix* spp. y se asocian con especies arbustivas como *Baccharis salicifolia*, *Hymenoclea monogyra* y *Ambrosia ambrosioides* (Stromberg et al., 2005). Sin embargo, la disminución de la profundidad de las tablas de agua del hábitat ribereño se asocia con la pérdida de estas especies, debido a que se consideran como especies obligadas de sitios de elevada humedad edáfica (Stromberg, 1993).

La importancia de los servicios, que el hábitat ribereño aporta al ecosistema, es aún más relevante en zonas áridas, debido a que históricamente la población ha utilizado los servicios directos de la vegetación del hábitat ribereño. Sheridan (1996) documenta el uso de especies de la vegetación ribereña como *Populus* spp., *Salix* spp. y *Baccharis* spp. utilizadas como cercos vivientes para la conservación y manejo de los recursos hídricos del río San Miguel. Tales servicios se hacen notar en el control de la erosión por parte de las raíces de las plantas al prevenir desbordamientos e inundaciones, donde además, la agricultura se ha favorecido del agua de los ríos rica en nutrientes para regar los cultivos. El microclima que genera el hábitat ribereño propicia condiciones de refugio para muchas especies animales incluyendo el ganado. Otro de los servicios que facilita es el control de plagas por parte de aves y murciélagos los cuales además utilizan los hábitats ribereños como corredores migratorios y a su vez contribuyen en la diversidad genética a la biota de la región (Nabhan, 1985).

Además, los hábitats ribereños de zonas áridas son importantes corredores biológicos para un gran número de especies, sobre todo de aves, las cuales migran desde el sur en la región del Neotrópico y es aquí donde este hábitat se convierte en una ruta de migración proporcionando alimento, refugio y condiciones óptimas para la anidación (Villaseñor-Gómez, 2006). Incluso, la más alta densidad que se ha registrado en Norteamérica se encontró en dentro de la vegetación ribereña de Arizona, con una densidad de 1324 pares de aves en 40 hectáreas de hábitat ribereño, se encuentra entre las más altas densidades de aves en el mundo (Nilsson et al., 1988).

Son muchos los factores que afectan la estructura de las especies ribereñas, sean de origen natural o antropogénico, haciendo de los hábitats ribereños mosaicos ambientales discontinuos, cuya heterogeneidad podría afectar en gran magnitud los servicios que ofrece al ecosistema, así como al flujo de diversidad genética de las especies de los ríos de zonas áridas, y por consecuencia contribuir con la pérdida de la biodiversidad (Martínez-Yrizar et al., 2010; Stromberg, 1993).

El estudio de las comunidades de plantas del hábitat ribereño de zonas áridas tiene una importancia particular dentro del contexto de cambio global, puesto que con el aumento de aridez hará que los hábitats ribereños sean considerados de carácter relevante para la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Stromberg et al., 2009). Por ejemplo, el uso desmedido del agua pondrá en conflicto al hombre con los hábitats ribereños, debido a la pérdida de los servicios que dependen de éste recurso. Diversos autores hacen hincapié en conservar los hábitats ribereños de zonas áridas debido a la gran importancia de los servicios que aporta al ecosistema, haciendo énfasis en la comunidad de plantas como la protagonista de estos servicios (Briggs y Osterkamp, 2003).

La vegetación ribereña en zonas áridas, por lo tanto, es una comunidad de plantas frágil que ocupa un espacio restringido por factores controlados por la hidrología y geología del sitio, factores biológicos y de interacciones entre las especies y su hábitat, así como efectos debidos al cambio de uso de suelo y disturbios antropogénicos. El grado de conservación de la vegetación ribereña de zonas áridas será determinante para la biota del hábitat ribereño (Briggs y Osterkamp, 2003).

II.3. La Diversidad como un Indicador Biológico

Actualmente existe una mayor atención sobre la importancia de monitorear y evaluar los hábitats ribereños por medio de indicadores ecológicos debido a que éstos son una herramienta eficaz para la gestión de recursos naturales de una cuenca (Aguilar et al., 2006). Uno de los indicadores más usados para describir el hábitat ribereño, es la comunidad de plantas, es decir, la vegetación ribereña (Hagan et al., 2006), dado que este tipo de vegetación se encuentra junto o directamente influenciada por el cuerpo de agua, ya sea río o arroyo.

La vegetación ribereña cubre las zonas de los márgenes de los ríos, donde las características del suelo, sobre todo el nivel freático, están influenciadas por la dinámica fluvial. Su delimitación generalmente es complicada ya que además de las especies características, es frecuente que muchas otras que crecen en comunidades circundantes, también se encuentren en los márgenes de éstos hábitats, originando asociaciones vegetales que varían en densidad y diversidad florística (Dick-Peddie y Hubbard, 1977). Por esto es importante el estudio de las

comunidades de plantas, ya que su estructura funcional integra el efecto de muchos factores ambientales de hábitat ribereño.

En la naturaleza las comunidades ribereñas son diversas y heterogéneas (Richardson et al., 2007). Pérez (1999) ha descrito cómo la perturbación afecta la diversidad de especies, por ejemplo, cuando se presenta un deterioro moderado, aparecen las especies tolerantes, disminuyen las sensibles y aumenta la depredación. Mientras que con perturbaciones altas, desaparecen las especies intolerantes y las redes alimenticias se hacen lineales; pero si el deterioro es severo, persisten pocas especies aún que en gran número.

La alteración de la estructura de una comunidad con respecto a las condiciones naturales puede ser indicativa de un disturbio del pasado, que aún repercute en la comunidad. Por lo anterior, la composición y estructura de las comunidades de plantas del hábitat ribereño refleja la calidad ecológica de la vegetación ribereña y su historia de perturbación.

En la actualidad hay una gran cantidad de métodos de campo para determinar la estructura de una comunidad. El método del relevé (Survey, 2007) es ampliamente usado en Europa y en occidente se ha adoptado recientemente por su versatilidad al trabajar en comunidades de especies de plantas que difieren enormemente en su forma de vida. El método del relevé consiste en delimitar un área (dependiente del tipo de vegetación) y entonces registrar la riqueza de especies, es decir, todas las especies encontradas, clasificarlas en base a su forma de vida y estimar, de manera observacional, el porcentaje de cobertura aérea de cada especie como una medida de abundancia.

La riqueza, abundancia, dominancia y diversidad de las especies son características de la composición y estructura de una comunidad. La estructura de la comunidad puede describirse como las cantidades y las abundancias de todas las especies dentro de la comunidad y la manera en que se organizan en zonas o estratos de espacio vitales. La diversidad del hábitat y la abundancia relativa de hábitats son ambos determinantes importantes de la estructura de la comunidad y a su vez las características abióticas del hábitat como el suelo, nutrientes, humedad y luz, influyen ampliamente en la dinámica ecológica de la estructura de la vegetación ribereña (Stromberg et al., 2009).

Existen varios análisis que pueden realizarse calculando la composición de las especies y su estructura. La riqueza de especies se mide con el número total de especies existentes dentro de la comunidad. La abundancia de especies se refiere a la cantidad en que una especie

representa en una comunidad, la cual también puede medirse en términos de biomasa (gramos) o cobertura aérea. Mientras que la diversidad expresa el número y abundancia o cobertura o biomasa de las especies (Marrugan, 2004).

La variación de la abundancia de las especies pueden expresarse gráficamente usando curvas de rango-abundancia o de Wittaker (1975). En esos gráficos las especies se ordenan de la más a la menos abundante y su abundancia relativa es trazada en escala logarítmica contra el orden de las especies. De esta manera se obtiene una curva que decrece y puede variar en forma y longitud caracterizando a la comunidad. La forma de la curva varía entre los tipos de comunidad. En la mayoría de las comunidades de plantas, independientemente de su riqueza de especies, la comunidad consiste en unas pocas especies dominantes y muchas especies subordinadas, la mayoría con poca abundancia y en consecuencia un efecto menor en la productividad y ciclos de nutrientes (Leps, 2013).

La diversidad de especies permite entender los procesos de diferenciación de nichos y su partición en la comunidad. El enfoque de la diversidad alfa se centra en conocer la riqueza, equitabilidad y abundancia de las especies en la comunidad de plantas, y en el caso del hábitat ribereño, para determinar sus respuestas a la calidad ambiental. Una comunidad natural presenta una alta diversidad y un número bajo de individuos por especie (Dajoz, 1979). Pero cuando un disturbio ha ocurrido el número de especies es bajo y muchos sus individuos, por esto, la diversidad es una medida de la calidad ecológica del hábitat ribereño. El índice de diversidad alfa se calcula a través de expresiones matemáticas que relacionan el número de especies de una comunidad y la abundancia que tiene basado en el número de individuos, biomasa o cobertura. Muchos índices de diversidad han sido propuestos, de los más usados son el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949) y el recíproco o complementario de dominancia de Simpson (1949).

La insensibilidad a la degradación ambiental es un problema al utilizar la riqueza específica como índice, ya que el número total de especies no siempre disminuye con las perturbaciones en el ecosistema, sino que se lleva a cabo un reemplazo de especies o puede surgir cambio en su proporción relativa. En algunos casos mientras el número de especies sensibles declina con la degradación, especies más tolerantes llegan a ser más comunes y el resultado es que la comunidad no cambia en el número de especies pero sí en la composición de las especies que la conforman (Wang et al., 2000). Existen métodos para medir el recambio de especies de una comunidad con respecto a otra los cuales se conocen como índices de diversidad

beta (Wilson y Schimida, 1984), de los cuales un ejemplo de éstos es el índice de similitud de Jaccard (Krebs 1989).

El conocimiento de la ecología de los hábitats ribereños de zonas áridas en lo que respecta a sus características florísticas y estructurales, es importante para estudios potenciales de restauración ecológica de aquellas áreas que presenten una perturbación importante. En este sentido, la vegetación ribereña es un elemento clave del valor ecológico, paisajístico y ambiental de los ríos, es decir, una unidad biológica que permite evaluar el estado de salud del hábitat ribereño, ya que su supervivencia, biodiversidad y productividad, dependen de la geomorfología del sistema, de la dinámica fluvial y del grado de perturbación.

III. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la estructura de la vegetación del Río San Miguel y cómo la diversidad florística alfa y beta se ven afectadas y se relacionan con el patrón general de la vegetación en la zona ribereña?

IV. JUSTIFICACIÓN

El Río San Miguel cuenta con poca información florística, de vegetación y ecológica, las cuales constituyen herramientas importantes para entender las características ecológicas de los hábitats ribereños de zonas áridas, así como en la toma de decisiones para la conservación, el uso de los recursos naturales y el mantenimiento de los servicios que proveen estos ecosistemas. Por ello es de carácter primordial tener conocimiento de los patrones de vegetación y la diversidad de las especies vegetales en los hábitats ribereños de zonas áridas.

V. HIPÓTESIS CIENTÍFICA

El gradiente ambiental extremo y contrastante, árido y de gran irradiación en el exterior, y húmedo y sombrío en el interior de los hábitats ribereños de zonas áridas, generarán una gran diversidad alfa y beta. Su variabilidad será indicativa y dependiente en gran medida del estado de conservación del hábitat ribereño.

VI. OBJETIVOS

VI.1. Objetivo General

Determinar la diversidad y estructura de la vegetación ribereña de la parte baja del Río San Miguel, Sonora.

VI.2. Objetivos Específicos

- Generar un listado florístico de la vegetación ribereña del Río San Miguel, Sonora.
- Determinar la estructura de la vegetación ribereña para distintos sitios de muestreo a lo largo del Río.
- Obtener medidas de su diversidad florística alfa y beta.

VII. MATERIALES Y MÉTODOS

VII.1. Características Generales del Río San Miguel

La cuenca del Río San Miguel abarca parcialmente los municipios de Hermosillo, San Miguel de Horcasitas, Rayón, Opodepe, Cucurpe y Carbó. El Río San Miguel nace en la Sierra Azul a 2,000 metros sobre el nivel del mar, y tiene un desarrollo de 220 kilómetros a través de una superficie de cuenca hidrográfica de 4,200 km². Se encuentra en la porción norcentral del Estado de Sonora. Limita al norte, con las Sierras Azul, El manzanal, Los Ajos y Buenos Aires; al sur, con la Presa Abelardo L. Rodríguez y Las Sierras Santa Teresa y Mazatán; al oriente, con las Sierras Igualama, Pinta, El Bellotal y Santa Margarita; y al poniente, con las Sierras Cobriza, Cucurpe, Madera y Méndez. El área cubre íntegramente la cuenca alta del Río Sonora. Tiene una superficie total de unos 12,615 km² (CONAGUA, 2009).

La temperatura media anual varía de unos 17°C en la cabecera de la cuenca del río Sonora, a unos 24°C en las inmediaciones de la Ciudad de Hermosillo. En términos generales las temperaturas más bajas corresponden a las zonas montañosas y las más altas a la zona de planicie en la Mesa del Seri (CONAGUA, 2009).

La precipitación media anual del área es de 400.6 mm. Las precipitaciones promedio registradas en la estaciones climatológicas, varían entre 268.6 y 542.6 mm/año, presentándose las más altas en las estaciones Cananea (504.6 mm) y Mazatán (542.6 mm) localizadas en los límites hidrográficos norte y sureste, respectivamente. Las más bajas precipitaciones se registran en la subcuenca del río Sanjón; estación Querobabi 268.6 mm y estación Carbó 294.3 mm. En la estación Presa Abelardo L. Rodríguez también se registró una de las más bajas precipitaciones anuales: 273.3 mm (CONAGUA, 2009).

VII.2. Sitios de Muestreo

El estudio se realizó tomando 6 sitios de la parte baja de la cuenca del Río San Miguel, Sonora. Cuatro localidades pertenecen a la zona ribereña del Río San Miguel, caracterizada por la

vegetación próxima al cauce del río, donde predominan *Populus fremontii* y *Baccharis salicifolia*, y diferenciada de la vegetación externa. Dos muestreos se realizaron a la vegetación del mezquital, externa de la zona ribereña, para tener un marco de comparación. La tabla I detalla los sitios y su ubicación (Figura 1).

Tabla I. Localidades estudiadas del Río San Miguel.

Hábitat	Sitio		Coordenadas	
Ribereño	Horcasitas	HOR	- 110.7291	29.4958
	La Galera	GAL	- 110.5535	29.6256
	El Pino	PIN	- 110.5627	29.5841
	La Casa Colorada	CCO	- 110.5832	29.6868
Mezquital	Venados	VEN	- 110.68914	29.49055
	Cucúrpe	CUC	- 110.45154	30.23232

Se observó que los sitios ribereños presentaron disturbio de origen antrópico en distinto grado, a continuación se describe en la Tabla II

Tabla II. Grado de disturbio en los sitios estudiados del Río San Miguel.

Sitio		Disturbio observado	Magnitud
Horcasitas	HOR	Remoción previa de <i>Populus</i> spp. y <i>Salix</i> spp.	Alta
La Galera	GAL	Tala de árboles y arbustos, fuego	Medio
El Pino	PIN	Bajo ganado	Bajo
La Casa Colorada	CCO	Canales de sequia	Bajo
Venados	VEN	No	Bajo
Cucúrpe	CUC	No	Bajo

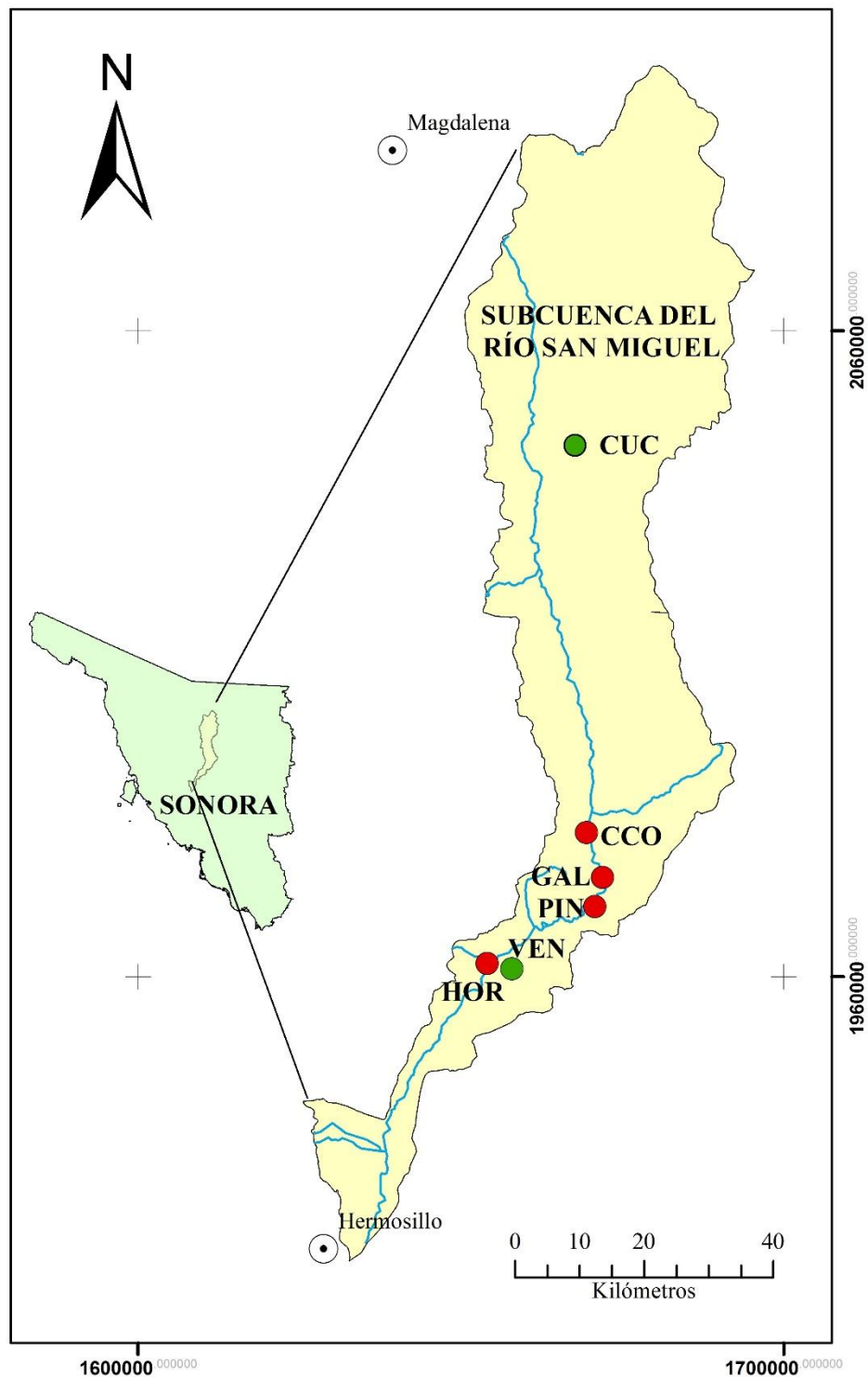


Figura 1. Mapa del sitio de estudio. Los puntos rojos corresponden a los sitios ribereños y los puntos verdes a los sitios del mezquital (fuera del hábitat ribereño).

Para la descripción cuantitativa de la comunidad en cada sitio de muestreo se tomaron datos de la vegetación de acuerdo al método del relevé (Survey, 2007), utilizando la escala Braun-Blanquet para la estimación de cobertura-abundancia de cada especie (Tabla III). Se realizaron entre 10 y 15 relevés en cada sitio de muestreo. Cada relevé se realizó paralelo al cauce del río tomando una superficie aproximada de 200 m², después de terminar un relevé se tomó una distancia de 10 metros y se procedió a hacer un nuevo relevé, esto para evitar tomar datos de especies ya contempladas en el relevé anterior.

Tabla III. Escala de abundancia-dominancia cualitativa de Braun-Blanquet y la transformación cuantitativa de los valores.

Código	Cobertura Cualitativa	Cobertura Cuantitativa	
		$x^{1.0}$	$x^{2.5}$
-	0	0	0
+	1%	1	1
1	5%	2	5.65
2	5 a 25%	3	15.58
3	25 a 50%	4	32.00
4	50 a 75%	5	55.90
5	≥75%	6	88.18

Al finalizar la toma de datos de campo se colectaron ejemplares de las plantas encontradas para identificarlas en la medida de lo posible hasta especie.

La contribución cuantitativa se realizó transformando el código de los seis valores de la escala cualitativa de cobertura de Braun-Blanquet a escala numérica del 0 al 6 (Tabla III) para posteriormente transformar los valores calculando la escala numérica elevando a su 2.5 potencia para obtener los valores de cobertura y utilizarlos en los cálculos de diversidad (Wildi, 2013).

VII.3. Análisis de Diversidad

VII.3.1 Curvas de Whittaker

Las curvas de Rango-abundancia o de Whittaker son una manera gráfica y sencilla de describir la diversidad de especies. En estas curvas, el eje X expresa el orden de las especies para cada sitio desde la más a la menos abundante (de izquierda a derecha), y el eje los logaritmos de sus abundancias proporcionales. De esta manera comparamos gráficamente la riqueza de especies (número de puntos en cada curva), sus coberturas relativas (equitatividad), la forma de las curvas y la secuencia de las especies. Se utilizó el porcentaje de cobertura relativa total de cada sitio para realizar este análisis.

VII.3.2. Diversidad alfa

El análisis de la diversidad alfa de especies por sitio se llevó a cabo mediante los siguientes índices:

Índice de Simpson (D). Se refiere a la probabilidad de que dos individuos de una comunidad, tomados al azar pertenezcan a la misma especie. Este índice se mide en un rango de 0-1, cuando el valor se acerca a 0 no hay dominancia y cuando se acerca a 1 presenta dominancia en una especie, fue calculado mediante la siguiente fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Dónde:

p_i = abundancia proporcional.

n_i = abundancia de individuos de la especie i .

s = número total de especies en el muestreo.

Índice de Shannon-Wiener (H'). Mide la heterogeneidad de la comunidad, el valor máximo es indicador de una situación en la cual todas las especies son igualmente abundantes. Oscila entre

los valores de 1.5 a 3.5 y solo de manera extraordinaria llega a un valor de 4. El cálculo de este índice se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Dónde:

p_i = abundancia proporcional.

n_i = abundancia de la especie i .

s = número total de especies en el muestreo

\ln = logaritmo natural

Índice de Equidad (E). Emplea el índice de Shannon-Wiener (H') y sus valores van de 0 a 1, donde cero indica la mínima equidad (o que solo una especie está presente en el área muestreada). Su cálculo se obtuvo como sigue:

$$E = H' / \ln S$$

Dónde:

S = número total de especies en el muestreo.

\ln = logaritmo natural.

VII.3.3. Diversidad beta

La diversidad beta es una medida de homogeneidad en la repartición de especies entre comunidades. El análisis comparativo entre la diversidad específica o semejanza florística entre sitios se realizó mediante el siguiente índice:

Índice de Jaccard (I_j). Relaciona las especies en común entre la suma de las especies de ambas condiciones menos las especies compartidas. El valor oscila entre uno si comparten todas las especies, y cero al no compartir ninguna especie. Se calculó como sigue:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Dónde:

a = número de especies en el sitio A.

b = número de especies en el sitio B.

c = número de especies compartidas por los sitios A y B.

VII.4. Análisis Multivariado

El escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, por sus siglas en inglés) es una técnica multivariada de interdependencia que trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de muestras (Crawley, 2007). El NMDS también se le conoce como ordenamiento no paramétrico multidimensional y se trata de un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria. Una ventaja del NMDS frente a otras técnicas de ordenación es que, al estar basada en rangos de distancias, tiende a linealizar la relación entre las distancias ambientales y las distancias biológicas (esto es, calculadas a partir de una matriz de sitios x especies). Una de las desventajas de esta técnica es la dificultad para alcanzar una solución estable única. A pesar de ello, el NMDS es una técnica ampliamente utilizada en ecología para detectar gradientes en comunidades biológicas (Zuur et al., 2007).

El patrón espacial de los relevés ribereños basado en su composición y abundancia relativa de especies se exploró mediante un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Para esto se utilizó el índice de Bray-Curtis como medida de distancia para construir una matriz de similitud entre los relevés del hábitat ribereño. La bondad de ajuste se verificó teniendo en cuenta el valor del stress. Este valor se refiere a la calidad de la representación: bajos valores (<0.1) sugieren una muy buena ordenación; valores mayores (>0.2) indican que los resultados obtenidos deben interpretarse con cautela (Wildi, 2013).

La diversidad alfa y beta así como el NMDS se determinó utilizando el software R con el paquete estadístico BiodiversityR, para el manejo de datos ecológicos, y el paquete estadístico Vegan, para el tratamiento estadístico de similitud a la matriz de datos.

VIII. RESULTADOS

VIII.1. Composición Florística y Formas de Vida

En un total de 55 relevés realizados en seis sitios de muestreo en la parte baja de la cuenca del Río San Miguel se obtuvo un total de 363 números de colecta, con 256 ejemplares identificados a especie. Estas colectas corresponden a 42 familias de plantas vasculares pertenecientes a 80 géneros y 154 especies (Apendice 1). Las familias con el mayor número de especies fueron Fabaceae (21 spp. 14%), Poaceae (20 spp. 13%), Asteraceae (14 spp. 9%) y Cactaceae (10 spp. 6%) (Figura 2). El total de la aportación de familias y géneros a los hábitats ribereños y al hábitat mezquital en su conjunto, muestran que más de la mitad de las familias encontradas presentan solo un género y especie (Figura 2).

Del total de especies encontradas, como podría esperarse, existe una correspondencia en importancia entre géneros y especies. Géneros más importantes corresponden a especies más importantes (Figura 3). Géneros y especies de cinco familias, Poaceae, Fabaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae y Cactaceae, representan más del 75 % del total. Esto significa que el 25 % de los géneros y especies están distribuidos en el 85 % de las 42 familias encontradas.

Entre los muestreos en la parte baja de la cuenca del Río San Miguel del total de 154 especies de plantas vasculares, más del 65% de las especies fueron raras, apareciendo en menos de seis relevés (con una frecuencia menor al 10%) (Figura 3). Más del 90 % de las especies sólo se encontraron en uno o dos de los transectos, mientras que solo un porcentaje pequeño de especies (menos al 5 %) se presentó en más del 30% de los relevés analizados

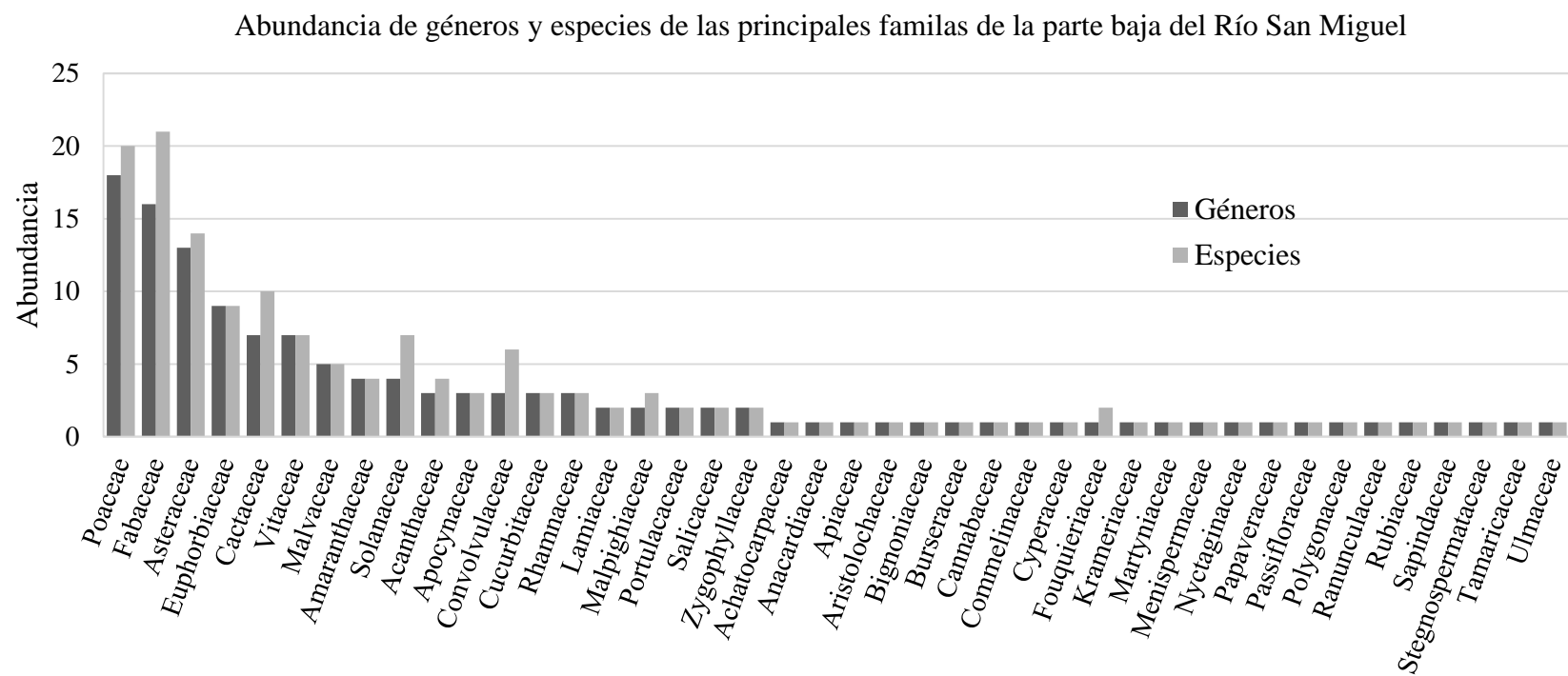


Figura 2. Abundancia de géneros y especies de las principales familias de la parte baja del Río San Miguel.

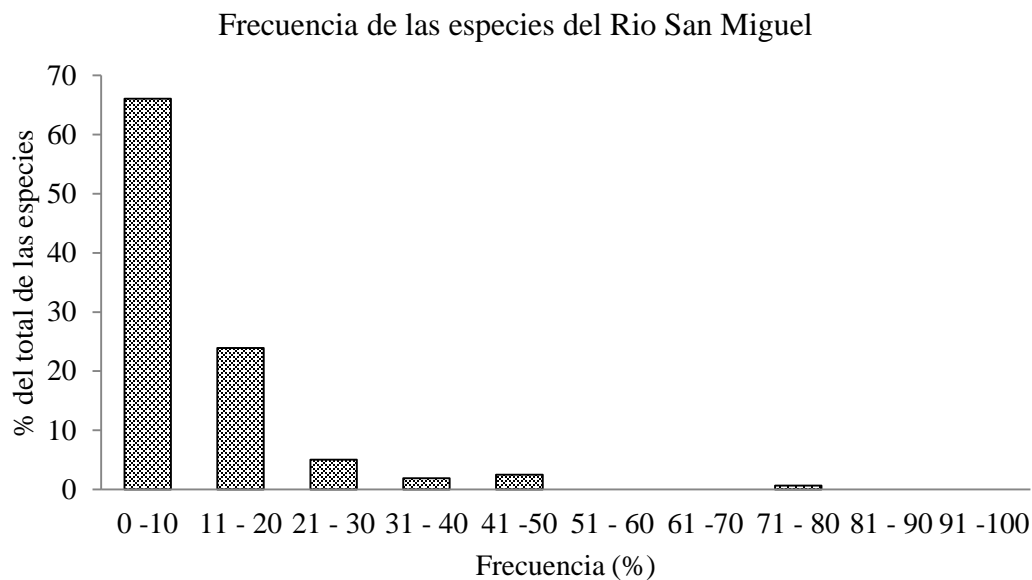


Figura 3. Porcentaje del total de especies en función de los rangos de frecuencia de relevés en los que cada especie está presente.

Dentro del hábitat ribereño la especie que tuvo la mayor frecuencia en los relevés fue *Populus fremontii*, apareciendo en un 92% de los relevés (Figura 4), seguido por *Baccharis salicifolia* (79%), *Ipomoea parasitica* (75%), *Acalypha neomexicana* (69%), *Amaranthus palmeri* (66%) y *Ambrosia ambrosioides* (64%). En este tipo de hábitat, el 50% de las especies se encontró en el 59% de los relevés, lo que puede revelar una distribución más uniforme de las especies entre sitios.

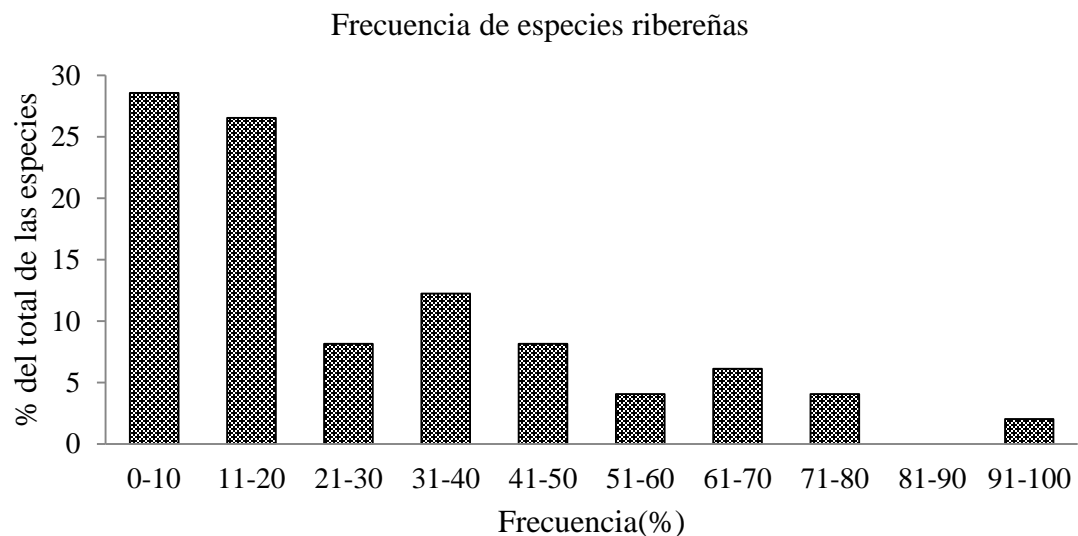


Figura 4. Frecuencia de las especies en los relevés realizados en la zona ribereña del Río San Miguel.

En los hábitats ribereños se encontraron solo 38 familias (Figura 5). En estos hábitats, el 75 % de las especies se encontraron en los géneros de siete familias, Fabaceae, Asteraceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Cactaceae, Malvaceae y Convolvulaceae, aunque casi la mitad de dichas especies se ubicó en las dos primeras familias.

Dentro del mezquital, aunque con un menor número de familias (31), un número, casi la mitad de ellas (más de 15), contribuye con el 75 % del total de las especies (Figura 6). Familias diferentes como Amaranthaceae, Cucurbitaceae, Apocynaceae y Solanaceae, aparecen además de las mencionadas con anterioridad.

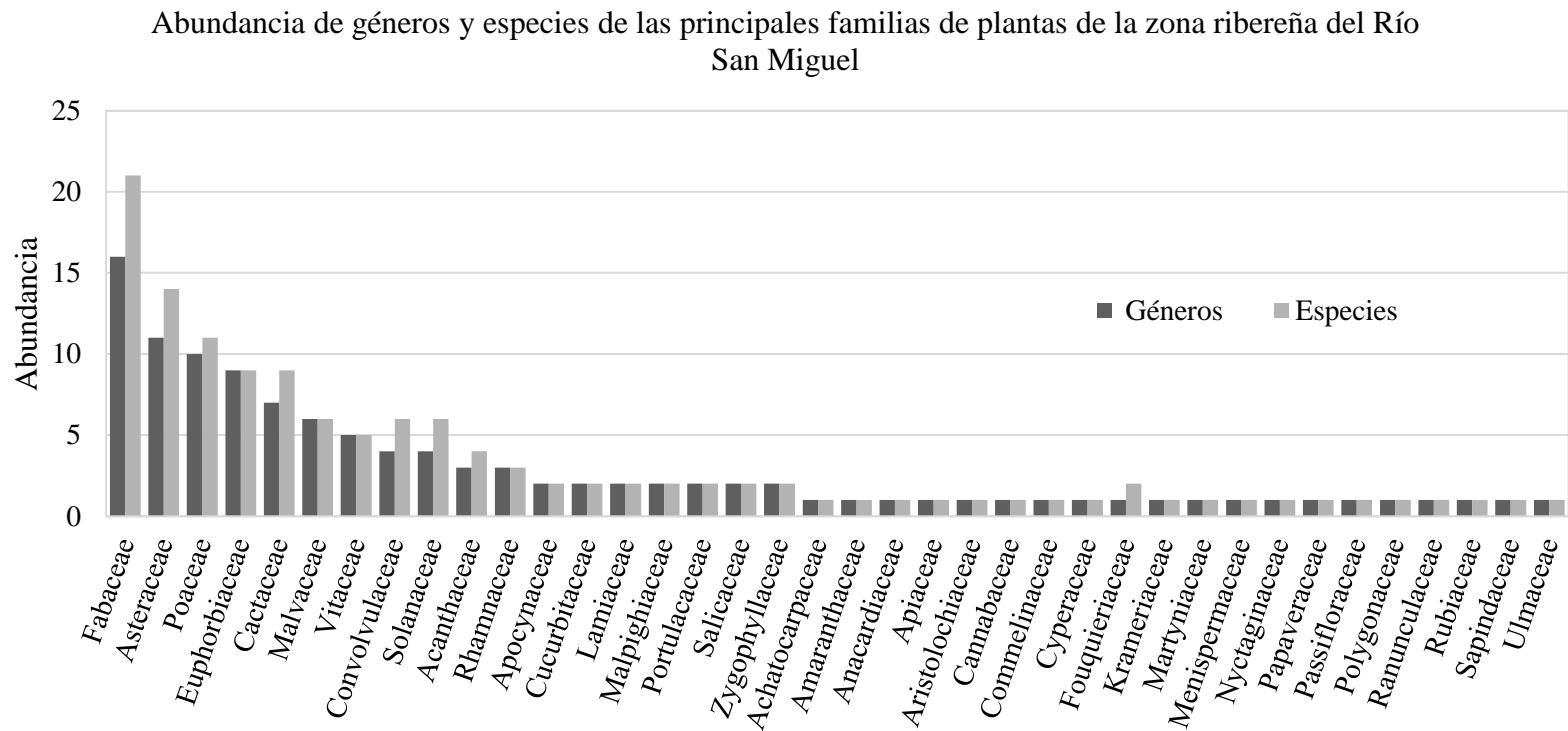


Figura 5. Abundancia de géneros y especies de las principales familias de plantas de la zona ribereña del Río San Miguel.

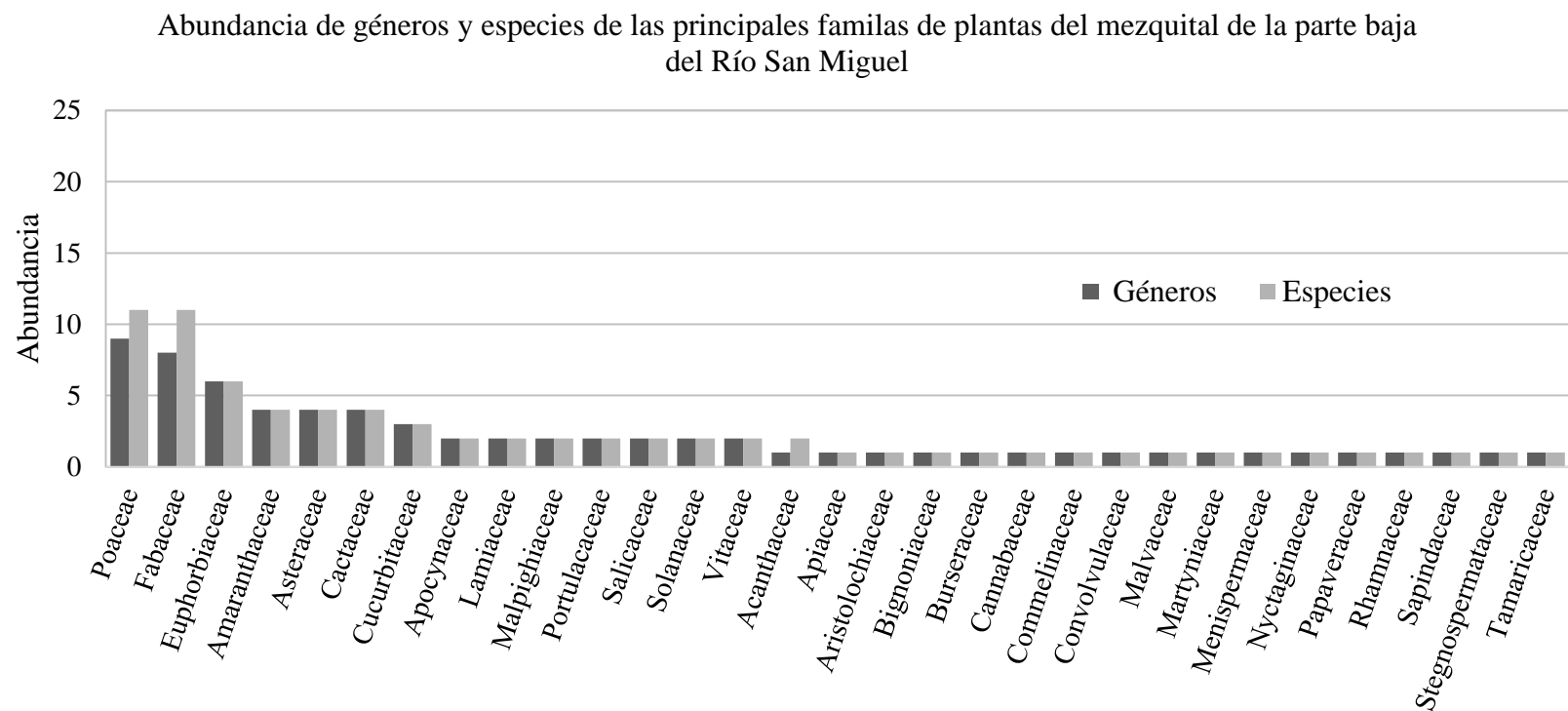


Figura 6. Abundancia de géneros y especies de las principales familias de plantas del mezquital de la parte baja del Río San Miguel.

Las hierbas constituyen el grupo más numeroso (50.9 %) de formas de vida en que se agruparon todas las especies de las plantas encontradas de los sitios ribereños y mezquital (Figura 7). Le siguieron los arbustos (17.8 %), las trepadoras (10.0 %), los árboles (8.5 %), las gramíneas (8.5 %) y siendo el grupo menos numeroso el de las cactáceas (4.3).

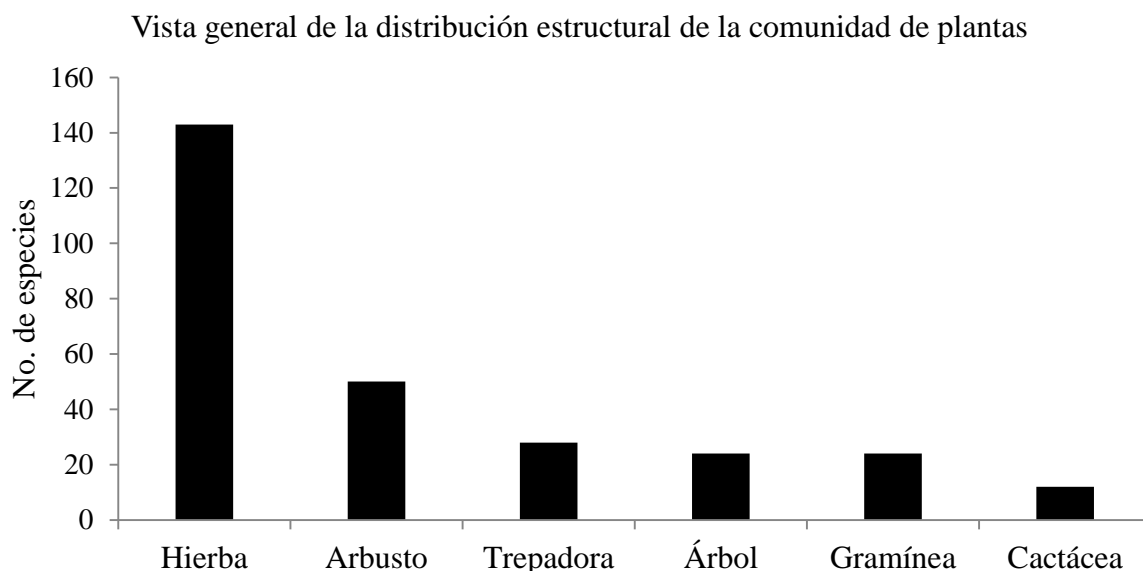


Figura 7. Contribución porcentual de las diferentes formas de vida de las plantas (FV) de la flora registrada en el estudio.

Sin embargo al separar este grafico para cada uno de los sitios de muestreos se puede observar que las formas de vida y por lo tanto las especies varían entre sitios a pesar de pertenecer a un cierto tipo de ambiente en común, sea ribereño o mezquital (Figura 8). Igualmente para todos los sitios, la forma de vida dominante en su mayoría fueron las hierbas. La variación entre los demás sitios pone en evidencia que la estructura de formas de vida de la vegetación por sitio es similar en los sitios PIN y CCO, mientras que los sitios GAL y HOR mostraron diferente estructura, muy probablemente dado que los últimos son los sitios más degradados. Los sitios del mezquital, que son VEN y CUC, muestran distinta estructura en comparación al patrón ribereño y entre ellos a pesar de ser igualmente mezquitales. Las diferencias mostradas por los mezquitales en la importancia de las formas de vida y en su estructura, puede deberse a las diferencias geográficas y tipos de cubierta vegetal, o condiciones de manejo e impacto antropocéntrico. La importancia de las herbáceas en casi todos los sitios

La mayor importancia de las trepadoras en los hábiats ribereños, en comparación con el mezquital (Figura 8), indica la preferencia de este tipo de forma de vida por los ambientes y cubierta vegetal ribereños de mayor humedad y variabilidad luminosa.

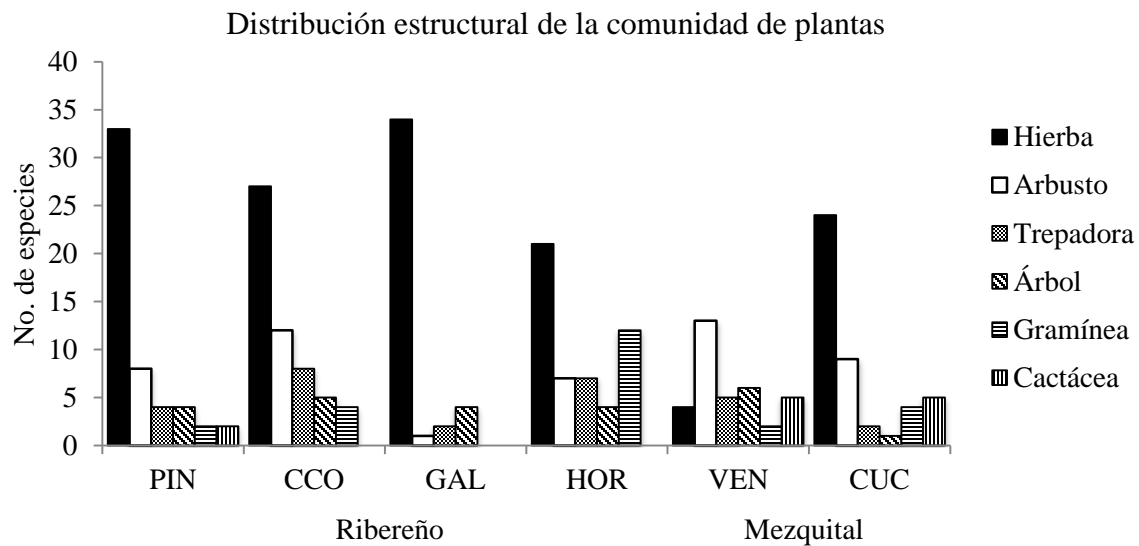


Figura 8. Contribución porcentual de las diferentes formas de vida de las plantas (FV) de la flora registrada en los sitios Ribereños (PIN, CCO, GAL, HOR) y los sitios Mezquital (VEN, CUC).

VIII.3. Diversidad

VIII.3.1 Diversidad-Dominancia

Las curva de acumulación de especies son un índice de diversidad que expresa una unidad de esfuerzo de muestreo, donde se dibuja una curva que se pretende llegue a ser una asíntota, es decir, si la curva llega a ser una asíntota se tuvo un buen muestreo de acuerdo al número de especies identificadas. La curva de acumulación de especies nos dice que se obtuvo un esfuerzo de muestreo satisfactorio al observar que la curva tiende a llegar a su asíntota (Figura 9).

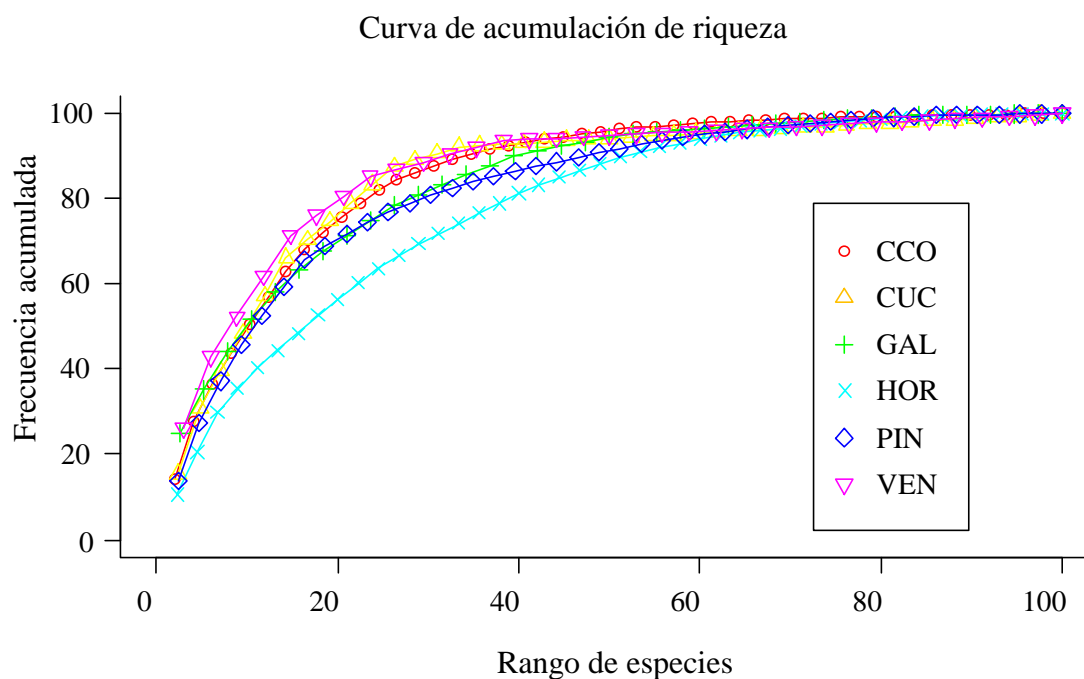


Figura 9. Curva de acumulación de especies de los sitios ribereños y mezquital.

Las gráficas de Whittaker o de rango-abundancia muestran la riqueza de especies y su abundancia relativa al total que conforman en la comunidad. Se observa que los sitios del mezquital (CUC y VEN) muestran una distribución escalonada de sus especies, esto está

relacionado con la baja riqueza de especies que representan (Figura 10). Los sitios ribereños (CCO, GAL, HOR y PIN) reflejan un patrón más equitativo de la distribución de las especies así como una mayor riqueza es las mismas al tener una curva más amplia.

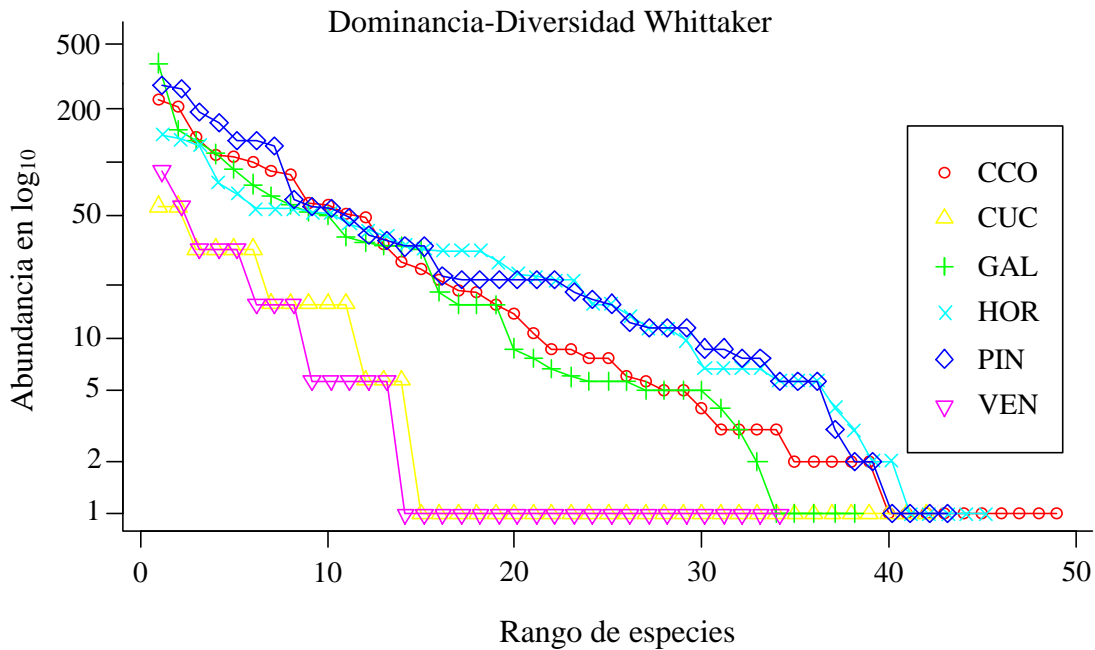


Figura 10. Curva de rango-abundancia (dominancia-diversidad de Whittaker) de las especies en los sitios ribereños y mezquital.

VIII.3.2 Índices de diversidad alfa

La riqueza es una medida de diversidad la cual refiere el número de especies presentes en cada sitio. El rango de valores de riqueza encontrados fue de 34 a 49 donde el sitio ribereño CCO mantiene el mayor número de especies y el sitio mezquital VEN el valor menor de riqueza justo después del sitio ribereño HOR. Los valores por sitio de familias, géneros, riqueza, especies únicas y los índices de diversidad alfa se presentan en la Tabla IV.

Tabla IV. Valores de diversidad de especies por sitios de muestreo. GAL: Galera; CCO: Casa Colorada; PIN: Pino; HOR: Horcasitas; VEN: Venados; CUC: Cucurpe.

Variable	Hábitat Ribereño				Mezquital	
	GAL	CCO	PIN	HOR	VEN	CUC
Familias	15	22	25	21	22	18
Géneros	29	36	37	29	27	32
Riqueza	38	49	43	35	34	42
Especies únicas	15	18	10	17	16	17
Índice de Shannon-Wiener	2.77	2.96	2.99	3.27	2.47	2.77
Equidad	0.76	0.76	0.79	0.86	0.70	0.74
Índice de Simpson	0.10	0.07	0.07	0.05	0.13	0.09

El índice de Shannon-Wiener es uno de los índices más utilizados para cuantificar la diversidad alfa, es también conocido como Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), el cual es derivado de la teoría de información como una medida de la entropía. El índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Los valores de Shannon-Wiener aumentan con el número de especies presentes en el sitio y es afectado por las especies con mayor cobertura. El resultado del cálculo del índice de Shannon-Wiener adquiere valores desde cero cuando sólo hay una especie, hasta el logaritmo del valor de riqueza. Los resultados obtenidos del cálculo de este índice sugieren que todos los sitios tienen una alta diversidad de especies de plantas superiores, aunque cabe destacar que el sitio HOR del hábitat ribereño obtuvo el valor más alto. Es muy importante señalar que HOR representa un sitio con alta perturbación (Tabla III), lo que puede estar contribuyendo a dichos valores tan altos de diversidad. Otros autores han señalado el incremento de la diversidad en comunidades perturbadas (Grime, 1979 y Lake, 2000), aunque es común encontrar lo contrario, particularmente en el caso de comunidades desérticas (Castellanos et al., 2005).

El índice de equidad medida con el índice de Shannon-Wiener, mide la proporción logarítmica de la abundancia de los individuos dentro de la diversidad observada, medida con el índice de Shannon-Wiener, con relación a la máxima equidad de la diversidad esperada. Su valor oscila de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988). Los datos obtenidos del índice de equidad fueron mayores en los sitios ribereños, HOR fue el sitio más equitativo según este índice, y los valores menores se encontraron en el mezquital. La medición del índice de equidad confirma los resultados obtenidos del índice de Shannon-Wiener donde se observa que entre más equitativo sea la comunidad de un sitio éste tendrá una diversidad alfa mayor. Índices moderados de diversidad con una menor equidad parecen indicar una mayor heterogeneidad y por lo tanto complejidad en la estructuración de las comunidades menos perturbadas, reflejando su uso de gran cantidad de nichos.

El índice de dominancia de Simpson es inverso a los conceptos de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies. En general todos los sitios tiene valores de dominancia (Simpson) bajo, esto puede ser porque en la mayoría de los sitios la especie dominante no supera el 20% de la cobertura relativa total del sitio. Las primeras cinco especies con mayor cobertura explican cerca del 50% de la dominancia del sitio, esto significa que el otro 50% representa un mayor número de especies, en su mayoría consideradas como especies raras. A pesar de que el cálculo del índice de Simpson se ve influido por las especies dominantes, pero dada la baja dominancia relativa que presentan las especies con mayor cobertura, la gran cantidad de especies raras hacen contrapeso en el cálculo. Existen pocas especies que tienen gran cobertura y muchas especies que tienen poca cobertura. Esta estructura es esperable y característica de regiones áridas (Whittaker 1965).

Además, se realizó un análisis de dominancia para cada sitio en donde se tomaron en cuenta sólo las cinco especies predominantes de cada uno según los valores obtenidos de p_i^2 para el índice de Simpson. Se encontró que los sitios presentan distintas especies dominantes independientemente del tipo de hábitat (ribereño o mezquital) (Figura 11). La dominancia de la especie ribereña *Populus fremontii*, fue la más predominante en tres sitios ribereños (GAL, PIN y CCO), seguido por *Prosopis velutina* la cual tuvo presencia dominante en dos de los hábitats ribereños (HOR y PIN) y un sitio del hábitat del mezquital (CUC) (Apendice 2).

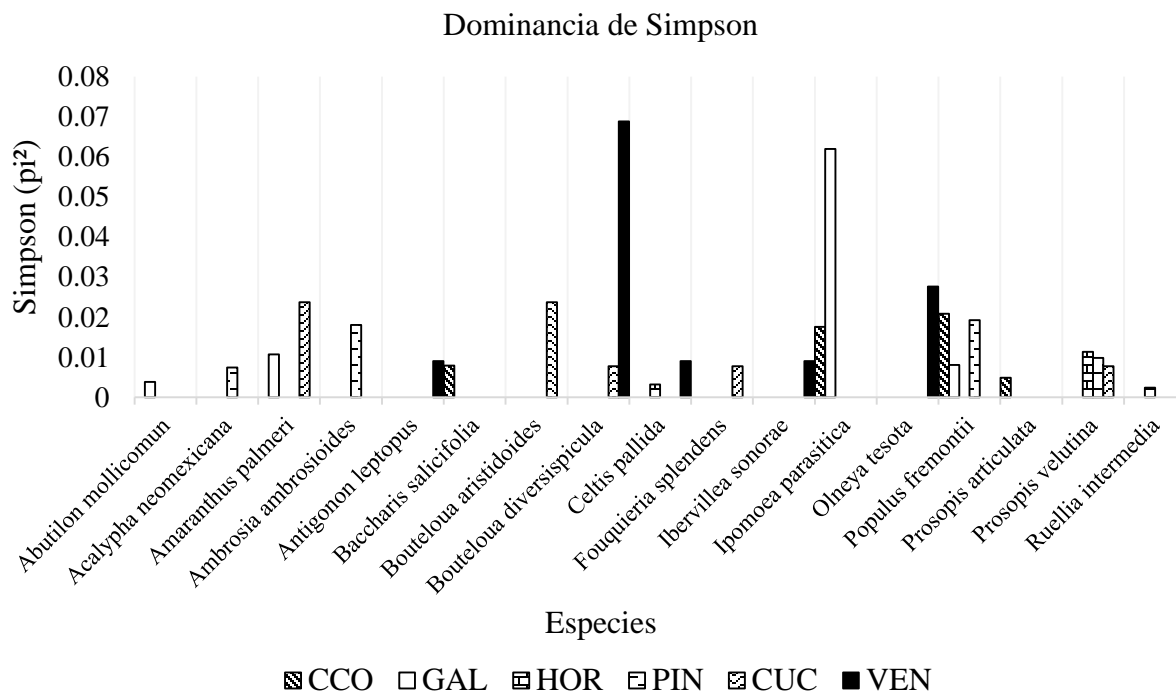


Figura 11. Dominancias de Simpson de las especies entre los sitios.

VIII.3.3 Índices de diversidad beta

Se utilizó el índice de Jaccard para conocer la similitud florística entre los sitios, como mediada de la diversidad beta. Los valores más altos corresponden a los sitios más afines entre sí, que fueron dos sitios ribereños PIN-CCO (0.31) los cuales son los sitios menos perturbados (Tabla V). Sin embargo, los valores de similitud para todos los sitios fueron bajos, es decir, hubo pocas afinidades florísticas entre los sitios de estudio. Estos resultados indican una alta heterogeneidad florística entre los sitios estudiados en el Río San Miguel.

Tabla III. Valores de diversidad beta del índice de Jaccard.

	CCO	CUC	GAL	HOR	PIN
CUC	0.05	1			
GAL	0.17	0.03	1		
HOR	0.13	0.13	0.24	1	
PIN	0.31	0.10	0.21	0.15	1
VEN	0.10	0.13	0.07	0.11	0.07

Se utilizó el análisis de agrupamiento de la diversidad beta para visualizar la afinidad florística entre los sitios (Figura 12). Mediante este análisis se observaron dos grupos principales el de los sitios ribereños y el de los sitios del mezquital. Los sitios de mezquital se agrupan de manera cercana entre sí mezquital (VEN y CUC), y separados de los ribereños. Los cuatro sitios ribereños (GAL, HOR, CCO Y PIN) se congregan separados de los sitios mezquital, sin embargo CCO y PIN, que son los sitios con menor disturbio, se agrupan aparte de GAL y HOR que son los que presentaron mayor disturbio y se agruparon de manera más cercana entre sí.

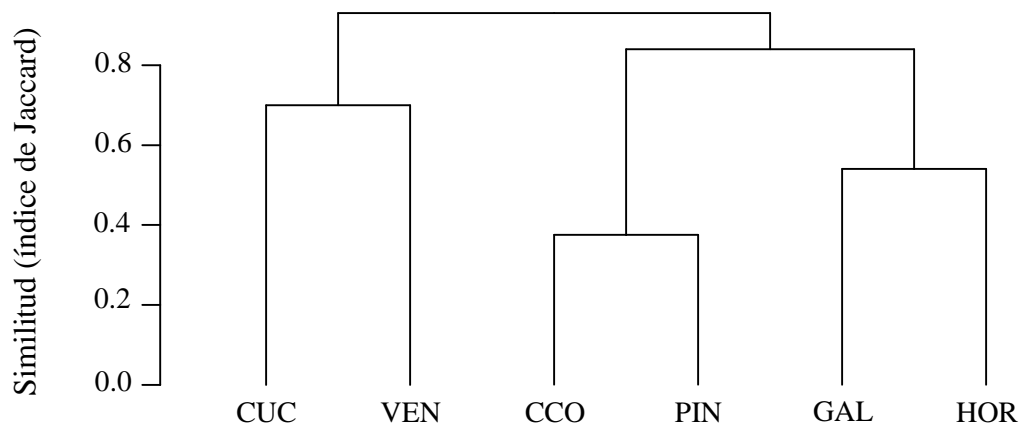


Figura 12. Dendrograma de similitud usando el coeficiente de Jaccard y el método UPGMA comparando la riqueza de los sitios del hábitat ribereño (CCO, PIN, GAL y HOR) y el mezquital (CUC y VEN).

VIII.3.4 Ordenación

Para el análisis de ordenación se utilizó el método de ordenamiento no paramétrico multidimensional (NMDS, por siglas en inglés) cuya distribución considera la composición y cobertura-abundancia de las especies para cada relevé de los sitios ribereños. Esta distribución indica una buena ordenación con un valor de Stress bajo (0.047), sin que exista riesgo real de presentar una inferencia falsa (Zuur et al., 2007). En la Figura 13 vemos que el NMDS revela los distintos sitios del hábitat ribereño agrupados entre sí en una nube de puntos centrada, pero al separar los puntos por sitio se hace notar que algunos sitios son más compactos, como PIN y CCO, y otros más heterogéneos, como GAL (el cuál esta abarca a los sitios PIN y CCO) y HOR cuyos puntos de relevé se encuentran relativamente separados de los demás grupos.

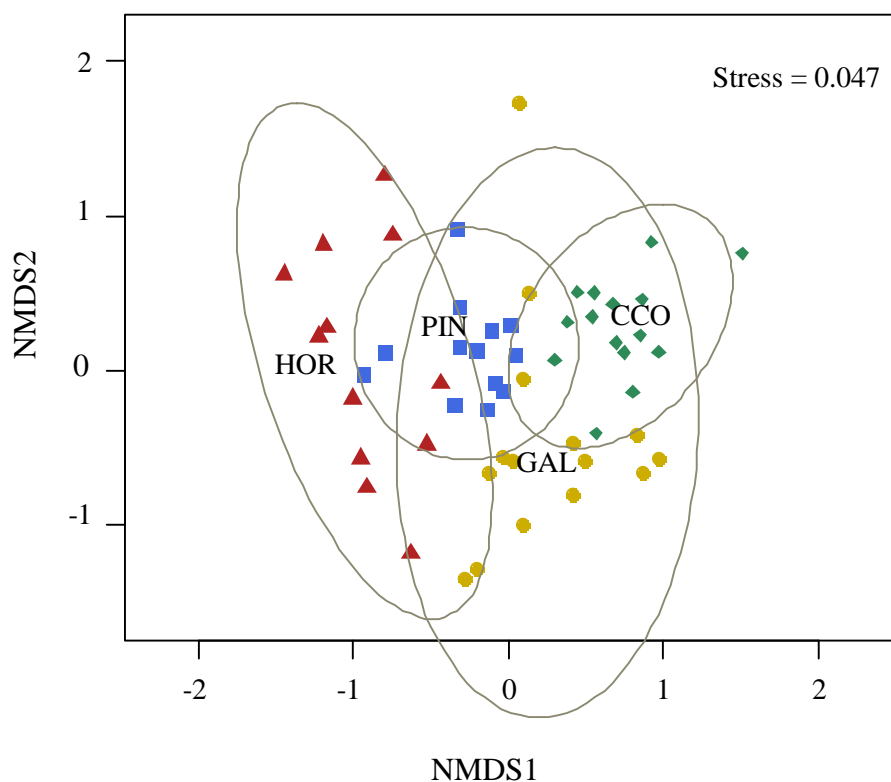


Figura 13. Ordenamiento no paramétrico multidimensional (NMDS) de la vegetación de hábitat ribereño usando las distancias de Bray-Curtis entre los relevés de cada sitio.

IX. DISCUSIÓN

Las especies ribereñas en ríos de zonas áridas de Norteamérica son especies de amplia distribución, muchas de las cuales han sido reportadas para el desierto Sonorense en el Río San Pedro por Stromberg (2001) y en el Río Santa Cruz (Solís y Jenkins 1998) y en general para los ríos de Sonora (Scott et al., 2009; Gentry et al., 1998). Las principales especies ribereñas encontradas en este estudio *Populus fremontii*, *Salix gooddingii*, *Baccharis salicifolia*, *Hymenoclea monogyra* son típicas de hábitats ribereños de zonas áridas, se distribuyen ampliamente en el suroeste de los Estados Unidos y noroeste de México. Son especies de amplia distribución pues abarcan los cuatro biomas desérticos de Norteamérica, los cuales son el Desierto Sonorense, el Desierto Chihuahuense, el Desierto de Mojave y el Desierto del Colorado (Patten, 1998). Los registros de estas especies tienen presencia en áreas inmediatas a un cauce de un río o arroyo que puede ser con flujo permanente o intermitente.

Se encontraron otras especies de hábitats más secos aunque presentes con gran frecuencia en hábitats ribereños como *Acacia farnesiana* y *Prosopis velutina*., que a pesar de que son especies típicas del mezquital, su distribución y descripción biogeográfica muestra que se encuentran en el hábitat ribereño de arroyos y ríos, principalmente en las zonas no inundables, sitios donde estas especies desarrollan exuberante cobertura y biomasa. Una gran cantidad de otras especies tuvieron poca frecuencia en este estudio y esto fue debido a la heterogeneidad los hábitats ribereños estudiados, similar a los que se ha encontrado en otras zonas áridas (Lite et al., 2005).

En el presente estudio se encontraron otras especies dentro del hábitat ribereño, especies típicas del mezquital, pero además casi la tercera parte de la riqueza de especies de cada sitio corresponde a especies únicas del sitio lo que nos confirma el patrón de heterogeneidad en los hábitats ribereños hábitat ribereño de zonas áridas (Tabla 4). Varios estudios reportan una mayor riqueza de especies en el hábitat ribereño comparando la vegetación adyacente y resaltan que estos hábitats albergan un gran porcentaje de la flora de la cuenca en un área relativamente pequeña (Gregory et al., 1991; Spackman y Hughes, 1995; Stohlgren et al., 1997; Goebel et al., 2003).

La riqueza de especies que presenta un sitio es resultado de la influencia de factores abióticos que presiden en el hábitat, tales como la humedad, el nivel del manto freático (la tabla de agua), la topografía, los nutrientes del suelo, y factores de disturbio y degradación. Delgado-Zamora (2013), en un estudio florístico del Río Cocóspera, comparó la composición de la parte alta (172 spp.) y parte baja (193 spp.) del cauce del hábitat ribereño y encontró que el índice de Jaccard detectó sólo 0.16 de similitud, mientras que para este estudio el valor más alto de similitud de Jaccard fue de 0.30 aunque este valor es todavía es considerado muy bajo, este índice detecta que la alta heterogeneidad que existe en otro río de Sonora. Ali et al. (2000) encontró que la humedad del suelo es el determinante principal de la riqueza de las especies en los sistemas fluviales de las regiones áridas de Egipto. Trujillo-López (2014) trabajó con aspectos edáficos en los mismos sitios del presente estudio y encontró en el sitio HOR, cuyo disturbio se consideró alto, que la humedad del suelo del mezquital y del hábitat ribereño fueron similares, coincidiendo este sitio ribereño (HOR) como el más seco y el que presentó menos riqueza de especies (35 spp.), aunque con una mayor equidad entre los individuos de las diferentes especies.

En contraste en el sitio ribereño CCO con menor disturbio, el cual mantiene fluyendo una pequeña cantidad de agua por su cauce, se encontró la mayor riqueza de especies (49 spp.). Es posible que el grado de disturbio tenga un efecto importante en el patrón de humedad del suelo, debido a que en el hábitat ribereño menos perturbado los árboles freatófitos tales como *Populus fremontii* y *Salix salicifolia* persisten dado el nivel adecuado del manto freático, e incrementan la humedad y moderan la temperatura del suelo (Naiman et al., 1999), por lo tanto la remoción de estas especies puede disminuir la humedad del suelo (Trujillo-López, 2014), aumenta la insolación, temperatura y déficit de vapor de agua, e influye en la disminución de la riqueza de especies (Tabla IV).

La estructura de una comunidad está regulada también por las interacciones bióticas. La dominancia de *Populus fremontii* en la cobertura del dosel no está claro si propicia, o limita la riqueza de especies herbáceas, dado el gran mantillo que produce, que puede aumentar los recursos disponibles en el suelo, pero igualmente puede restringir la germinación, o debido a la poca irradiación de luz puede ser que reduzca el crecimiento y supervivencia de otras plantas (Friedman et al., 1996; Xiong et al., 2003). En este estudio *Populus fremontii* fue la especie dominante en el hábitat ribereño de PIN y CCO con un 14% de cobertura relativa y aunque estos

sitios tuvieron un gran aporte de especies herbáceas al igual que GAL y HOR, la disminución de especies arbustivas en GAL por disturbio en el que se indujo el fuego, pudo haber proporcionado espacios disponibles para que se establecieran especies herbáceas. En el caso de HOR se observó que la baja dominancia de *Populus fremontii* (2%) pudiera haber sido un factor por el cual especies de gramíneas, propias del mezquital, estuvieran colonizando el hábitat ribereño, dado su gran disturbio antrópico, el más alto observado en nuestro recorrido por el Río San Miguel.

Aunque no esperado, en el presente estudio se encontró una mayor diversidad en el sitio ribereño con mayor perturbación. Las medidas de diversidad alfa utilizando los índices de Shannon-Wiener y Equidad se mostraron altas en todos los sitios puesto que el índice de Shannon-Wiener se acercaba 3.0. Cabe resaltar que el sitio HOR mostró los valores más altos de estos índices (3.27 y 0.86), aunque este sitio haya sido el que presentó menos riqueza y más alto disturbio antrópico (Tabla IV). Sin embargo tomando en cuenta los datos de flora, riqueza y estructura de la comunidad en HOR los índices de diversidad alfa y beta indican una pérdida real del hábitat ribereño a causa del uso del terreno en el sitio, lo que ayudó para que se establecieran especies no ribereñas como los pastos en éstos hábitats. El índice de Shannon-Wiener se ha relacionado positivamente con la invasibilidad de pastos debido a la mayor heterogeneidad ambiental espacial (nutrientes en el suelo, perturbación, irradiación) más que con la diversidad del hábitat, pudiéndose encontrar la mayor invasibilidad aún en hábitats de alta diversidad (Foster et al., 2002).

Tenza-Peral y Solis-Cámara (2015), en su trabajo de sucesión secundaria en campos de hortofruticultura en hábitats ribereños en zonas áridas de Baja California Sur, encontraron que la diversidad y equitatividad de especies es menor en aquellos sitios sin cambio de uso de suelo en el hábitat ribereño, es decir sin impacto antrópico, y además exhorta a los pobladores a utilizar esos campos para contribuir con un hábitat más diverso. Es equivalente a partir de lo encontrado en este estudio que esta exhortación no es necesariamente correcta, dado que la diversidad puede aumentar sin que esto necesariamente sea ecológicamente adecuado.

Por lo anterior, Marrugan (1988) nos da la resolución a los debates de este tipo, cito textualmente: “El análisis de valor de importancia de las especies cobra sentido si recordamos que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones

a favor de la conservación de taxa o áreas amenazadas, o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente. Además, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia en las especies o en la dominancia, nos alerta acerca de procesos de degradación ecológica”.

La diversidad beta medida con el índice de Jaccard mostró una baja similitud entre los sitios incluso aquellos sitios con poco disturbio (Tabla V). Además se encontró que casi un tercio del total de especies de cada sitio correspondían a especies únicas. Lo anterior revela una alta heterogeneidad del hábitat ribereño del Río San Miguel puesto que ríos efímeros como éste albergan un gran potencial de diversidad local de plantas, ya que se le atribuye a la heterogeneidad espacial de los flujos del río y temporal de la disponibilidad de recursos, así como también la competencia de las plantas por los recursos y las altas tasas de dispersión de semillas dentro y entre los corredores ribereños que varían a lo largo del afluente (Naiman et al., 1993; Johansson et al., 1996; Nilsson y Svedmark, 2002; Ward et al., 2002).

Además, el análisis de aglomeración mostró una diferenciación entre los sitios ribereños y los sitios del mezquital, y separó los sitios ribereños según la magnitud del disturbio que presenta cada sitio teniendo a PIN y CCO separado de GAL y HOR (Figura 11). Además, el análisis de ordenación de la diversidad beta concentra los puntos de relevé de los tres sitios ribereños menos degradados (PIN, GAL Y CCO), mientras que los de HOR se agrupan como si fuera un grupo externo ajeno al hábitat ribereño (Figura 12). De esta manera es posible asumir que el sitio HOR ha perdido muchas de las características propias del hábitat ribereño. Desde el punto de vista de la importancia de los hábitats ribereños, la perturbación muestra características que no pueden ser solamente medidas mediante indicadores de diversidad. Los cambios observados en los hábitats ribereños debido a los efectos de degradación antrópica es posible que igualmente conlleven a la pérdida de servicios ecosistémicos que solo ofrecen los sistemas ribereños sanos.

X. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El estudio mostró una gran heterogeneidad en los hábitats ribereños del Río San Miguel, en forma natural y debido al impacto de las actividades humanas.

Los sitios difieren en sus especies dominantes y en sus especies raras, esto se ve reflejado en la diversidad alfa y beta de la vegetación ribereña lo cual se relaciona de manera positiva con el grado de disturbio a nivel local.

Los valores de similitud de Jaccard entre los sitios fueron muy bajos, independientemente del grado de perturbación.

La mayor proporción de la riqueza de la vegetación ribereña está compuesta por especies raras que además ocurrieron en unos pocos relevés.

Los sitios con mayor disturbio presentaron los mayores índices de diversidad. El disturbio en los hábitats ribereños puede causar cambios detectables en la composición y equitatividad de las especies, y consecuentemente en la estructura de la vegetación, lo que hace que la diversidad alfa sea mayor en los sitios ribereños perturbados.

Es importante generar estudios y políticas que ayuden a la conservación de los hábitats ribereños de Río San Miguel en particular y en las zonas áridas del Estado de Sonora en general.

XI. LITERATURA CITADA

- Ali, M. M., G. Dickinson y K. L. Murphy. 2000. Predictors of plant diversity in a hyperarid desert wadi ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 45(3):215-230.
- Aguilar, R., L. Ashworth, L. Galetto y M. A. Aizen. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology letters*, 9(8):968-980.
- Álvarez, A. y J. A. Oria de Rueda. 2006. Las riberas: síntesis de la ecología de un ecosistema singular. Congreso Homenaje al Douro/Duero y sus ríos: memoria, cultura y porvenir. Zamora, España.
- Barton, D. R., W. D. Tylor y R. M. Biette. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habita in southern Ontario stream. *North American Journal Fisheries Management* 5:364-378.
- Becerra-Rodas, C. K. 2013. Flora y vegetación ribereña en la Reserva Nacional Trapananda, Región de Aysén, Chile. Tesis de Licenciatura. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Valdivia, Chile.
- Briggs, M. y W. R. Osterkamp. 2003. Developing recovery plans for riparian ecosystems. *Southwest Hydrology* 2(3):18-19.
- Bunn, S. E., P. M. Davies y T. D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41(2):333-345.
- Carothers, S.W. 1977. Importance, preservation, and management of riparian habitats: an overview. 2-4 p. En: R.R. Jonson y D.A. Jones (Eds.), *Importance, Preservation, and Management of Riparian Habitats: a Symposium*. USDA Forest Service General Technical Report RM-43. US Government Print Office, Washington, Estados Unidos de América.
- Cartron, J-L. E., G. Ceballos, R.S. Felger. 2005. Biodiversity, Ecosystems, and Conservation: Prospects for Northern Mexico. 3-7 p. En: J-L.E. Cartron, G. Ceballos y R.S. Felger (Eds.), *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos de America.
- Carver, A.D., D.D. Scott, J.Z. James, J.C Mangun y K.W. Williard. 2004. *A GIS Methodology*

- for Generating Riparian Tree Planting Recommendations. *Northern Journal of Applied Forestry* 21: 100-106.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. Wiley. Chichester, Reino Unido.
- CONAGUA. 1992. Ley de Aguas Nacionales. Comisión Nacional del Agua. Diario Oficial de la Federación. México, 01 de diciembre de 1992.
(http://www.normateca.gob.mx/Archivos/50_D_2773_19-08_2011.pdf01/10/2012)
- CONAGUA. 2009. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (2625) Río San Miguel, Estado de Sonora. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press Washington, Estados Unidos de América.
- Dajoz, R. 1979. *Tratado de Ecología*. 2da. Edición. Mundi Prensa. España.
- Dale, J., G.S. Helfman y J.O. Harper. 1999. Effects of riparian forest renewal on fish assemblages in southern appalachian streams. *Conservation Biology* 13: 1454-1465.
- DeBano, L. F., S. J. DeBano, D. E. Wooster y M. B Baker Jr. 2003. Linkages Between Riparian Corridors and Surrounding Watersheds. *Riparian Areas of the Southwestern United States: Hydrology, Ecology, and Management*, 77.
- Delgado-Zamora, D. A. 2013. Estudio florístico de los hábitats ribereños del rancho El Aribabi, municipio de Imuris, Sonora, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Hermosillo, Sonora, México.
- Dick-Peddie, W. A. y P. Hubbard. 1977. Classification of riparian vegetation. USDA For. Serv., Gen Tech. Rept. 43:83-90.
- Fernández, J. 2010. El recurso suelo-agua en medios áridos y semiáridos. 143-149 p. En: González, J. L. y Chueca, A. (Eds.), C4 y CAM. Características generales y uso en programas de desarrollo de tierras áridas y semiáridas. Homenaje del doctor Julio López Gorgé. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, España.
- Felger, R.S., S. Rutman, M.F. Wilson Y K. Mauz. 2007. Botanical Diversity of Southern Arizona and Northwestern Sonora. 202-271 p. En: R.S. Felger y B. Broyles (Eds.), *Dry borders: Great Natural Reserves of the Sonoran Desert*. University of Utah Press. Utah, Estados Unidos de América.

- Foster, B. L., V. H. Smith, T. L. Dickson y T. Hildebrand. 2002. Invasibility and compositional stability in a grassland community: relationships to diversity and extrinsic factors. *Oikos* 99(2):300-307.
- Gentry, H. S., P. D. Jenkins y T. R. Van Devender. 1998. *Gentry's Rio Mayo Plants: The Tropical Deciduous Forest and Environs of Northwest Mexico*. University of Arizona Press. Arizona, Estados Unidos de América.
- Ghermandi, A., V. Vandenberghe, L. Benedetti, W. Bauwens y P. A. Vanrolleghem. 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering* 35(1):92-104.
- Goebel, P. C., B. J. Palik y K. S. Pregitzer. 2003. Plant diversity contributions of riparian areas in watersheds of the northern Lake States, USA. *Ecological Applications* 13(6):1595-1609.
- Granados-Sánchez, D., M. Á. Hernandez-Garcia y G. F. López-Ríos. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Medio Ambiente* 12:55-69.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee y K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 540-551.
- Grime, J.P., 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley. New York, Estados Unidos de América.
- Hagan, J. M., S. Pealer y A. A Whitman. 2006. Do small headwater streams have a riparian zone defined by plant communities?. *Canadian Journal of Forest Research* 36(9):2131-2140.
- Hinojosa-Huerta, O., H. Iturribarria-Rojas, E. Zamora-Hernandez, A. Calvo-Fonseca. 2008. Densities, species richness and habitat relationships of the avian community in the Colorado River Delta, Mexico. *Studies in Avian Biology* 37:74-82.
- Hernández-García, M. A., D. Granados-Sánchez y A. Sánchez. 2004. Productividad de los ecosistemas en las regiones áridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9(2):113-123.
- Johansson, M. E., C. Nilsson y E. Nilsson. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal?. *Journal of Vegetation Science* 7(4):593-598.
- Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple y K. U. Snyder. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14(1):76-85

- Karr, J. R. y I. J. Schlosser. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201(4352):229-234.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row. Nueva York, Estados Unidos de América.
- Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19(4):573-592.
- Leps J. 2013. Diversity and ecosystem function. 308-346 p. En: Van Der Maarel E., y Franklin, J. (Eds.), *Vegetation ecology*. Wiley, Oxford. Estados Unidos de América.
- Lite, S. J., K. J Bagstad y J. C Stromberg. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63(4):785-813.
- Lot- Helgueras A. y A. Novelo 1990. Forested wetlands of México. 287-298 p. En: Lugo A. E., Brown S. y Brinson M. (Eds.), *Ecosystems of the World: Forested Wetlands*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Magdaleno, F. 2013. Las riberas fluviales. *Ambienta* 104:90-101.
- Magurran, A. E. 1988. Why diversity? In *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer. Holanda.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. Cornwall, Reino Unido.
- Martínez-Yrizar, A., R.S. Felger y A. Búrquez. 2010. Los ecosistemas terrestres: un diverso capital natural. 129-156 p. En: F.E. Molina-Freaner y T.R. Van Devender (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora*. UNAM, México.
- Meave, J., M. Kellman, A. Mcdougall y J. Rosales. 1991. Riparian habitats as tropical forest refugia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1:69-76.
- Mendoza-Cariño, M., A. Quevedo-Nolasco, A. Bravo-Vinaja, H. Flores-Magdaleno, D. B. De La Isla, M. De Lourdes y B. P. Zamora-Morales. 2014. Estado ecológico de los ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30(4):429-436.
- Nabhan, G. P. 1985. Native crop diversity in Aridoamerica: conservation of regional gene pools. *Economic Botany* 39(4):387-399.

- Naiman, R. J., y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics* 621-658.
- Naiman, R. J., H. Decamps y M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3(2):209-212.
- Naiman, R. J., K. L. Fetherston, S. J. McKay y J. Chen. 1998. Riparian forests. *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*. Springer-Verlag, 289-323.
- Naiman, R. J., S.R. Elliott, J. M. Helfield y T. C. O'keefe. 1999. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia* 410:79-86.
- National Research Council. 2002. *Riparian Areas: Functions and Strategies for management*. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board. Estados Unidos de América.
- Nilsson, C., G. Crelsson, M. Johansson, U. Sperens. 1988. Can rarity and diversity be predicted y vegetation along river banks? *Biological Conseration* 201-212.
- Nilsson, C. y M. Svedmark. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30(4):468-480.
- Nilsson, C. y B. M. Renöfält. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenger to adaptative catchment management. *Ecology and Society* 12(2):18
- Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius y C. Revenga. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405-408.
- Nores, M., M. M.Cerana y D. A. Serra. 2005. Dispersal of forest birds and trees along the Uruguay River in southern South America. *Diversity and Distributions* 11(3):205-217.
- Odum, E. P., H. T. Odum, y J. Andrews. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders. Philadelphia, Estados Unidos de América.
- Patten, D.T. 1998. Riparian ecosystems of semiarid North America: Diversity and human impacts. *Wetlands* 18:498-512.
- Pérez, G. R. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia* 23(88):375-387.
- Phillips, M. J., L. W. Swift Jr y C. R. Blinn. 2000. Best management practices for riparian areas. *Riparian management in forests of the continental eastern United States* 273-86.

- Pimentel, D. y N. Kounang. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1:416-426.
- Postel, S., y B., Richter. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Island Press. Washington, Estados Unidos de América.
- Quinn, J. M., I. K. Boothroyd y B. J. Smith. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams: 2. Invertebrate communities. *Forest Ecology and Management* 191(1):129-146.
- Richardson, D. M., P. M. Holmes, K. J. Esler, S. M Galatowitsch, J. C. Stromberg, S. P. Kirkman y R. J. Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions* 13(1):126-139.
- Rosenberg, D. M., P. McCully y C. M. Pringle. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50(9):746-751.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- Sabater, S. y A. Elosegí. 2009. Presentación: importancia de los ríos. 15-21 p. En: Elosegí A. y S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao, España.
- Salas, J. D., 2000. Hidrología de zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del Agua* 7(4):409-429.
- Scott, M.L., P. L. Nagler, E. P. Glenn. 2009. Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18:247–269.
- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press. Estados Unidos de América.
- Sheridan, T. E. 1996. *Where the Dove Calls: The Political Ecology of a Peasant Corporate Community in Northwestern Mexico*. The University of Arizona Press. Arizona, Estados Unidos de America.
- Shreve, F. I. L. Wiggins. 1964. *Vegetation and Flora of Sonoran Desert*. Stanford University Press, Stanford, Estados Unidos de América.
- Simpson, E. H., 1949. Measurment of diversity. *Nature* 163(4148):688.
- Smith, T. M. y Smith, R. L. 2007. *Ecología*. Pearson Educación. Madrid, España.
- Solís, G., A. Medina y W. Brady. 1993. Riparian plant vegetation on the Río de los Ajos, Sonora, México. *Ecologica* 3(1):13-22.

- Solís, G. G., y Jenkins, P. 1998. Riparian vegetation on the Río Santa Cruz, Sonora. Forest Service Proceedings. Estados Unidos de América.
- Solís-Garza, G., W. Bardy, R. López-Estudillo y R. Rodríguez. 2000. Riparian vegetation on the San Pedro River, Sonora, México. 272-292 p. En: Memorias II Simposio Internacional sobre la utilización y aprovechamiento de la flora silvestre de zonas áridas. México.
- Spackman, S. C. y J. W. Hughes. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological conservation* 71(3):325-332.
- Stohlgren, T. J., M. B. Coughenour, G. W. Chong, D. Binkley, M. A. Kalkhan, L. D. Schell y J. K. Berry. 1997. Landscape analysis of plant diversity. *Landscape Ecology* 12(3):155-170.
- Stromberg, J. C. 1993. Fremont cottonwood-Goodding willow riparian forests: a review of their ecology, threats, and recovery potential. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 97-110.
- Stromberg, J. C. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49(1):17-34.
- Stromberg, J. C., K. J. Bagstad, J. M. Leenhouts, S. J. Lite y E. Makings. 2005. Effects of stream flow intermittency on riparian vegetation of a semiarid region river (San Pedro River, Arizona). *River Research and Applications* 21(8):925-938.
- Stromberg, J. C., A. F. Hazelton y M. S. White. 2009. Plant species richness in ephemeral and perennial reaches of a dryland river. *Biodiversity and Conservation* 18: 663–677.
- Survey, M. C. B. 2007. A Handbook for Collecting Vegetation Plot Data in Minnesota: The Relve Method. Minnesota County Biological Survey, Natural Heritage and Nongame Research Program, Ecological Land Classification Program, Department of Natural Resources. Estados Unidos de América.
- Tenza-Peral A. y Solís-Cámara A. B. 2015. Sucesión secundaria tras el abandono de la hortofruticultura tradicional en sistemas socio-ecológicos de BCS, México. Comunicación oral. V Congreso Mexicano de Ecología. San Luis Potosí, México.
- Trujillo-López, C. 2014. Interacciones bióticas y de nutrientes en el suelo de la vegetación ribereña y mezquital en el Río San Miguel, Sonora. Tesis de Licenciatura. Universidad de

- Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Hermosillo, Sonora, México.
- Vidal-Abarca, M. R., R. Gómez y M. L. Suárez. 2004. Los ríos de las regiones semiáridas. *Ecosistemas* 13(1):16-28.
- Villaseñor-Gómez J. F. 2006. Habitat use and the effects of disturbance on wintering bird using riparian habitats in Sonora, Mexico. Disertación, University of Montana. Estados Unidos de América.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott y C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4):517-539.
- Wildi, O. 2013. *Data Analysis in Vegetation Ecology*, 2nd Edition. Wiley. Chichester, Reino Unido.
- Wang, H. F., M. X. Ren, J. López-Pujol, C. Ross Friedman, L. H. Fraser, G. X. Huang. 2015. Especies y comunidades vegetales del lago Poyang, el lago de agua dulce más grande de China. *Collectanea Botanica*, 34:1-36.
- Wilson, M. V. y A. Schimida. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72:155-164.
- Wittaker, R. H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147:250-60.
- Xiong, S., M. E. Johansson, F. M. Hughes, A. Hayes, K. S. Richards y C. Nilsson. 2003. Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. *Journal of Ecology* 91(6):976-986.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. y Smith, G. M. 2007. *Analysing ecological data*. Springer. New York, Estados Unidos de America.

XII. APÉNDICE 1. Listado florístico de la parte baja de la cuenca del Río San Miguel

ESPECIE	RIBEREÑO				MEZQUITAL	
	CCO	GAL	HOR	PIN	VEN	CUC
<i>Abutilon mollicomum</i> (Willd.) Sweet	0	1	0	0	0	0
<i>Acacia cochliacantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	1	0	0	1	0	0
<i>Acacia constricta</i> Benth. ex A. Gray	1	1	1	1	1	0
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	1	0	0	1	0	0
<i>Acalypha neomexicana</i> Müll. Arg.	1	1	0	1	0	0
<i>Amaranthus palmeri</i> S. Watson	1	1	1	1	0	1
<i>Ambrosia ambrosioides</i> (Cav.) W.W. Payne	1	1	1	1	0	0
<i>Ambrosia confertiflora</i> DC.	0	0	0	0	0	1
<i>Ambrosia monogyra</i> (Torr. & A. Gray) Strother & B.G. Baldwin	1	0	0	0	0	0
<i>Ambrosia psilostachya</i> DC.	0	1	0	0	0	0
<i>Antigonon leptopus</i> Hook. & Arn.	0	0	0	0	1	0
<i>Argemone mexicana</i> L	0	1	1	0	0	0
<i>Aristolochia watsonii</i> Wooton & Standl.	1	1	1	1	0	0
<i>Baccharis salicina</i> Torr. & A. Gray	1	1	1	1	0	0
<i>Boerhavia coccinea</i> Mill.	0	0	1	1	0	1
<i>Bouteloua aristidoides</i> (Kunth) Griseb.	0	0	1	0	0	1
<i>Bouteloua diversispicula</i> Columbus	0	0	1	0	1	1
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth) Scribn. & Merr.	0	0	1	0	0	0
<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl. var. <i>elongata</i> McVaugh & Rzed.	0	0	0	1	0	0
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	1	0	0	0	1	1
<i>Callaeum macropterum</i> (Moc. & Sessé ex DC.) D.M. Johnson	0	1	0	1	0	0
<i>Calliandra eriophylla</i> Benth.	0	0	0	0	0	1
<i>Cardiospermum corindum</i> L.	1	0	0	1	0	0
<i>Carnegiea gigantea</i> (Engelm.) Britton & Rose	0	0	0	0	0	1
<i>Celtis pallida</i> Torr. var. <i>pallida</i>	1	0	1	0	1	0
<i>Chenopodium neomexicanum</i> Standl.	0	0	0	1	0	0
<i>Chloris virgata</i> Sw.	0	0	1	0	0	0
<i>Cissus mexicana</i> Moc. & Sessé ex DC.	0	0	0	0	1	0

<i>Clematis drummondii</i> Torr. & A. Gray	1	0	0	0	0	0
<i>Cocculus diversifolius</i> DC.	1	0	0	1	0	0
<i>Commelina erecta</i> L.	1	0	0	1	1	0
<i>Condalia globosa</i> I.M. Johnst. var. <i>globosa</i>	0	0	1	0	1	1
<i>Cottisia gracilis</i> (A. Gray) W.R. Anderson & C. Davis	0	1	1	0	1	0
<i>Crotalaria pumila</i> Ortega	0	0	1	0	0	1
<i>Cucumis anguria</i> L.	0	0	1	0	0	0
<i>Cylindropuntia arbuscula</i> (Engelm.) F.M. Knuth	0	0	0	0	1	0
<i>Cylindropuntia fulgida</i> (Engelm.) F.M. Knuth var. <i>fulgida</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Cynanchum ligulatum</i> (Benth.) Woodson	1	0	0	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. var. <i>dactylon</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Datura discolor</i> Berhn.	1	1	1	0	0	0
<i>Echinopepon wrightii</i> (A. Gray) S. Watson	1	1	1	1	0	0
<i>Encelia farinosa</i> A. Gray var. <i>farinosa</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link ssp. <i>mexicana</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Evolvulus arizonicus</i> A. Gray	0	0	0	0	0	1
<i>Fouquieria macdougalii</i> Nash	0	0	0	0	1	0
<i>Fouquieria splendens</i> Engelm. ssp. <i>splendens</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Guaiacum coulteri</i> A. Gray	0	0	0	0	1	0
<i>Havardia mexicana</i> (Rose) Britton & Rose	1	0	0	1	0	0
<i>Hydrocotyle umbellata</i> L.	1	0	0	1	0	0
<i>Ibervillea sonora</i> (S. Watson) Greene	0	0	0	0	1	0
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	1	0	0	0	0	0
<i>Ipomoea coccinea</i> L.	1	1	0	0	0	0
<i>Ipomoea parasitica</i> G. Don	1	1	0	1	0	0
<i>Ipomoea ternifolia</i> Cav. var. <i>leptotoma</i> (Torr.) J.A. McDonald	0	0	0	0	0	1
<i>Ipomoea triloba</i> L.	0	1	1	0	0	0
<i>Jatropha cardiophylla</i> (Torr.) Müll. Arg.	0	0	0	0	1	1
<i>Kallstroemia grandiflora</i> Torr.	0	1	0	0	0	0
<i>Lophocereus schottii</i> (Engelm.) Britton & Rose var. <i>schottii</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Lycium berlandieri</i> Dunal var. <i>longistylum</i> C.L. Hitchc.	0	0	0	1	1	0
<i>Lysiloma watsonii</i> Rose	0	0	1	0	0	1
<i>Melampodium cupulatum</i> A. Gray	0	0	0	0	0	1
<i>Merremia palmeri</i> Hallier f.	1	0	0	1	0	0
<i>Mimosa dysocarpa</i> Benth. ex A. Gray	1	1	0	0	1	0

<i>Nissolia schottii</i> (Torr.) A. Gray	1	0	0	1	0	1
<i>Ocimum basilicum</i> L.	0	0	0	0	0	1
<i>Olneya tesota</i> A. Gray	0	0	1	0	1	0
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm. var. <i>engelmannii</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Opuntia gosseliniana</i> Weber	0	0	0	1	0	1
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	0	0	1	0	0
<i>Parkinsonia microphylla</i> Torr.	0	0	0	0	1	0
<i>Parkinsonia praecox</i> (Ruiz & Pav. ex Hook.) J. Hawkins ssp. <i>praecox</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Passiflora foetida</i> L. var. <i>gossypifolia</i> (Desv. ex Ham.) Mast.	1	0	0	1	0	0
<i>Peniocereus striatus</i> (Brandege) F. Buxbaum	0	0	1	0	1	0
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	1	0	0	0	1	0
<i>Physalis acutifolia</i> (Miers) Sandwith	1	0	0	0	0	0
<i>Populus fremontii</i> S. Watson var. <i>fremontii</i>	1	1	1	1	0	0
<i>Portulaca halimoides</i> L.	0	0	1	1	0	1
<i>Proboscidea parviflora</i> (Wooton) Wooton & Standl. ssp. <i>parviflora</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Prosopis articulata</i> S. Watson	1	0	0	0	0	0
<i>Prosopis velutina</i> Wooton	0	1	1	1	0	0
<i>Randia thurberi</i> S. Watson	0	0	0	0	1	0
<i>Ricinus communis</i> L.	1	0	0	0	1	0
<i>Ruellia intermedia</i> Leonard	1	0	1	0	0	1
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & A. Gray) Urb. var. <i>glabrata</i> Leonard	1	0	0	1	0	0
<i>Salix gooddingii</i> C.R. Ball	1	1	1	1	1	0
<i>Senna pallida</i> (Vahl) H.S. Irwin & Barneby var. <i>shreveana</i> H.S. Irwin & Barneby	1	0	0	0	0	0
<i>Sesbania herbacea</i> (Mill.) McVaugh	0	0	1	0	1	0
<i>Setaria grisebachii</i> E. Fourn.	0	0	0	0	1	0
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	0	0	0	0	0	1
<i>Stegnosperma halimifolium</i> Benth.	0	0	0	1	0	0
<i>Stenocereus thurberi</i> (Engelm.) F. Buxb.	0	0	0	0	1	1
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	0	1	0	1	1	1
<i>Tamarix aphylla</i> (L.) Karst	0	0	0	1	0	0

<i>Tecoma stans</i> (L.) Kunth var. <i>angustatum</i> Rehd.	0	0	1	0	0	0
<i>Tidestromia lanuginosa</i> (Nutt.) Standl. var. <i>eliassoniana</i>	0	0	1	0	0	0
Sánchez del Pino & Flores Olivera						
<i>Tragia jonesii</i> Radcl.-Sm. & R. Govaerts	0	1	1	0	0	0
<i>Ziziphus obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) A. Gray	0	0	0	0	1	1
var. <i>obtusifolia</i>						
sp01	0	0	0	0	1	0
sp02	0	0	0	0	1	0
sp03	0	0	0	0	0	1
sp04	0	0	0	0	0	1
sp05	0	0	0	0	0	1
sp06	0	0	0	0	0	1
sp07	0	0	0	0	0	1
sp08	0	0	0	0	0	1
sp09	0	0	0	0	0	1
sp10	0	0	0	0	0	1
sp18	1	0	0	0	0	0
sp23	1	0	0	0	0	0
sp24	1	0	0	0	0	0
sp26	1	0	1	0	0	0
sp27	1	0	0	0	0	0
sp28	1	0	0	0	0	0
sp29	1	0	0	0	0	0
sp31	0	0	0	1	0	0
sp33	0	0	0	1	0	0
sp34	0	0	0	1	0	0
sp35	0	0	1	0	0	0
sp36	0	1	1	0	0	0
sp37	0	0	1	1	0	0
sp38	0	1	0	0	0	0
sp40	0	1	0	0	0	0
sp41	0	0	0	1	0	0
sp42	0	1	1	1	0	0
sp43	0	0	0	0	1	0
sp44	0	0	0	0	1	0
sp45	0	1	0	0	0	0

sp46	0	0	0	0	1	0
sp47	0	1	0	0	0	0
sp48	0	0	1	0	0	0
sp50	1	0	0	0	0	0
sp51	0	1	1	0	0	0
sp52	1	0	0	0	0	0
sp53	0	1	0	0	0	0
sp54	0	1	0	0	0	0
sp55	0	0	0	1	0	0
sp56	0	1	0	0	0	0
sp57	1	0	0	0	0	0
sp58	1	0	0	0	0	0
sp59	0	0	0	1	0	0
sp60	0	0	1	0	0	0
sp61	0	1	0	0	0	0
sp62	0	1	0	0	0	0
sp63	0	0	1	0	0	0
sp64	0	0	1	0	0	0
sp65	0	0	1	0	0	0
sp66	0	0	1	0	0	0
sp67	0	0	0	1	0	0
sp68	1	0	0	0	0	0
sp69	0	0	1	0	0	0
sp70	0	0	1	0	0	0
sp72	0	0	1	0	0	0
sp73	0	0	0	0	1	0

XIII. APENDICE 2. Dominancia por sitio expresada en términos de cobertura relativa.

Hábitat	Sitio	Especie	Dominancia
Ribereño	CCO	<i>Populus fremontii</i>	14%
		<i>Ipomoea parasitica</i>	13%
		<i>Baccharis salicifolia</i>	9%
		sp26	7%
		<i>Prosopis articulata</i>	7%
		sp50	6%
		sp18	6%
		sp27	5%
		<i>Hydrocotyle leumbellata</i>	4%
		<i>Acalypha neomexicana</i>	4%
	GAL	<i>Ipomoea parasitica</i>	25%
		<i>Amaranthus palmeri</i>	10%
		<i>Populus fremontii</i>	9%
		sp36	8%
		<i>Abutilon mollicomun</i>	6%
		<i>Ipomoea triloba</i>	5%
		<i>Ambrosia ambrosioides</i>	4%
		sp62	4%
		<i>Datura discolor</i>	4%
		<i>Argemone mexicana</i>	3%
	PIN	<i>Populus fremontii</i>	14%
		<i>Ambrosia ambrosioides</i>	13%
		<i>Prosopis velutina</i>	10%
		<i>Acalypha neomexicana</i>	9%
		sp59	7%
		<i>Hymenoclea monogyra</i>	7%

		<i>Amaranthus palmeri</i>	6%
		<i>Baccharis salicifolia</i>	3%
		sp55	3%
		<i>Commelina erecta</i>	3%
	HOR	<i>Prosopis velutina</i>	11%
		sp69	10%
		sp64	9%
		<i>Celtis pallida</i>	6%
		<i>Ruellia intermedia</i>	5%
		<i>Amaranthus palmeri</i>	4%
		<i>Sesbania herbacea</i>	4%
		sp35	4%
		<i>Chloris virgata</i>	4%
		sp63	4%
Mezquital	VEN	<i>Bouteloua diversispicula</i>	26%
		<i>Olneya tesota</i>	17%
		<i>Celtis pallida</i>	10%
		<i>Antigonon leptopus</i>	10%
		<i>Ibervillea sonora</i>	10%
		<i>Commelina erecta</i>	5%
		<i>Randia thurberi</i>	5%
		sp1	5%
		<i>Acacia constricta</i>	2%
		<i>Phaulothamnus</i>	2%
		<i>spinecens</i>	
	CUC	<i>Amaranthus palmeri</i>	15%
		<i>Bouteloua aristidoides</i>	15%
		<i>Bouteloua diversispicula</i>	9%
		<i>Jatropha cardiophylla</i>	9%
		<i>Prosopis velutina</i>	9%
		<i>Fouquieria splendens</i>	9%

	<i>Cylindropuntia arbuscula</i>	4%
	<i>Abutilon mollicomun</i>	4%
	<i>Kallstroemia grandiflora</i>	4%
	<i>Caliandra eriophylla</i>	4%

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS DEL HÁBITAT
RIBEREÑO DE LA PARTE BAJA DEL RÍO SAN MIGUEL, SONORA

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CON OPCIÓN EN:
RECURSOS NATURALES TERRESTRES

PRESENTA:

ONÉSIMO GALAZ GARCÍA

Hermosillo, Sonora

Marzo 2016